

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2026.06.021

南方某农村污水处理站工艺改造及效果分析

刘志远^{1,2}, 席银^{1,2}, 宋胜男¹, 赵荔^{1,2}, 李容³, 游宇⁴

(1. 北京首创生态环保集团股份有限公司, 北京 100044; 2. 北京水星环境有限公司, 北京 101599; 3. 鹰潭首创水务有限责任公司, 江西 鹰潭 335000; 4. 四川水汇生态环境治理有限公司, 四川 内江 641000)

摘要: 针对南方地区某农村污水处理站面临的排放标准相对较高、进水量和水质波动大、出水稳定达标难的问题,将原纯膜MBBR工艺改造为集成固定生物膜活性污泥(IFAS)工艺,并优化了预处理格栅和二沉池。运行结果表明,改造后与改造前相比,水温为13.4~32.0℃时,生化池污泥浓度提升了1~3倍,出水COD、NH₃-N、TN和TP均稳定达标,同时处理系统的抗冲击负荷能力显著提升。此外,电耗由1.01 kW·h/m³降至0.81 kW·h/m³,节省约20%。该污水处理站采用的改造技术路线适用于进水波动大且排放标准高的农村污水处理新建及存量改造项目。

关键词: 农村污水; 一体化处理设备; IFAS工艺; 二沉池

中图分类号: TU992 **文献标识码:** B **文章编号:** 1000-4602(2026)06-0129-08

Process Renovation and Performance Analysis of a Rural Sewage Treatment Station in Southern China

LIU Zhiyuan^{1,2}, XI Yin^{1,2}, SONG Shengnan¹, ZHAO Li^{1,2}, LI Rong³, YOU Yu⁴

(1. Beijing Capital Eco-environment Protection Group Co. Ltd., Beijing 100044, China; 2. Beijing Mercury Environment Co. Ltd., Beijing 101599, China; 3. Yingtan Capital Water Co. Ltd., Yingtan 335000, China; 4. Sichuan Shuihui Eco-Environmental Management Co. Ltd., Neijiang 641000, China)

Abstract: In response to the challenges faced by a rural sewage treatment station in Southern China, including relatively high discharge standards, significant fluctuations in influent flow and water quality, and difficulties in maintaining stable compliance with effluent requirements, the original pure biofilm MBBR (moving bed biofilm reactor) process was upgraded to an integrated fixed-film activated sludge (IFAS) process. Furthermore, the pre-treatment screen and secondary sedimentation tank were optimised accordingly. The operation results show that the sludge concentration of the biochemical tank has been elevated by 1–3 times, the concentrations of COD, NH₃-N, TN and TP in the effluent of the station have all achieved stable compliance, and the shock load resistance of the treatment system has undergone significant enhancement after the renovation when the water temperature is 13.4–32.0℃. Subsequent to the renovation, a decline in power consumption from 1.01 kW·h/m³ to 0.81 kW·h/m³ was also observed, signifying a 20% reduction in energy usage. The retrofit technology employed at this site is deemed suitable for both new and stock retrofit projects for rural sewage treatment, where influent fluctuations are high and discharge standards are stringent.

Keywords: rural sewage; integrated treatment equipment; IFAS process; secondary

sedimentation tank

随着我国农村人居环境改善,农村污水处理率显著提升,农村污水处理装备也随之进入快速发展阶段。从农村污水处理装备的技术路线和应用情况来看,当前集中式一体化设备主要采用处理能力强、占地面积小、运行稳定的活性污泥法组合工艺,如 A³O-MBBR、改良 Bardenpho-MBBR、A/O-MBR 等^[1]。这些组合工艺均为成熟技术路线,但相较于市政污水处理系统,农村生活污水处理较少配置过程监测仪表且缺少专业维护管理人员,无法支撑及时有效的工艺运行调控,导致在进水条件大幅波动的情况下易发生水质超标风险,使得农村生活污水成为农村非点源污染的重要来源^[2-3]。选取四川省某农村污水处理站技术改造实例,针对高排放标准 and 进水条件的复杂多变性,探索一种适用于进水水质和水量波动较大且需稳定达标的农村污水处理技术路线与改造方法。

