

毛立波, 焦阳, 高雅, 等. 预还原-多相催化氧化芬顿工艺处理煤化工废水工程工艺设计[J]. 净水技术, 2022, 41(9):110-116.

MAO L B, JIAO Y, GAO Y, et al. Technological design of prereduction-heterogeneous catalytic oxidation Fenton process for coal chemical wastewater treatment Project[J]. Water Purification Technology, 2022, 41(9):110-116.



扫码试试?

预还原-多相催化氧化芬顿工艺处理煤化工废水工程工艺设计

毛立波, 焦阳, 高雅, 穆天龙, 刘振江

(山西省城乡规划设计研究院有限公司, 山西太原 030001)

摘要 某污水处理厂进水主要为煤化工废水, 具有成分复杂、可生化性差、难以直接生物降解等特点, 处理难度较高。结合进水水质特点, 采用芬顿预氧化工艺提高废水的可生化性, 形成预氧化处理+改良 AAO+深度处理的工艺流程, 降解工业废水中有机污染物, 以较低成本实现达标排放。其中, 预氧化工艺采用多相催化氧化技术, 并通过增加预还原反应器对其进行改进, 进一步增强了污水的可生化性。在现行规范的基础上, 对处理工艺参数进行了计算和讨论, 确定了关键设计参数, 主要包括: 预还原时间为 20~25 min, 催化氧化时间为 15~20 min; 预还原反应器高径比为 (10.0~12.0):3.5, 催化氧化反应器高径比为 (8.0~10.0):3.5; $\text{FeSO}_4/\text{H}_2\text{O}_2$ 投加质量比为 (1.0~1.5):1.0; pH 值为 3.0~5.5 等。工艺设计过程及参数选取结果为类似工程提供了技术和工程参考。

关键词 污水处理 煤化工废水 多相催化氧化 芬顿氧化 深度处理

中图分类号: X703;TQ09 文献标识码: A 文章编号: 1009-0177(2022)09-0110-07

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2022.09.015

Technological Design of Prereduction-Heterogeneous Catalytic Oxidation Fenton Process for Coal Chemical Wastewater Treatment Project

MAO Libo, JIAO Yang, GAO Ya, MU Tianlong, LIU Zhenjiang

(Shanxi Urban and Rural Planning and Design Institute Co., Ltd., Taiyuan 030001, China)

Abstract Coal chemical wastewater contributes a major part of the influent of a wastewater treatment plant (WWTP). Due to the complex composition, poor biodegradability, difficult to biodegrade directly and other characteristics, the treatment of the influent is difficult. Considering the characteristics of influent quality, the Fenton peroxidation process was adopted to improve the biodegradability, thus forming a treatment process constituted by peroxidation + improved AAO + advanced treatment. The treatment process aimed to degrade organic pollutants of the industrial wastewater, and achieved the discharge standards at a low cost. The heterogeneous catalytic oxidation technology was adopted as the preoxidation process, and was improved by adding a pre-reduction reactor to further enhance the biodegradability of wastewater. On the basis of current norms, calculations and discussions of the parameters for the treatment process were carried out. The key design parameters were determined as: pre-reduction time was 20~25 min, catalytic oxidation time was 15~20 min; the height and diameter ratio of pre-reduction reactor was (10.0~12.0):3.5, the height and diameter ratio of catalytic oxidation reactor was (8.0~10.0):3.5, the dosage mass ratio of $\text{FeSO}_4/\text{H}_2\text{O}_2$ was (1.0~1.5):1; pH value was 3.0~5.5, etc. The design of treatment process and the choice of parameters provide technical and engineering references for similar projects.

Keywords wastewater treatment coal chemical wastewater heterogeneous catalytic oxidation Fenton oxidation advanced treatment

