净水技术 2025,44(1):128-134

唐玮曦,陆文超,王乾坤,等.光伏工业园区含氟废水处理工艺调试实例 [J]. 净水技术, 2025, 44(1): 128-134. TANG W X, LU W C, WANG Q K, et al. An empirical study on process operation and debugging of fluorine-containing wastewater in photovoltaic industrial park [J]. Water Purification Technology, 2025, 44(1): 128-134.

光伏工业园区含氟废水处理工艺调试实例

唐玮曦^{1,2},陆文超¹,王乾坤^{1,2},王 旭²,李艾岭²,王 旭^{1,*} (1.江苏中鹏环保集团有限公司,江苏南京 210019;2.来安金鹏水务有限公司,安徽滁州 239236)

摘 要【目的】 文章介绍某光伏工业园区含氟废水处理工程调试运行过程,重点介绍废水中氟离子质量浓度由 8 mg/L 降低至地表IV类水质要求的 1.5 mg/L 的调试情况。【方法】 针对光伏工业园区所排废水的水质特点,调试采用生化调试和物化调试两步开展,生化调试后,再针对通过生化过程无法去除的 COD_{cr} 和氟离子进一步开展物化调试。调试过程的重点是通过物化手段去除废水中的氟离子,通过调控加药量,调整加药点位等措施,以获得更好的氟离子去除效果,并获得更低的去处成本。【结果】 生化调试完成后,初期采用在生化池前端的混凝沉淀池一步除氟的处理措施,发现需要投加的药剂量大、药剂投加产生的污泥量也过大的问题,污泥量大又导致大量污泥不能充分沉淀而溢流到后续生化工艺段中,污泥中的氟离子在生化段会重新分解又回到废水中,进而影响了系统的除氟效果,使后续处理设施中氟离子升高。为此采用分步投加药剂的措施,将药剂投加点分为前端混凝沉淀池和生化后的高效沉淀池两个点位,并且将高效沉淀池的除氟污泥回流至前端进一步发挥除氟作用等措施,有效降低了除氟剂投药量,并使出水氟离子指标稳定。【结论】 通过生化物化工艺调试,使系统稳定运行,各项指标稳定达标,且除氟成本有效降低。

关键词 光伏 含氟废水 氟离子 除氟剂 地表Ⅳ类水 中图分类号: X703 文献标志码: A 文章编号: 1009-0177(2025)01-0128-07 DOI: 10.15890/j. enki. jsjs. 2025. 01. 016

An Empirical Study on Process Operation and Debugging of Fluorine-Containing Wastewater in Photovoltaic Industrial Park

TANG Weixi^{1,2}, LU Wenchao¹, WANG Qiankun^{1,2}, WANG Xu², LI Ailing², WANG Xu^{1,*}

(1. Jiangsu Zhongpeng Environmental Protection Group Co., Ltd., Nanjing 210019, China;
2. Lai'an Jinpeng Water Co., Ltd., Chuzhou 239236, China)

Abstract [**Objective**] Introduce the commissioning and operation process of a fluoride wastewater treatment project in a photovoltaic industrial park, and focus on the commissioning situation of reducing the fluoride ion mass concentration in the wastewater from 8 mg/L to 1.5 mg/L. [**Methods**] In view of the water quality characteristics of the wastewater discharged in the photovoltaic industrial park, the commissioning is carried out in two steps: biochemical commissioning and physical and chemical commissioning. After the biochemical commissioning, the physical and chemical debugging is further carried out for COD_{Cr} and fluoride ions that cannot be removed through the biochemical process. The key point of the commissioning process is to remove the fluoride ions in the wastewater by physical and chemical means, and to obtain better fluoride ion removal effect and lower removal cost by regulating the dosage and adjusting the dosage point. [**Results**] After the completion of the biochemical commissioning, the initial use in the biochemical pool front coagulation sedimentation tank step except fluorine treatment measures, found the need to add large dosage, agent add the amount of sludge is too large, and large amount of sludge cannot fully precipitation and overflow to the subsequent biochemical process section, sludge fluoride ion in the biochemical section will decomposition and back to the wastewater, which affect the effect of fluoride system, make fluoride ion in the subsequent treatment facilities. For this reason, the measure of adding agents step by step is adopted, and the agent injection is divided into two points: the front end coagulation sedimentation tank and the

[收稿日期] 2024-01-10 [作者简介] 唐玮曦(1994—),男,主要从事水污染治理技术和管理工作,E-mail:1241776835@qq.com。 [通信作者] 王旭(1973—),男,高级工程师,主要从事水污染治理工程建设运营技术和管理工作,E-mail:xuantai@163.com。

— 128 —

biochemical efficient sedimentation tank, and the fluoride sludge of the high efficiency sedimentation tank is returned to the front end to further play the role of fluoride removal, which effectively reduces the dosage of fluoride removal and stabilizes the fluoride ion index of the effluent water. [Conclusion] Through the commissioning of biochemical physical.