1 污水处理站概况

四川省内江市东兴区污水处理站设计处理规模为 400 m³/d,纳污范围内主要为某镇域居民生活污水,设计进、出水主要指标如表 1 所示。该站采用格栅+沉砂池及调节池+一体化污水处理装置+砂滤池+消毒池的工艺路线,其核心单元采用一体化设备,如图 1 所示。该处理站于 2021 年 11 月建成投产,与区域内其他农村污水处理站统一实施“工艺无人值守,设备设施定期巡检”的集约化运营管理模式。

表 1 污水处理站设计进、出水水质

Tab.1 Design influent and effluent quality of the sewage treatment station mg/L

指标	COD	BOD ₅	SS	NH ₃ -N	TN	TP
进水	300	150	200	30	35	4
出水	50	10	10	5(8)	15	0.5

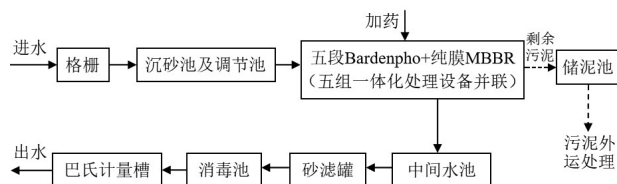


图 1 污水处理站工艺流程

Fig.1 Process flow chart of the sewage treatment station

一体化污水处理装置是该处理站的核心处理设施,由 5 组地理式玻璃钢一体化处理设备并联组成,单组设计处理规模可达 80 m³/d,处理工艺为“五段 Bardenpho+纯膜 MBBR”,工艺流程如图 2 所示。一体化处理设备的主要工艺参数和填料类型及填充比见表 2,生化段设计总水力停留时间 (HRT) 为 18.69 h。

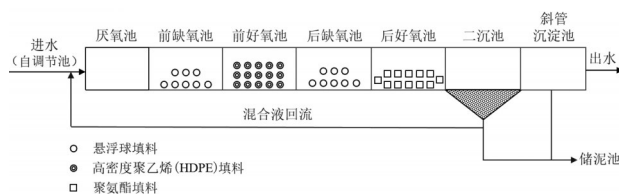


图 2 一体化设备设计工艺流程

Fig.2 Process flow chart of integrated treatment equipment

表 2 一体化设备主要工艺参数

Tab.2 Process parameters of integrated treatment equipment

功能区	厌氧区	前缺氧区	前好氧区	后缺氧区	后好氧区
HRT/h	1.98	3.56	7.12	2.67	3.36
填料类型		悬浮球	HDPE	悬浮球	聚氨酯
填充率/%	0	15	40	15	20

2 现状问题分析

2.1 进、出水情况

根据 2023 年 1 月—7 月的运营报表数据可知,实际进水量为 201~500 m³/d,水量负荷为设计处理规模的 50%~125%,最大进水量约为最小进水量的 2.5 倍。实际进水指标除 COD 接近设计值外,其余均严重超出设计值,其中进水氨氮、总氮和总磷均值分别超出设计值的 55.56%、60.17%、42.02%。过高的进水浓度导致运行期间总氮、总磷的达标率大幅降低,出水稳定性变差,运行压力增大。加之运行维护水平普遍不高,仅能通过降低进水量、增加药剂投加量来确保出水水质,导致运行成本进一步提高。该处理站存在实际进水水质水量与设计值偏差大、原一体化处理设备无法实现稳定达标的问题,因此其抗冲击性及脱氮除磷能力亟须有效提升。