[收稿日期] 2021-07-12

[作者简介] 毛立波(1980—), 男, 博士, 高级工程师, 研究方向为城市污水处理技术, E-mail: 35243862@qq.com。

煤化工废水具有色度深、降解难度大、可生化性差、污染成分多样和产量巨大等特点^[1-2],如果不能及时有效地处理,将对环境产生严重影响,制约区域经济健康发展^[3]。由于煤化工废水降解难度较大,在处理时应当根据废水中污染物的类型针对性地选择处理工艺。例如,煤化工高盐废水处理可采用预处理、浓缩除盐、结晶固化等技术,实现废水中资源的最大化利用^[4];废水中氮素污染物和硫酸盐可以采取厌氧生物处理进行降解,但通常存在反应器启动时间长、生物量有限等问题^[5]。选择芬顿氧化工艺进行预处理,可有效改善煤化工废水可生化性,同时降低、去除废水毒性^[6]。然而,现行芬顿氧化工艺的规范对于参数的取值范围较为宽泛,且主要针对传统芬顿工艺,对煤化工废水处理的可参考性较低。同时,先进的芬顿工艺如三相催化氧化等技术长期被厂家垄断,少有论文数据等可作为设计参考。因此,在实际应用中对于芬顿工艺的设计存在较大难度。基于实际案例,本文对应用芬顿氧化工艺的煤化工废水处理技术进行了探讨分析,确定了各工艺流程设计参数,对多相催化氧化工艺给出了比现行规范更为详细的取值区间,并提炼出此类工艺的总体设计流程。

1 进水水量与水质分析

1.1 背景

某污水处理厂位于山西省某镇,镇区内现有建材工业园和煤化工循环经济园两座园区。由于缺少污水处理设施,该镇煤化工废水及生活污水未经处理直接排放至附近河流,严重污染河流水质,给流域

水体环境带来不利影响。该镇作为当地主要的生活用水地下水水源地,污水的直接排放对居民生活用水安全造成了较大隐患。为保护环境、减少污染,促进当地社会经济可持续发展,该镇拟建设污水处理厂。经测算,进厂的污水量中工业废水占 90%,主要为煤化工废水,如何提高污水可生化性是工艺设计中的关键问题。

1.2 进水水量分析

污水处理厂服务范围为该镇镇区、建材工业园区、煤化工循环经济园区及污水主干管经过的沿途村庄。进水主要包括生活污水和工业废水。经初步测算,其生活污水流量为 1 788 m³/d,建材工业园区废水流量为 3 819 m³/d,煤化工循环经济园区废水流量为 12 575 m³/d(表 1)。

表 1 用水量和污水量
Tab. 1 Water Consumption and Wastewater Quantity

项目	用水量 /(m ³ ·d ⁻¹)	污水排放量 /(m ³ ·d ⁻¹)
居民用水量	2 239	1 788
建材工业园	5 455	3 819
煤化工循环经济园区	17 964	12 575
总计	25 658	18 182

1.3 进水水质分析

污水处理厂进水中生活污水占比约为 10%,生产废水中建材工业废水占比约为 21%,煤化工循环经济园废水占比约为 69%,加权平均后确定污水处理厂设计进水水质如表 2 所示。

表 2 污水处理厂设计进水水质预测
Tab. 2 Forecast of Designed Water Quality of Influent of WWTP

项目	COD _{Cr} /(mg·L ⁻¹)	BOD ₅ /(mg·L ⁻¹)	氨氮/(mg·L ⁻¹)	TN/(mg·L ⁻¹)	TP/(mg·L ⁻¹)	SS/(mg·L ⁻¹)
生活污水设计进水水质	271.0	109.1	31.4	46.0	3.4	131.7
煤化废水设计进水水质	500.0	50.0	45.0	70.0	3.0	150.0
建材废水设计进水水质	500.0	60.0	45.0	70.0	3.0	300.0
设计进水水质	478.0	58.0	44.0	68.0	3.0	180.0

根据当地环保局要求,污水处理厂出水水质应基本达到地表 IV 类水排放标准,其中 COD_{Cr}、氨氮、TP 达到地表 IV 类水水质标准,TN 质量浓度达到 10 mg/L,其他指标达到一级 A 排放标准。确定污水处理厂设计进出水主要水质指标汇总如表 3 所示。进

水中 TN 和 TP 的含量高于排放标准,因此,要对污水进行脱氮脱磷;实际进水 $c(\text{BOD}_5)/c(\text{TN}) \approx 0.85 < 3.00$,不能满足反硝化对碳源需求,需要补充碳源才能保证反硝化顺利进行; $c(\text{BOD}_5)/c(\text{COD}_{\text{Cr}}) < 0.25$ 时,污水的可生化性较差,而本项目

中 $c(\text{BOD}_5)/c(\text{COD}_{\text{Cr}}) \approx 0.12$,不可以直接进行生物处理。根据以上分析,该污水处理厂进水可生化性

差、碳源不足,需要在后续的处理过程中进一步提高污水的可生化性并补充碳源。

表 3 污水处理厂设计进出水水质
 Tab. 3 Designed Water Quality of Influent and Effluent of WWTP

项目	$\text{COD}_{\text{Cr}}/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\text{BOD}_5/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	氨氮/ $(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\text{TN}/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\text{TP}/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\text{SS}/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$
设计进水水质	478.0	58.0	44.0	68.0	3.0	180.0
设计出水水质	≤ 30.0	≤ 10.0	≤ 15.0	≤ 10.0	≤ 1.0	≤ 10.0
设计去除率	93.7%	82.8%	96.6%	85.3%	96.7%	94.4%