Keywords photovoltaic fluorine-containing wastewater fluorine ion defluorinating agent class IV surface water

随着国家新能源行业的快速发展,光伏行业近 年来爆发式增长,同时也带来相关工业废水排放的 大量增加,其中,光伏工业废水中的氟离子给环境带 来的风险也与日俱增,很多地方纷纷将光伏行业废 水的氟离子排放指标提升至地表Ⅳ类水水质标准, 即出水质量浓度需达到 1.5 mg/L 以下。标准的提 升对废水处理的技术和成本都提出了更高的要求, 行业内在这一领域的研究也取得了良好的进展。金 月清等[1]采用两级沉淀法将液晶面板生产中含氟废 水中的氟离子质量浓度由 60 mg/L 降低至 5 mg/L 以 下;余琴芳等^[2]采用混凝沉淀法,用硫酸铝二级沉 淀法在中试中将氟离子质量浓度由 7.5 mg/L 降至 1.5 mg/L 以下,并计算药剂和污泥综合成本为 1.97 元/t;王小兵等^[3]采用混凝沉淀法在某液晶面板厂 的高含氟高硬度废水处理厂的工程实践中,将氟离 子质量浓度由 17 mg/L 降低至 4 mg/L 以下,并在与

其他废水混合排放的情况下,出水氟离子指标达到 1.5 mg/L以下。本文结合同行业研究情况,在某光 伏工业园区废水处理厂的工程调试实践过程中,成 功将氟离子质量浓度由进水的 8 mg/L处理至达标 要求的 1.5 mg/L,以下介绍该工程调试情况,供行 业参考。

1 工程概况

1.1 设计规模和工艺流程

某光伏园区工业污水厂,设计水量为4万m³/d, 该光伏园区主要为生产太阳能光伏电池的企业,来 水为太阳能光伏电池生产尾水。本厂主要工艺流程 为进水→调节池→混凝沉淀池→生化池→二沉池→ 高效沉淀池→V型滤池→消毒出水。

1.2 设计水质

主要设计水质如表1所示。

			••	• ×//24				
Tab. 1 Design Influent and Effluent Quality								
项目		$\rm COD_{Cr}$	$BOD_5/$	氨氮/	总氮(TN)/	悬浮固体(SS)/	总磷(TP)/	氟离子/
	рп Ш	$(\operatorname{mg} \cdot \operatorname{L}^{-1})$	$(mg \cdot L^{-1})$	$(\mathrm{mg}{\boldsymbol{\cdot}}\mathrm{L}^{-1})$	$(\mathrm{mg}{\boldsymbol{\cdot}}\mathrm{L}^{-1})$	$(\mathrm{mg}{\boldsymbol{\cdot}}\mathrm{L}^{-1})$	$(\mathrm{mg}{\boldsymbol{\cdot}}\mathrm{L}^{-1})$	$(mg \cdot L^{-1})$
进水水质	6~9	300	100	35	50	200	6	8
出水水质	6~9	30	6	1.5	15	10	0.3	1.5

表1 设计进出水水质

1.3 实际水量和水质情况

该厂自投入运营以来,实际来水量约为2.1万 m³/d。实际上游来水均为园区中的光伏企业所排 放,其排放指标要求如表2所示。

表2 所在园区光伏企业废水排放标准

Tab. 2 Wastewater Discharge Standard of Photovoltaic

Enterprises	in	the	Park	C.
-------------	----	-----	------	----

指标	数值	指标	数值
pH 值	6~9	$TP/(mg \cdot L^{-1})$	2
$\text{COD}_{Cr} / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	150	$SS/(mg \cdot L^{-1})$	140
氨氮/($mg \cdot L^{-1}$)	30	氟离子/(mg·L ⁻¹)	8
$TN/(mg \cdot L^{-1})$	40		