2.2 工艺分析

① 工艺路线分析及参数核算

纯膜 MBBR 工艺主要通过 在填料上形成的生物膜实现污水的净化过程,各反应区填料的填充率通常不大于 67%,且不低于 25%,宜为 40%~67%^[4]。因各反应区活性污泥浓度较低且无需污泥回流,工艺流程通常不设二沉池和厌氧区^[5]。为实现部分生物除磷作用,原污水处理站采用的纯膜 MBBR 工艺配置了厌氧区,但前缺氧区、前好氧区、后缺氧区和后好氧区的填料设计填充比例仅分别为 15%、40%、15% 和 20%(见表 2),显著低于规程^[4]的填充率要求。因此,必须重新评估原工艺路线的设计参数是否满足实际运行的需求。

以 2023 年 1 月—7 月实际进水水质 90% 保证率下的浓度对原处理站氨氮去除量以及脱氮量进行分析。假定进水凯氏氮(TKN)等同于 TN,缺氧区及好氧区仅分别完成硝态氮及氨氮的去除,同时由于纯膜 MBBR 工艺中污泥浓度较低,可忽略厌氧区对

氨氮及总氮的去除率,按照进水 BOD₅、NH₃-N、TN 和 TP 分别为 165、50、60 和 7 mg/L 以及设计出水标准进行理论计算。该处理站单个罐体需去除的氨氮量为 4 400 g/d,总氮量为 3 600 g/d,其中因同化作用去除的氨氮为 595.20 g/d。依据表 1、2 的设计参数,对原纯膜 MBBR 工艺的设计氨氮和总氮去除量进行复核,各功能区计算结果如表 3 所示。其中,单个罐体好氧区设计去除氨氮量为 5 700 g/d,缺氧区设计去除的总氮量为 1.88 kg/d。由计算结果可知,原一体化污水处理设备的设计氨氮去除量远大于实际需去除氨氮量(3 804.8 g/d),可满足对氨氮的达标去除,而设计总氮去除量仅为实际所需去除总氮量(3 540.80 g/d)的 1/2,远不能实现对总氮的有效去除。

经分析证明,原纯膜 MBBR 工艺在实际进水条件下无法保证出水稳定达标,若在不改变现有工艺设计下实现出水总氮的稳定达标,前后缺氧区填料填充比均需提升至 45%。

表 3 原一体化设备生化段的主要设计参数复核

Tab.3 Review of main design parameters of biochemical section of original integrated equipment

功能区	池容/ m ³	填充率/%	填料比表面积/ (m ² /m ³)	填料体积/ m ³	总表面积/m ²	硝化表面负荷/ [gNH ₄ ⁺ -N/(m ² ·d)]	反硝化表面负荷/ [gNO ₃ ⁻ /(m ² ·d)]	去除量/(g/d)
厌氧区	7	0	0	0	0	—	—	—
前缺氧区	12	15	800	1.8	900	—	1.0	900
前好氧区	24	40	500	9.6	4 800	0.5	—	2 400
后缺氧区	9	15	500	1.4	700	—	0.5	980
后好氧区	11	20	3 000	2.2	6 600	0.5	—	3 300

注: 碳源投加在前缺氧区,设计水温 12℃,反硝化表面负荷一般取 0.05~0.80 gNO₃⁻-N/(m²·d),外加碳源反硝化表面负荷取 0.15~2.00 gNO₃⁻-N/(m²·d)^[4],氨氮去除率≤85% 时,硝化表面负荷取 0.12~1.20 gNH₄⁺-N/(m²·d);氨氮去除率≥85% 时,硝化表面负荷取 0.10~0.85 gNH₄⁺-N/(m²·d)^[4],污泥产泥系数取 0.40 kgMLVSS/kgBOD₅,VSS/SS=0.6。