2 主要工艺设计

2.1 工艺流程

在考虑经济条件和管理水平的前提下,应根据污水量及进出水水质选用安全节能、技术先进、投资少、运行成本低、维护简单的成熟工艺。该污水处理厂进水主要为煤化工废水,可生化性差,难以直接生物降解,因此,在处理过程中需要着重提高废水的可生化性,以提高生化阶段的微生物降解能力。工程上可生化性差的工业废水多采用高级氧化技术进行预处理,包括芬顿氧化法、光催化氧化法、臭氧氧化法、超声氧化法、湿式氧化法和超临界水氧化法等^[7]。其中,臭氧氧化法的氧化能力较强,在去除有机物和 COD 方面效果好,反应速度快,无二次污染,被应用于金矿废水^[8]、医药废水^[9]等有毒、难降解的废水处理。但臭氧与有机物反应时存在很强的选择性,且运行成本较高^[10]。光催化氧化主要应用于含高盐废水的处理^[11],能够有效去除水中的污染物、改善其生化降解性,为后续生物处理提供条件^[12],对结构复杂的有机物有较好的降解效果^[13],但光催化氧化法所需的短波紫外光较难获得,且煤化工废水悬浮物多、色度较深,不利于光线穿透,影响了这类方法的效果。芬顿氧化工艺在水中通过铁离子催化 H_2O_2 生成 $\cdot\text{OH}$,从而获得较强的氧化能力,降解污水中的污染物^[14]。例如,袁维波等^[15]采用铁碳微电解-芬顿氧化-絮凝沉淀工艺对难降解、且对微生物有抑制作用的高浓度化工废水进行了预处理,缓解了废水对生化系统的毒性和冲击,提高了废水可生化性;张平涛^[16]通过试验验证了芬顿氧化技术在降低废水色度方面的有效性;陈坤等^[17]采用芬顿氧化和混凝组合工艺对制药废水进行处理,发现芬顿氧化工艺处理效果好、系统运行稳定、适应性强;李品君等^[18]采用芬顿氧化+活性炭处理方法处

理焦化废水,获得了良好的效果, COD_{Cr} 、氨氮、色度的去除率分别达 97.74%、83.76%、97.33%。由此可见,芬顿氧化对成分复杂、污染物浓度高、色度高、毒性大、难生化降解的工业废水具有良好的处理效果。

煤化工废水包括焦化废水、煤气化废水、煤液化废水等,水质成分复杂,包含多种有机污染物和无机污染物,其中有机污染物主要为芳烃类、杂环类等难以直接进行生物降解的有机物。在高级氧化技术中,芬顿氧化工艺具有氧化性强、选择性小、电负性较高等特点,可以氧化多种有机物,且对于含硝基、氯基、磺酸基等高电子密度的有机物具有独特的优势,对煤化工废水的处理具有较好的适用性。此外,与其他高级氧化技术相比,芬顿氧化工艺具有反应条件温和、设备比较简单等优点。因此,本工程采用芬顿氧化工艺作为高级预氧化技术,以“高级预氧化+二级生物处理+深度处理”为本项目核心工艺,提高废水可生化性后再进行强化处理,以较低的成本实现达标排放。

2.2 预氧化工艺

芬顿氧化工艺包括传统芬顿、芬顿流化床和多相催化氧化等技术。针对煤化工废水的水质特点,从运行稳定性、运营经济性及处理效果 3 个角度出发进行比较分析,结果如表 4 所示。传统芬顿工艺利用 H_2O_2 在 Fe^{2+} 的催化作用下生成 $\cdot\text{OH}$,将大分子污染物矿化^[19],其配套建筑物一般为混凝土浇筑,可节省部分投资,但运行成本较高,且 pH 适用范围较窄^[20],存在催化剂 Fe^{2+} 流失严重、 H_2O_2 反应不充分等问题^[21],且反应过程中会产生大量铁泥沉淀,形成二次污染^[22]。芬顿流化床内部以石英砂为载体,外部通过循环水泵增加回流比, Fe^{2+} 和 H_2O_2 反应中间产物在石英砂表面上结晶,形成固体颗粒,具有催化的效果^[23],但存在维护难、无法长期运行的问题。多相催