但通过对进水检测,实际进水指标统计如表 3 所示。

根据进水情况,参考冯丽霞等^[4]的研究,并通 过对上游光伏企业的走访调查,了解到上游光伏企 表3 实际进水水质(以2023年8月月均值统计)

Tab. 3 Actual Influent Quality	(Based on Monthly
--------------------------------	-------------------

Mean Value in August 2023)

指标	数值	指标	数值
pH 值	6~9	$TN/(mg \cdot L^{-1})$	7
$\text{COD}_{\text{Cr}}/(\text{mg}{\boldsymbol{\cdot}}\text{L}^{-1})$	45	$TP/(mg \cdot L^{-1})$	0.4
$BOD_5/(mg \cdot L^{-1})$	5	$SS/(mg \cdot L^{-1})$	8
氨氮/(mg·L ⁻¹)	3	氟离子/(mg·L ⁻¹)	7.3

业对其废水已进行生化、物化等全流程处理,因此, 出水多项指标大幅度低于设计指标。

2 工艺调试情况

2.1 工艺调试要点

根据上述情况,本厂进水各项指标偏低,常规指标中 BOD,、TN、SS、TP 指标已接近本厂的出水指标

要求,但 COD_{cr}、氨氮和氟离子的指标仍高于本厂排 放指标,需进一步处理,确保达标排放。

2.2 工艺调试思路

(1)本厂 COD_{cr}、氨氮指标已十分接近达标要 求,但又不能完全达标,需通过生化调试,进一步降 低 COD_{cr}、氨氮指标。

(2)来水中的氟离子质量浓度要从 8 mg/L 降 低至 1.5 mg/L,参考余琴芳等^[2]的研究,需投加大 量药剂通过吸附、沉淀等物化措施予以去除。另外, 进水在上游企业已经过生化处理,基本无生化性,通 过生化调试所培养的污泥活性不会很好,所以运行 中仅通过生化不一定能保证 COD_{cr}等指标可靠达 标,还需靠物化措施予以保证。

(3)综合考虑水质情况,本厂需首先进行生化 调试,培养活性污泥,从而使氨氮达标排放,另外通 过生化去除部分 COD_{cr}、BOD₅、TN、TP 等指标;待生 化指标稳定后开展物化调试,进一步去除氟离子、 COD_{cr}等指标,以实现总体达标的目的。

2.3 生化调试情况

因来水中 COD_{Cr}、氮、磷指标低,调试过程中不 可能通过自身培养形成活性污泥,只能通过接种外 来活性污泥培养生化污泥,且日常需投加碳源、氮磷 肥等才能逐渐形成满足生化需求的活性污泥。生化 池引入污水后,先投入脱水污泥约 500 t(含水率为 80%),随后逐步增大进水量,并同步投加碳源、磷酸 氢二铵、尿素等逐步培养活性污泥,通过 2 个月左右 的生化工艺调试,活性污泥各项指标趋于稳定,系统 污泥质量浓度达到 2 000 mg/L 左右。生化调试运 行稳定后的出水指标(以 2023 年 8 月均值统计)如 表 4 所示。

			0
指标	数值	指标	数值
pH 值	6~9	$TN/(mg \cdot L^{-1})$	4
$COD_{Cr}/(mg \cdot L^{-})$	¹) 35	$TP/(mg \cdot L^{-1})$	0.3
$BOD_5/(mg \cdot L^{-1})$) 3	$SS/(mg \cdot L^{-1})$	8
氨氮/(mg·L ⁻¹) 0.2	氟离子/(mg·L ⁻¹)) 7.1

	表 4	生化调试出水指标	Ā
Tab. 4	Effluent Inc	lices of Biochemical	Commissioning

根据表 4, 氨氮、TN、TP、SS 指标经过生化后可 稳定达标, COD_{cr} 指标虽有所降低, 但不能达到要求 标准; 氟离子指标经生化处理后基本没有降低。