② 填料及配套设备选型

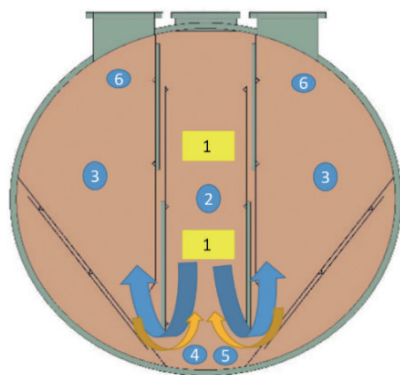
在一体化处理设备的生化池中,前置与后置缺氧区采用悬浮球填料,该填料的外壳为聚丙烯材质,内部填充物为聚氨酯;后置好氧区则采用聚氨酯填料。在实际运行过程中,悬浮球填料的流化性能不佳且易于破碎,导致过水筛网堵塞;在后置好氧区转变为缺氧区的过程中,聚氨酯填料因反硝化作用产生氮气,导致填料上浮。此外,MBBR 工艺通常在上游设置超细格栅,其栅隙尺寸需比拦截筛网小 1 或 2 mm^[6]。而采用悬浮填料的 MBBR 工艺对格栅的要求更高,格栅间隙一般设定为 2 mm,甚至更小^[4,7]。然而,实际处理站预处理段的粗、细格栅间隙分别为 20、5 mm,由于栅距过大,生化单元进水中

含有大量杂质,水泵、填料或拦截筛网堵塞,造成填料堆积和流化效果差,进而影响生化反应效率。因此,为保证工艺单元的长期稳定运行,预处理格栅设备及部分填料需重新选择。

③ 二沉池

在实际运行过程中,二沉池的污泥流失现象频繁发生,主要有以下 3 个原因:首先,在原纯膜 MBBR 工艺路线的设计中,二沉池的功能作用被削弱,但实际进水浓度高且水量大,原缺氧区填料填充率不足,为了满足实际运行要求,需要增加污泥浓度以保证处理效果,这导致现状二沉池无法实现工艺现状运行需求;其次,一体化设备为圆柱状卧式罐体,高度为 3 m,生化段和沉淀池合建,扣除泥斗及设计

超高后,二沉池有效水深不足1.5 m,导致泥水分离效果较差;第三,原二沉池结构不合理,泥水分离路径存在交叉,如图3所示。这3个因素叠加导致原二沉池无法满足现状运行需求,因此需对二沉池进行改造。



1. 进水筛网 2. 中间仓区 3. 耳室区 4. 生化排泥泵 5. 生化回流泵
6. 出水收集口
蓝色箭头为污水流向,黄色箭头为污泥流向。

图3 二沉池结构示意图

Fig.3 Structural diagram of secondary sedimentation tank

基于现状问题分析,该处理站工艺设计存在明显缺陷,在实际进水浓度超出设计值的情况下,无法实现出水稳定达标。基于实际进水水质条件及绩效考核达标的要求,应重新审视工艺路线的可行性。同时,应遵循充分利用现有设施的原则,在不影响原有集成设备的完整性和功能性的前提下,通过局部改造和优化,确保出水水质稳定达标。

3 工艺路线选择及实施

3.1 工艺路线论证

① 针对进水水质及水量的显著波动特性,应选用具备强大抗冲击负荷能力的处理工艺。谭阳等^[8]的研究表明,填料微生物具有一定的抗冲击负荷能力。黄青等^[9]则通过 Bardenpho 镶嵌 MBBR 工艺对北方某污水处理厂进行提标改造,改造后抗冲击能力负荷能力增强,出水水质稳定达标。在抗冲击负荷能力方面,工艺路线应优先选择包括 IFAS 工艺和纯膜 MBBR 工艺在内的生物膜法。

② 针对冬季水温偏低以及进水氨氮和总氮含量较高的问题,应强化脱氮效率。根据李倩等^[10]的相关研究,投加悬浮填料可提高活性污泥系统的硝化速率,在相同污泥浓度下,当温度分别为 11、14、17、20、23、26、29 和 32 °C 时,填充率为 45% 的复