化氧化工艺使用多金属材料替代石英砂作为填料,多金属固定在反应器中,可以部分替代 Fe^{2+} 作为催化剂,具有不容易流失、不会形成沉淀等优点^[24]。尽管多相催化氧化工艺一次性投资较高,但长期运行费用低,且操作管理更为方便,因此,本工程采用该工艺作为预氧化工艺。此外,由于工业园区进水来源复杂,可能含有多种难氧化、易还原的物质,本项目对多相

催化氧化技术进行改进,增加了预还原反应器,进一步增强了污水的可生化性。废水进入预还原反应系统,在多种金属材料的电化学还原作用下,将难氧化的有机物迅速还原为易于氧化的小分子,催化还原出水自流到催化氧化系统,进行 $\cdot\text{OH}$ 反应。改进后的工艺流程具有高效广谱、不易堵塞、成本低等优势。多相催化氧化技术工艺如图 1 所示。

表 4 不同芬顿工艺的比较

Tab. 4 Comparison of Different Fenton Processes

工艺	稳定性及维护量	电耗及药耗等成本/(元·m ⁻³)	COD _{Cr} 去除率	其他问题	费用比较		
					一次性	5 年	15 年
传统芬顿	运行维护管理复杂,自动化程度低	2.06	30%~40%	出水反色,沉淀池漂泥	400.000	2 003.958	6 011.875
芬顿流化床	运行效果不稳定,无法长期运行	1.65	40%~50%	流化床堵塞严重,需要经常处理	800.000	2 305.625	5 796.875
多相催化氧化	运行效果稳定,可长期运行	1.15	50%~85%	无堵塞	1 000.000	1 382.708	4 148.125

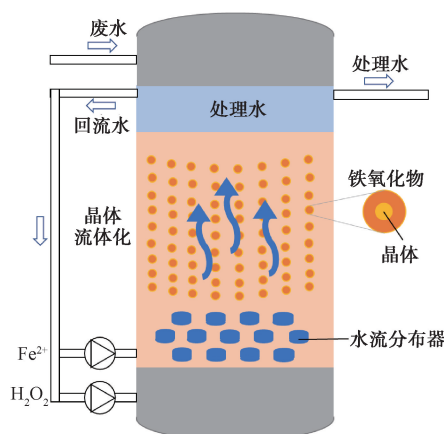


图 1 多相催化氧化技术示意图

Fig. 1 Schematic of Heterogeneous Catalytic Oxidation Technology

pH、 $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ 投加比例和反应时间等因素会对芬顿工艺的处理效果造成不同程度的影响^[25]。崔红梅等^[26]采用芬顿氧化法处理生产废水,在 pH 值为 3、 H_2O_2 投加量为 24 mL/L、 Fe^{2+} 与 H_2O_2 物质的量比为 1:8、反应时间为 60 min 的条件下,废水 COD_{Cr} 的去除率可以达到 63.4%,浊度去除率达到 99.5%。卢毅明等^[27]通过小试试验确定,当反应 pH 值控制为 3.0、 $\text{FeSO}_4/\text{H}_2\text{O}_2$ 投加质量比为 0.96:1.00 时,COD_{Cr} 平均去除率达到了 79.3%,完全满足三级排放标准。结合实际进水水质及已有工程案例,本项目主工艺参数为:反应器停留时间为预还原

20~25 min、催化氧化 15~20 min;流速为 0.005~0.006 m/s;预还原反应器高径比为 (10.0~12.0):3.5,催化氧化反应器高径比为 (8.0~10.0):3.5。其他工艺参数为: $\text{FeSO}_4/\text{H}_2\text{O}_2$ 投加质量比为 (1.0~1.5):1.0; $\text{H}_2\text{O}_2/\text{COD}_{\text{Cr}}$ 去除量的质量比为 (1.5~2.0):1.0;pH 值为 3.0~5.5。

2.3 二级处理工艺

根据本工程水质特点及要达到的出水水质标准,对两种国内外应用较为广泛、工艺成熟稳定、脱氮除磷效果较好的工艺——改良 AAO 生物除磷脱氮工艺和氧化沟(卡鲁塞尔氧化沟)工艺进行了比选(表 5)。与氧化沟工艺相比,改良 AAO 工艺在厌氧、缺氧、好氧 3 种不同的环境条件下,能和不同种类微生物种群结合,具有同时去除有机物和除磷脱氮的功能。该构筑物出水水质稳定、高效,且有极大的净化潜力^[28],因此,选择改良 AAO 工艺作为本项目的二级处理工艺。