2.4 **物化调试情况**

2.4.1 物化调试所需的药剂分析

(1)根据余琴芳等^[2]的研究,废水中的氟离子 可通过与 Al³⁺发生络合、离子交换或静电作用吸附 废水中的氟离子,并通过沉淀作用去除氟离子,且一 般污水处理中常用的聚合氯化铝(PAC)也具有除 氟效果。通过市场调研,市售的除氟剂基本都以铝 盐为主,因此,确定本次物化调试首先从除氟角度着 手,选择除氟效果最好的含铝除氟剂,并同时观察其 去除其他污染物的效果,决定是否投加其他类型的 净水剂。

(2)根据顾晨晨^[5]的研究,铝盐除氟的最佳 pH 值为 6.0~6.5。本次调试对多个厂家的除氟药剂在 实验室进行性能分析,确定铝盐除氟剂发挥除氟作 用的最佳 pH 值均为 6.0~6.5。表 5 为本厂使用 PAC 在不同 pH 下进行除氟试验得到的氟离子去除 率情况,根据试验情况,PAC 在 pH 值为 6.2 左右的 时候对氟离子去除效果最好,低于 6 或高于 6.5 后, 除氟能力大幅度降低。

表 5 不同 pH 下氟离子的去除情况

Tab. 5	Fluoride Ions Removal at Diff	ferent pH Values	
pH 值	出水氟离子/(mg·L ⁻¹)	氟离子去除率	
5.50	2.35	64%	
6.02	1.70	74%	
6.22	1.51	77%	
6.54	2.50	62%	
7.00	3.1	53%	

据此,在选择适当的除氟剂的同时,还应向反应 装置中投加酸或碱对 pH 进行调整,且生产实践中 要对 pH 进行精确调控。

(3)参考金月清等^[1]的研究,为确保除氟剂投加后水质澄清,需向废水中投加助凝剂聚丙烯酰胺(PAM)。

2.4.2 除氟药剂的选定

经过多轮试验对比,从多个厂家的除氟剂和 PAC 中筛选出能保证满足达标要求的6种药剂进 行性能价格比较,其中前3种药剂使用时需要投加 液碱调节 pH,如表6所示,后3种药剂需投加盐酸 调节 pH,如表7所示。

在药剂选择过程中,发现除氟药剂的使用还有 如下特点。

-130 -

Vol. 44, No. 1, 2025

January $25 \mathrm{th}\,,\;2025$

Tab. 6 Comparison of Fluoride Ion Removal Performance of Defluorinating Agents (Dosing Alkali)								
药剂种类	进水氟离子/ (mg·L ⁻¹)	进水 pH 值	除氟剂/ (mg•L ⁻¹)	投加除氟 剂后 pH 值	30%液碱∕ (mg·L ⁻¹)	投加碱 后 pH 值	出水氟离子/ (mg·L ⁻¹)	$\frac{\text{PAM}}{(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})}$
WPR7	6.5	7.8	1 040	4.23	535	6.5	1.41	5
DEF1	6.7	7.4	1 250	5.05	217	6.5	1.45	5
PAC	6. 1	8.1	2 500	4.32	1 270	6.5	1.43	5
	· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·							

表6 除氟剂去除氟离子性能比较(加碱)

Tab. 7 Comparison of Fluoride Ion Removal Performance of Defluorinating Agents(Dosing Acid)								
広刘秞米	进水氟离子/	进业。田信	除氟剂/	投加除氟	30% HCl/	投加酸	出水氟离子/	PAM/
约刑仲天	$(mg\!\cdot\!L^{-1})$	近小pn值	$(\mathrm{mg}\!\cdot\!\mathrm{L}^{-1})$	剂后 pH 值	$(mg \cdot L^{-1})$	后 pH 值	$(\mathrm{mg}\!\cdot\!\mathrm{L}^{-1})$	$(\mathrm{mg}\!\cdot\!\mathrm{L}^{-1})$
GYF3	6.7	7.9	1 740	7.12	325	6.5	1.44	5
PHB1	6.7	7.9	2 100	6.98	261	6.5	1.39	5
FZE15	6.5	7.5	2 400	6. 7	68	6.5	1.48	5

(1)各种除氟剂的投加量都远超一般净水剂的 投加量。顾晨晨^[5]的研究显示将氟离子质量浓度 由 8.4 mg/L降至 0.9 mg/L,使用改性硫酸铝药剂 投加量达 3 000 mg/L;余琴芳等^[2]将氟离子质量浓 度由 7.4 mg/L降至 1.5 mg/L,使用 Al₂O₃ 有效含量 为 15.6%的硫酸铝约 600 mg/L。本厂各类除氟药 剂的试验投加量基本都在 1 000 mg/L以上(表 5), 而一般污水厂净水剂[如 PAC、聚合氯化铝铁 (PAFC)等]的投加量仅在 100 mg/L 左右(此处均

指市售液体的实际投加量,其中有效成分 Al₂O₃ 约 10%左右)。

(2)因除氟剂使用量大,沉淀的污泥量大,PAM 投加量也相应增大。根据一般污水厂PAM 絮凝剂 的使用情况,投加量一般在 0.5~1.0 mg/L,而本厂 对各类除氟剂的试验中,PAM 投加量一般需在 3~5 mg/L,试验对比中均使用 5 mg/L,待生产中需根据 实际情况调整药量。

所有药剂试验投加成本比较情况如表8所示。

		Tub. 6	comparison or ci	ienneur dosts i er	in or water		
药剂种类	除氟剂价格/ (元·t ⁻¹)	除氟剂用量/ (g•t ⁻¹)	碱或酸价格/ (元·t ⁻¹)	碱或酸用量/ (g•t ⁻¹)	PAM 价格/ (元·t ⁻¹)	PAM 用量/ (g•t ⁻¹)	吨水药剂费用/ 元
	() = · · /	(8.7)	() = · · /	(8 .)	(/ = · · /	(8.7)	
WPR7	2 000	1 040	1 500	535	12 500	5	2.95
DEF1	1 500	1 250	1 500	217	12 500	5	2.26
PAC	600	2 500	1 500	1 270	12 500	5	3.47
GYF3	1 800	1 740	500	325	12 500	5	3.36
PHB1	1 800	2 100	500	261	12 500	5	3.97
FZE5	1 300	2 400	500	68	12 500	5	3. 22

表 8 吨水药剂费比较 Tab. 8 Comparison of Chemical Costs Per m³ of Water

根据比较结果, DEF1 除氟剂综合药剂成本最低,确定为本厂调试使用的生产药剂。该药剂主要由铝盐及其他吸附絮凝类药剂复配构成, 外观为棕褐色液体,密度为 1.2 g/cm³。 2.4.3 调试中出现的问题

调试初期,采用一步除氟方案,即仅在混凝沉淀 池投加除氟剂,并控制反应 pH 值在 6.5 左右。经 过一个月左右的稳定运行,发现如下问题:(1)药剂 投加量过大,实测除氟剂投加量高达 1 800 mg/L,大 幅度高于实验室中确定的药剂投加量;(2)混凝池 沉淀能力不足,经常会出现跑泥现象,影响后续出水 水质,导致出水氟离子浓度不稳定,另外大量污泥由 混凝沉淀池溢流至生化池中,导致生化池污泥量也 猛增,生化池污泥之类质量浓度高达 8 000 mg/L 以 上,SV₃₀ 也高达 90%以上,过高的污泥量也会导致 二沉池发生跑泥现象,进一步影响了后续设施的运 行稳定;(3)药剂投加量大,回调 pH 所需液碱的投 加量也相应增大,用于助凝的 PAM 投加量也需相应

— 131 —

增加,从而导致整体除氟相关费用大幅度增加。

2.4.4 分析上述问题产生的原因

(1)实验室条件相对稳定,没有水质波动,所以 所需投加的药剂量相对稳定;

(2)因 pH 对除氟效果影响很大,生产运行过程 中做到精准调控 pH 难度较大,会导致药剂使用效 果出现较大偏差;

(3)药剂投加量大所导致的污泥产量大,造成 污泥沉降不够,大量含氟污泥跑到后续构筑物中,因 后续构筑物中 pH 等运行环境改变,又产生了氟离 子从污泥中解吸出来的现象,使氟离子有所升高。 本厂对9月5日—9月9日的混凝沉淀池和二沉池 的出水数据进行了分析,如图1所示。



Fig. 1 Changing Situation of Fluoride Ion after Biochemical Treatment

2.4.5 问题解决措施

为解决上述问题,生产中主要采取如下技术措施。

(1)加强实际运行中对混凝沉淀池和高效沉淀 池 pH 的检测和调控,使反应 pH 值尽量保证在 6.0~6.5。

(2)分步投加除氟相关药剂。

鉴于生化池后端有高效沉淀池,参考金月清 等^[1]和余琴芳等^[2]的研究,采用分两步加药除氟的 方式,将除氟剂分别投加至前端的混凝沉淀池和生 化池之后的高效沉淀池。