2.4 深度处理工艺

污水经二级生物处理后,出水仍不能满足出水水质的要求,需在二级生物处理后增加深度处理工艺,进一步降低污水中的 COD_{Cr}、BOD₅、SS、TN、TP 等指标。本项目着重考虑 TN 和 COD_{Cr} 的降解,深床滤池在脱氮方面的效能远高于其他处理工艺,而臭氧活性炭可以进一步去除 COD_{Cr},同时对过量碳源起到保护作用^[29],因此,选取“深床反硝化滤池+

表 5 不同二级处理工艺的比较
Tab. 5 Comparison of Different Secondary Treatment Processes

	评比项目含义	AAO 工艺	卡鲁赛尔氧化沟
技术可行性	应用的广泛性;对水质、水量和规模的适应程度;先进、成熟性	工艺先进、成熟,具有脱氮效率高、所需池容小、建设投资和运行费用省等特点,抗冲击能力较强	可靠、成熟,国内外均广泛应用,适用于各种规模,耐冲击负荷能力强
水质指标	满足排放标准;深度处理的难易程度;气温、水温、营养物质、水量、进水水质变化对出水水质的影响	出水水质好且稳定,易于深度处理,对外界条件变化适应性好	出水水质好且稳定,易于深度处理,对外界条件变化适应性好
工程实施	施工难易程度	难度不大	施工较难
环境影响	对周围环境影响	噪声较大、臭味较小	噪声较小、臭味较小
	污泥产量及稳定性	产泥量较小,基本稳定	产泥量较小,基本稳定
电耗	动力消耗	较小	一般
占地	生产区占地大小	较小	较大
设备	利用率	高	较高
运转操作	操作单元和方便性、自控水平	操作单元较多,自控水平较高	操作单元较少,自控水平较高
维修管理	维修管理量和难易程度	设备较多、维修量较多	设备较少维修量较少
排序	-	1	2

臭氧活性炭”作为本次的深度处理工艺。 本项目最终工艺流程如图 2 所示。

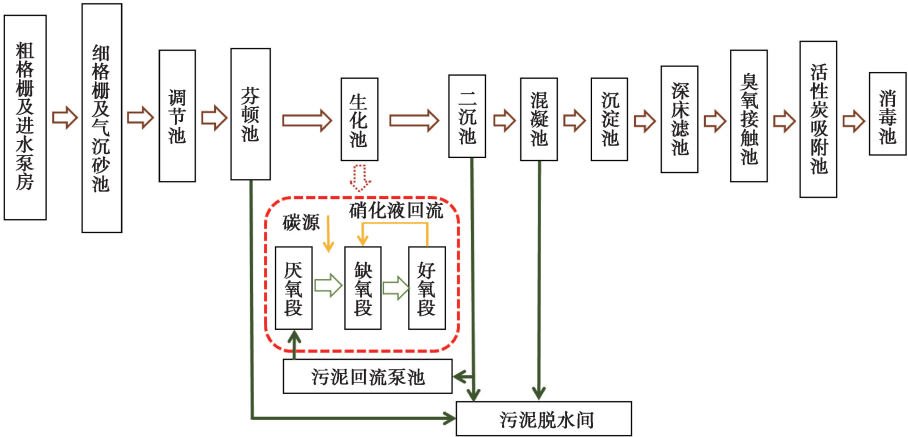


图 2 污水处理厂工艺流程

Fig. 2 Process Flow of WWTTP

3 主要构筑物及技术参数

本工程中,芬顿预氧化处理工艺是提升废水可生化性、使其更易于被生化处理的关键技术。此外,为使处理后的污水达到排放标准,需建立一系列污水处理构筑物,组成完整的污水处理工艺流程。工艺流程中主要构筑物及技术参数总结如下。

3.1 粗格栅及进水泵房

设计规模为 20 000 m³/d,总变化系数为 1.49。粗格栅栅前水深为 1.2 m,过栅流速为 0.650 m/s,

粗格栅间尺寸为 10.40 m×7.80 m,配有钢丝绳牵引格栅除污机两台,近期 1 用 1 备。进水泵房设备安装选用规模为 5 000 m³/d,尺寸为 13.30 m×7.10 m。

3.2 细格栅及曝气沉砂池

土建规模按 20 000 m³/d 设计,总变化系数为 1.49。细格栅间(含曝气沉砂池)尺寸为 23.50 m×12.60 m,共 2 个,栅前水深为 1.45 m,过栅流速为 0.600 m/s,细格栅渠宽为 1 200 mm。单格曝气沉砂池的尺寸为 2.00 m×10.00 m,峰值流量时水力停留时间为 5.0 min。