这样操作可达到如下几方面有益效果:①在 生化系统之后再次除氟,出水氟离子基本不会再 反复,可使出水稳定达标;②分步投加,两阶段除 氟剂投加量都减少,酸性程度弱,两阶段所需的液 碱投加量也相应减少,使除氟药剂成本显著降低; ③混凝沉淀池污泥产量相应减少,经过适当调整 投药量,混凝沉淀池跑泥现象基本消除;④高效沉 淀池接近系统末端,其出水 pH 和氟离子浓度相对 稳定,可通过安排定时检测以判断出水氟离子是 否达标,因而可随时调整药量,达到降低投药量的 效果。

(3)将混凝沉淀池和高效沉淀池两部分物化污 泥回流至调节池。

根据系统设计和日常生产情况,混凝沉淀池的 污泥和高效沉淀池剩余污泥均排放至污泥储池,经 污泥压滤系统压滤外运。因药剂投加量大,核算本 厂物化产绝干泥量约10t/d,而本厂总去除氟离子 量核算仅有约0.1t左右,比例接近100:1。参考 冯丽霞等^[4]的研究,分析认为污泥中可能仍有较大 的吸附氟离子的能力。通过上述分析,生产中将这两 部分污泥通过变更管道走向等措施回流至系统前端 的调节池,在调节池中,通过调节池中的混合设施,使 污泥和污水充分接触,再次发挥除氟能力。污泥和污 水经过调节池后,再次进入混凝沉淀池,再通过投加 少量除氟剂,即可达到与之前相同的除氟水平。

通过上述分析,自9月16日起开始采取相应调整措施,对9月17日—9月21日对调节池进出水的氟离子连续检测,结果显示出水平均值较进水降低2.6 mg/L。具体降低情况如图2所示。





Dosing Fluoride Removal Agent

(3)经过上述调整后,各工艺段除氟投药量及 各工艺段参数如表9所示。

2.4.6 物化调试其他指标的去除情况

通过物化调试过程,氟离子可以稳定达标,另外 在物化过程中对在生化中没有完全达标的 COD_{cr} 指标予以评估,COD_{cr}指标通过物化后可以稳定达 标。评估情况如图 3 所示。

— 132 —

January 25th, 2025

表 9 综合调控后各阶段氟离子指标及相关工艺参数 (9月21日—30日均值)

Tab. 9 Fluoride Ion Indices and Related Process Parameters at Various Stages after Comprehensive Regulation and Control (Daily Mean Value from September 21 to 30)

		<i>,</i>
步序	指标	数值
第一步	进水氟离子/(mg·L ⁻¹)	6.8
	进水 pH 值	7.5
	混凝进水氟离子/(mg·L ⁻¹)	4.7
	混凝池除氟剂/(mg·L⁻¹)	470
	投加除氟剂后 pH 值	6.6
	$PAM/(mg \cdot L^{-1})$	3
	混凝池出水氟离子/(mg·L ⁻¹)	2.5
第二步	高效池进水氟离子(mg·L ⁻¹)	2.4
	高效池除氟剂/(mg·L ⁻¹)	690
	投加除氟剂后 pH 值	6.0
	30%液碱/(mg·L ⁻¹)	120
	投加后 pH 值	6.5
	高效池投加 PAM/(mg·L ⁻¹)	3
	高效池出水氟离子/(mg·L ⁻¹)	1.3



图 3 经过生化和物化后 COD_{cr} 比较

Fig. 3 Comparison of COD_{Cr} after Biochemical and Physicochemical Treatment

2.5 调试结果

通过生化和物化调试,本厂出水实现达标排放, 并持续稳定运行。具体运行进出水指标如表 10 所示。

2.6 运行成本核算

经过调试,达到稳定运行状态,选取稳定运行的 12月对本厂运行成本进行核算,具体吨水成本指标 如表11所示。

其中,主要测算指标如下。

药剂:成本核 2.1 元/m³,其中主要是除氟相关 成本,核算吨水除氟相关药剂费用为 1.8 元,包括除 表 10 稳定运行后进出水水质指标(2023 年 10 月月均值)

Tab. 10 Influent and Effluent Quality Indices after

Stable Operation (Monthly Mean Value in October 2025)			
水质指标	进水水质	出水水质	
pH 值	6~9	6.5~8	
$COD_{Cr}/(mg \cdot L^{-1})$	43	11	
$BOD_5/(mg \cdot L^{-1})$	7	3	
氨氮/(mg·L ⁻¹)	6.7	0.3	
$TN/(mg \cdot L^{-1})$	12	4	
$TP/(mg \cdot L^{-1})$	0.65	0.01	
$SS/(mg \cdot L^{-1})$	13	4	
氟离子/(mg·L ⁻¹)	6.8	1.3	

表11 运行成本(2023年12月均值)

Tab. 11 Operating Costs (Monthly Mean Value in Nevember 2023)

November 2023)		
成本项目	单价/(元⋅m ⁻³)	占比
综合成本	3. 77	100%
药剂	2.1	56%
电费	0. 43	11%
污泥	0.5	13%
人力	0. 33	9%
管理	0. 21	6%
其他	0.2	5%

氟剂、碱、阳离子 PAM 等,其余包括污泥脱水药剂、 碳源及其他营养盐投加、消毒等药剂投加。

电耗:吨水耗电量约为 0.61 kW · h,综合电度电费约为 0.7 元/(kW · h),核算吨水电费约为 0.43 元。

污泥(80%含水率):平均产量约为 30 t/d,万吨 水产绝干泥量达 3 t,污泥运输处置费为 380 元/t,核 算吨水污泥运输处置费为 0.5 元。

人力:本厂职工共 24 人,月均人力成本约为 20 万元,核吨水成本为 0.33 元。

3 结论

(1)光伏工业园废水中的氨氮、TN、TP 等指标 可通过生化处理稳定达标,但 COD_{cr}、氟离子等指标 仍需进一步物化处理才能达到IV类水体标准。

(2)氟离子是物化调试的重点指标,通过在系统前端的混凝沉淀池一步投加除氟剂,可满足达标的要求,但会因泥量过大和后续设施解吸附等现象使出水氟离子不稳定,从而使加药成本大幅度增加。

(3) 通过在系统前端的混凝沉淀池和后端的高

-133 -

效沉淀池分步投加除氟剂,并将除氟污泥回流到系统 前端,可使出水氟离子保持稳定,并有效降低投药量。

(4)通过物化工艺调试,氟离子能够稳定达到 地表Ⅳ类水质标准(1.5 mg/L),同时也使 COD_{Cr}等 其他指标稳定达标。

参考文献

- [1] 金月清,曾旭.两级沉淀法处理液晶面板生产中含氟废水的研究[J].中国给水排水,2019,35(21):109-112.
 JIN Y Q, ZENG X. Treatment of fluoride wastewater in liquid crystal panel production by two-stage precipitation method [J]. China Water & Wastewater, 2019, 35(21): 109-112.
- [2] 余琴芳,镇祥华,邹磊,等. 含氟工业废水深度处理工艺方案[J]. 净水技术,2020,39(5):140-146.
 YUQF, ZHENXH, ZOUL, et al. Solutions of advanced treatment process for industrial fluoride wastewater [J]. Water

(上接第15页)

- [59] FINLEY R L, COLLIGNON P, LARSSON D G J, et al. The scourge of antibiotic resistance: The important role of the environment [J]. Clinical Infectious Diseases, 2013, 57(5): 704-710.
- [60] PERRY J A, WRIGHT G D. The antibiotic resistance "mobilome": Searching for the link between environment and clinic [J]. Frontiers in Microbiology, 2013, 4: 138. DOI: 10. 3389/fmicb. 2013. 00138.
- [61] ANTIPOV D, KOROBEYNIKOV A, MCLEAN J S, et al. Hybridspades: An algorithm for hybrid assembly of short and long reads [J]. Bioinformatics, 2016, 32(7): 1009-1015.
- [62] BERTRAND D, SHAW J, KALATHIYAPPAN M, et al. Hybrid metagenomic assembly enables high-resolution analysis of resistance determinants and mobile elements in human microbiomes [J]. Nature Biotechnology, 2019, 37(8): 937– 944.
- [63] KOLMOGOROV M, BICKHART D M, BEHSAZ B, et al. MetaFlye: Scalable long-read metagenome assembly using repeat graphs [J]. Nature Methods, 2020, 17(11): 1103-1110.
- [64] VASER R, SIKIC M. Time- and memory-efficient genome assembly with Raven [J]. Nature Computational Science, 2021, 1(5): 332-336.
- [65] MOSS E L, MAGHINI D G, BHATT A S. Complete, closed bacterial genomes from microbiomes using nanopore sequencing [J]. Nature Biotechnology, 2020, 38(6): 701-709.
- [66] KAFETZOPOULOU L E, EFTHYMIADIS K, LEWANDOWSKI K, et al. Assessment of metagenomic nanopore and illumina sequencing for recovering whole genome sequences of chikungunya and dengue viruses directly from clinical samples [J]. Eurosurveillance, 2018, 23(50): 18–30.
- [67] CHE Y, XU X Q, YANG Y, et al. High-resolution genomic surveillance elucidates a multilayered hierarchical transfer of resistance between WWTP and human/animal-associated bacteria [J]. Microbiome, 2022, 10: 16. DOI: 10.1186/s40168-021-