3.3 调节池、预氧化及稳定池

调节池尺寸为 $23.50\text{ m} \times 14.25\text{ m}$, 停留时间为 10.0 h , 土建设计规模为 $5\,000\text{ m}^3/\text{d}$; 预氧化反应器包括 1 座双催化反应器和 1 座双氧化反应器, 土建设计规模为 $5\,000\text{ m}^3/\text{d}$, 接触时间为 1.0 h , 表面负荷为 $21.6\text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$, H_2O_2 投加量为 250 mg/L , Fe^{2+} 投加量为 300 mg/L ; 稳定池的有效水深为 6.5 m , 有效容积为 520 m^3 , 停留时间为 2.5 h 。

3.4 初沉池

初沉池采用“机械混合+机械絮凝+侧向流 A 型斜板沉淀”工艺, 絮凝沉淀池共建 1 座 2 组, 采用钢筋混凝土结构。沉淀池采用侧向流 A 型斜板沉淀池, 土建设计规模为 $5\,000\text{ m}^3/\text{d}$, 有效水深为 1.9 m , 设计颗粒沉降速度为 0.12 mm/s , 水平流速为 4.40 mm/s , 颗粒沉降时间为 13.89 min 。

3.5 生化池及二沉池

针对传统 AAO 工艺抵抗回流硝酸盐影响能力不够强、与脱氮除磷运行工况冲突的弱点, 在厌氧区前增设预缺氧区, 同时设置外加碳源设施, 可在厌氧区、缺氧区按运行需要选择投加碳源, 加强系统的生物脱氮能力。AAO 生物池共 1 座, 分 2 组, 池体总尺寸(含二沉池)为 $47.60\text{ m} \times 35.80\text{ m}$, 总停留时间为 27.9 h , 预缺氧池停留时间为 1.5 h , 厌氧停留时间为 2.0 h , 缺氧停留时间为 10.7 h , 双态停留时间为 4.7 h , 好氧停留时间为 9.0 h , 理论总池容为 $5\,812.5\text{ m}^3$, 平均混合液体质量浓度为 $3\,550\text{ mg/L}$, 污泥回流比为 100% , 混合液回流比为 200% , 标准氧传输效率为 25% , 脱氮速率为 0.021 , 污泥总产率系数为 0.5 。二沉池设计处理水量为 $5\,000\text{ m}^3/\text{d}$, 分为 2 座, 平均时表面负荷为 $0.6\text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$, 堰口负荷为 $0.96\text{ L}/(\text{m} \cdot \text{s})$ 。

3.6 深度处理车间

包括反硝化滤池、臭氧接触池和活性炭滤池, 设计水量规模均为 $5\,000\text{ m}^3/\text{d}$ 。反硝化滤池设计平均进水流量为 $208\text{ m}^3/\text{h}$, 设计峰值流量为 $229\text{ m}^3/\text{h}$, 数量为 3 格, 总过滤面积为 61.1 m^2 , 有效过滤总体积为 111.9 m^3 , 其中单池尺寸为 $7.71\text{ m} \times 2.75\text{ m} \times 5.90\text{ m}$, 滤料厚度为 $1\,830\text{ mm}$, 采用气/水反冲洗, 水反冲强度为 $15.0\text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$, 气反冲强度为 $90.0\text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 。臭氧接触池中单台臭氧发生器额定臭氧产量为 $5\text{ kg O}_3/\text{h}$, 额定臭氧质量浓度为 25

mg/L , 接触时间为 30 min , 池体尺寸为 $10.00\text{ m} \times 3.60\text{ m} \times 6.00\text{ m}$ 。活性炭滤池为 4 格, 总过滤面积为 36 m^2 , 有效过滤体积为 75.6 m^3 , 其中单池尺度为 $3.00\text{ m} \times 3.00\text{ m} \times 6.50\text{ m}$, 滤料厚度为 $2\,100\text{ mm}$, 采用气/水反冲洗, 水反冲强度为 $7.0 \sim 15.0\text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$, 气反冲强度为 $15.5\text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 。

3.7 其他构筑物

消毒接触池通过投加 NaClO 进行消毒, 投药量按有效氯质量浓度为 7 mg/L 计算, 有效氯投加量为 35 kg/d , 接触时间为 40 min , 池体尺寸为 $9.36\text{ m} \times 6.00\text{ m}$ 。使用巴氏计量槽对消毒池出水进行水质监测, 设计规模为 $5\,000\text{ m}^3/\text{d}$, 咽喉宽度为 300 mm 。清水池设计规模为 500 m^3 , 消防水池设计规模为 220 m^3 , 泵房尺寸为 $25.50\text{ m} \times 8.50\text{ m}$, 清水池及消防水池尺寸为 $25.30\text{ m} \times 6.00\text{ m}$ 。污泥脱水车间设计规模为 $250\text{ m}^3/\text{d}$, 原污泥含水率为 99.2% , 脱水后污泥含水率小于 60.0% , 包括 1 台带式浓缩机、2 座污泥调理池, 尺寸为 $40.00\text{ m} \times 40.00\text{ m} \times 45.00\text{ m}$, 污泥板框压滤系统包括 1 台板框压滤机, 贮泥池内壁尺寸为 $9.00\text{ m} \times 9.00\text{ m} \times 4.00\text{ m}$ 。

4 结论

某镇污水处理厂进水以煤化工废水为主, 存在色度深、成分复杂、可生化性差等特点, 降解难度较大。针对煤化工废水的水质特点, 从运行稳定性、运营经济性及处理效果 3 个角度出发, 采用了“芬顿氧化+AAO+深度处理”为该地区污水处理的主要工艺。考虑不同预氧化工艺的操作方便性、运营成本及降解效率, 选用了多相催化氧化技术作为预氧化工艺, 并对其进行改进, 增加了预还原反应器, 进一步增强了污水的可生化性。在设计工程中确定了关键设计参数, 主要包括: 预还原时间为 $20 \sim 25\text{ min}$, 催化氧化时间为 $15 \sim 20\text{ min}$; 预还原反应器高径比为 $(10.0 \sim 12.0):3.5$, 催化氧化反应器高径比为 $(8.0 \sim 10.0):3.5$; $\text{FeSO}_4/\text{H}_2\text{O}_2$ 投加质量比为 $(1.0 \sim 1.5):1.0$; pH 值为 $3.0 \sim 5.5$ 等。通过该项目的的设计, 对于芬顿氧化工艺在煤化工废水中的具体工程应用给出了比现行规范更为详细的取值区间, 提炼了此类工艺的总设计流程, 为后续类似项目的设计提供了参考。