Purification Technology, 2020, 39(5): 140-146.

- [3] 王小兵,曾佳玮,汤钟. 高出水标准要求下高含氟工业废水 处理实践 [J]. 中国给水排水, 2022, 38(10): 83-89.
 WANG X B, ZENG J W, TANG Z. Practice of high fluorine industrial wastewater treatment under the requirement of high effluent standard [J]. China Water & Wastewater, 2022, 38 (10): 83-89.
- [4] 冯丽霞, 牟洁, 魏铮, 等. 集成技术处理光伏行业生产废水 工程实例 [J]. 工业水处理, 2020, 40(5): 118-121.
 FENG L X, MOU J, WEI Z, et al. A project example on integrated technology for production wastewater treatment of photovoltaic industry [J]. Industrial Water Treatment, 2020, 40 (5): 118-121.
- [5] 顾晨晨.改性除氟剂对含氟废水深度处理方案优化[J].山东化工,2021,50(20):274-278.
 GU C C. Optimization of fluorine-containing wastewater treatment
 [J]. Shandong Chemical Industry, 2021, 50(20):274-278.

01192-w.

- [68] WICK R R, JUDD L M, GORRIE C L, et al. Unicycler: Resolving bacterial genome assemblies from short and long sequencing reads [J]. Plos Computational Biology, 2017, 13 (6): e1005595. DOI: 10.1371/journal. pcbi. 1005595.
- [69] QIAN X, GUNTURU S, SUN W, et al. Long-read sequencing revealed cooccurrence, host range, and potential mobility of antibiotic resistome in cow feces [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2021, 118 (25): e2024464118. DOI: 10.1073/pnas.2024464118.
- [70] PETER S, BOSIO M, GROSS C, et al. Tracking of antibiotic resistance transfer and rapid plasmid evolution in a hospital setting by nanopore sequencing [J]. Msphere, 2020, 5(4): e00525-20. DOI: 10.1128/mSphere.00525-20.
- [71] LIU L, WANG Y L, CHE Y, et al. High-quality bacterial genomes of a partial-nitritation/anammox system by an iterative hybrid assembly method [J]. Microbiome, 2020, 8: 155. DOI: 10.1186/s40168-020-00937-3.
- [72] DANG C, WU Z, ZHANG M, et al. Microorganisms as biofilters to mitigate greenhouse gas emissions from high-altitude permafrost revealed by nanopore-based metagenomics [J]. Imeta, 2022, 1(2): e24. DOI: 10.1002/imt2.24.
- [73] BIALASEK M, MILOBEDZKA A. Revealing antimicrobial resistance in stormwater with MinION [J]. Chemosphere, 2020, 258: 127392. DOI: 10.1016/j.chemosphere. 2020. 127392.
- [74] WU Z, CHE Y, DANG C, et al. Nanopore-based long-read metagenomics uncover the resistome intrusion by antibiotic resistant bacteria from treated wastewater in receiving water body
 [J]. Water Research, 2022, 226: 119282. DOI: 10.1016/j. watres. 2022. 119282.
- [75] YANG Y, CHE Y, LIU L, et al. Rapid absolute quantification of pathogens and ARGs by nanopore sequencing [J]. Science of the Total Environment, 2022, 809: 152190. DOI: 10.1016/j. scitotenv. 2021.152190.

— 134 —