参考文献

- [1] 孙国平. 煤化工废水中典型难降解有机污染物生物强化处理

- 工艺研究[D]. 郑州: 郑州大学, 2020.
- [2] 康压群. 煤化工过程中化学污染废水处理技术研究[J]. 化工设计通讯, 2021, 47(4): 146-147.
- [3] 张颖. 煤化工废水处理关键问题解析及技术发展趋势[J]. 石河子科技, 2021(3): 18-19.
- [4] 齐亚兵, 张思敬, 杨清翠. 煤化工高含盐废水处理技术研究进展[J]. 应用化工, 2021, 50(8): 2303-2308.
- [5] 郑彭生. 煤化工废水厌氧生物处理技术研究进展[J]. 水处理技术, 2021, 47(6): 24-27, 33.
- [6] 刘华锋, 魏利军, 刘金刚, 等. 芬顿氧化+生化工艺处理精细化工废水工程实例[J]. 环境与发展, 2020, 32(12): 60-61.
- [7] 赵阁阁, 孙婧, 张运波, 等. 高级氧化技术处理印染废水的研究进展[J]. 应用化工, 2021, 50(9): 2550-2554, 2558.
- [8] 隆岗, 陈敏, 徐兆鹏, 等. 山东某金矿废水脱氰降 COD 的试验研究[J]. 有色冶金节能, 2021, 37(4): 54-57.
- [9] 刘汝鹏, 张震, 宋依辉, 等. 基于臭氧的复合工艺处理医药废水研究进展[J]. 工业水处理, 2022, 42(5): 41-49.
- [10] 郜子兴, 杨文玲. 臭氧催化氧化技术在废水处理中的研究进展[J]. 应用化工, 2017, 46(12): 2455-2459.
- [11] 卢家磊, 董奕岑, 徐成龙, 等. TiO_2 光催化氧化脱盐电池系统去除海水中 PAHs 效果研究[J]. 应用化工, 2021, 50(1): 78-82.
- [12] 杨凌肖, 王琼, 刘治君, 等. 光催化氧化去除水源水低浓度有机物的应用研究进展[J]. 化工进展, 2017, 36(s1): 469-475.
- [13] 吴贤格, 黎达明, 何承股, 等. 光催化降解高浓度 COD_{Cr} 有机废水处理方法研究[J]. 广州化工, 2017, 45(12): 62-64.
- [14] 王姣, 刘思相, 孙黎明. 河北某化工园区污水深度处理工艺设计[J]. 水处理技术, 2021, 47(3): 137-140.
- [15] 袁维波, 刘燕萍, 李华杰, 等. 铁碳微电解-芬顿-絮凝沉淀处理化工废水的试验[J]. 净水技术, 2021, 40(9): 123-127, 151.
- [16] 张平涛. 垃圾渗滤液脱色深度处理技术研究[J]. 辽宁化工, 2021, 50(8): 1153-1155.
- [17] 陈坤, 杨德敏, 袁建梅. 芬顿氧化/混凝/气浮/厌氧好氧组合工艺处理抗生素类制药废水[J]. 水处理技术, 2021, 47(9): 136-139.
- [18] 李品君, 孟冠华, 刘宝河, 等. Fenton 试剂+活性炭吸附处理焦化废水的试验研究[J]. 安徽工业大学学报(自科版), 2011, 28(2): 152-157.
- [19] 肖羽堂, 吴晓慧, 王冠平, 等. 垃圾渗滤液高级氧化及其组合工艺深度处理研究进展[J]. 水处理技术, 2020, 46(2): 8-12.
- [20] 徐衍超, 张际平, 苑芯茹, 等. 氯酚类污染物处理方法研究现状[J]. 中国资源综合利用, 2019, 37(6): 107-109.
- [21] 郭威, 袁放, 张佳, 等. 高盐强酸性地下水中复合苯系污染物原位芬顿氧化实验研究[J]. 水文地质工程地质, 2021, 48(2): 182-189.
- [22] 王忠华. Fenton 体系降解含聚污水提效机制与方法研究[D]. 大庆: 东北石油大学, 2019.
- [23] 叶鼎. 芬顿流化床工艺的工程应用[J]. 中国设备工程, 2019(8): 123-124.
- [24] 曹辉, 王洋江, 周松. 芬顿流化床工艺与芬顿三相催化氧化工艺对综合性化工废水生化后深度处理去除 COD_{Cr} 效果的对比研究[J]. 科技风, 2015(13): 13-14.
- [25] 何亚萍. 芬顿法处理染料废水的废催化剂循环利用研究[D]. 武汉: 武汉工程大学, 2019.
- [26] 崔红梅, 周静, 郭丽娜, 等. Fenton 法预处理 ABS 废水的试验研究[J]. 工业用水与废水, 2018, 49(3): 31-34.
- [27] 卢毅明, 李坤, 徐祖武. 芬顿高级氧化技术深度处理青霉素制药废水的工程案例探讨[J]. 四川环境, 2021, 40(3): 45-49.
- [28] 周传庭, 唐建国, 王寅. 改良 AAO+MBBR 为主体的污水厂工艺设计及运行[J]. 中国给水排水, 2021, 37(6): 76-80.
- [29] 胡香, 张辉, 许光远, 等. 反硝化深床滤池深度脱氮效果研究[J]. 中国给水排水, 2017, 33(21): 13-17, 24.

(上接第 71 页)

- improves system performance—A full-scale comparative study[J]. Water Research, 2019, 167(10): 115109. DOI: 10.1016/j.watres.2019.115109.
- [6] 王磊. 城市污水的生物脱氮除磷工艺[J]. 化工设计通讯, 2018, 44(12): 225-225.
- [7] 王琼, 庞雪玲, 史彦伟, 等. 改良 A^2/O 工艺处理生活污水的脱氮除磷效果[J]. 中国给水排水, 2018, 34(23): 100-104.
- [8] 邓健贵. 污水处理系统中的脱氮除磷工艺流程[J]. 环境与发展, 2019, 31(5): 79-81.
- [9] 刘智晓. 生物除磷理论与实践新突破——从主流 EBPR 到侧流 EBPR[J]. 中国给水排水, 2018, 34(24): 19-25.
- [10] ARAVINTHAN V, MINO T, TAKIZAWA S, et al. Sludge hydrolysate as a carbon source for denitrification[J]. Water Science & Technology, 2001, 43(1): 191-199.
- [11] 吕鑑, 赵永志, 王佳伟, 等. 初沉泥水解酸化对 A^2/O 工艺强化除磷影响[J]. 北京工业大学学报, 2008, 34(9): 981-985.
- [12] 美国水环境联合会, 陈秀荣, 徐宏勇, 等. 城镇污水处理厂运行管理手册[M]. 6 版. 北京: 中国建筑工业出版社, 2012: 286.
- [13] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 836.