合系统的硝化速率比活性污泥系统分别提高 156%、122%、105%、84%、64%、53%、27% 和 14%,硝化效果分别提高 123%、93%、78%、60%、42%、33%、11% 和 6.5%。郑志佳等^[11]通过对污水处理厂 MBBR 工艺进行升级改造,解决了冬季出水氨氮不达标问题。申世峰等^[12]通过将生物单元分别改造为纯膜工艺、缺氧区投加悬浮填料的泥膜复合工艺及增设悬浮填料深度脱氮单元后均获得较好的脱氮效果。基于可借鉴的经验案例分析,从提升工艺系统硝化与反硝化效能的视角出发,IFAS 工艺与纯膜 MBBR 工艺均具有可行性。

③ 针对进水总磷含量偏高的问题,应选取具备优异生物除磷性能的工艺路线。纯膜 MBBR 工艺主要依赖化学除磷,其通常不设置厌氧区,且填料上的生物膜无法经过厌氧和缺/好氧的循环,因此生物除磷效果不好^[5]。鉴于该处理站的运营管理采用无人值守模式,从降低人工配药工作量及优化药剂成本的角度出发,生化段宜采用生物除磷效果较佳的工艺路线,并辅以化学除磷以确保总磷达标排放。Sriwiriya 等^[13]研究发现,AAO+IFAS 工艺可成功实现生物除磷。因此,为强化工艺系统中生物除磷的效果,IFAS 工艺路线应作为首选。

综合分析表明,尽管纯膜 MBBR 工艺和 IFAS 工艺路径均具有可行性,然而相较于纯膜 MBBR 工艺,基于 IFAS 工艺的改造在技术难度和运营成本上均显示出相对优势。具体而言,仅需更换部分填料、扩大缺氧区池容以及优化二沉池的流态,即可实现工艺转型,且不会引发填料流化问题。基于此,本研究计划将现有纯膜 MBBR 工艺改造为 IFAS 工艺。

3.2 IFAS 工艺计算

本次改造将后好氧区改为兼氧区以增加缺氧区停留时间,同时将悬浮球和聚氨酯填料更换为 HDPE 填料,因活性污泥法中悬浮填料最小填充率为 15% 即可满足出水要求^[14],为便于运行管理,维持原填料填充率,考虑运行过程中的水质波动风险,结合上述实际进水水质,按照实际出水氨氮和总氮的内控值分别为 2.0、13.0 mg/L 对改造为 IFAS 工艺后所需的污泥浓度进行计算,设计复核参数如表 4 所示。

由计算结果可知,单个罐体需去除的氨氮量为 4 640 g/d (含同化作用去除的氨氮 595.20 g/d)、总氮量为 3 760 g/d。改造后的罐体在好氧区填料对氨氮

的去除总量为 2 400 g/d,在总缺氧区和混合区填料对总氮的去除量为 1 270 g/d,剩余 1 644. 80 g/d 氨氮及 1 894. 8 g/d 总氮则需通过活性污泥法去除。根据活性污泥硝化速率和反硝化速率负荷^[15-16]复核,

出水氨氮和总氮达标需要污泥浓度分别为 2 700、1 700 mg/L。综上所述,在实际进水条件下,为保证出水稳定达标,需确保更换填料后 IFAS 工艺的污泥浓度不低于 2 700 mg/L。

表 4 一体化设备生化段改造的主要设计参数复核

Tab.4 Review of main design parameters for biochemical modification of integrated equipment

功能区	池容/m ³	填充率/%	填料比表面积/(m ² /m ³)	填料体积/m ³	填料总表面积/m ²	硝化表面负荷/[gNH ₄ ⁺ -N/(m ² ·d)]	反硝化表面负荷/[gNO ₃ ⁻ -N/(m ² ·d)]	去除量/(g/d)
厌氧区	7	0	0	0	0	—	—	—
前缺氧区	12	15	500	1.8	900	—	0.5	450
前好氧区	24	40	500	9.6	4 800	0.5	—	2 400
后缺氧区	9	15	500	1.4	700	—	0.7	490
后混合区	11	20	500	2.2	1 100	—	0.3	330

注: 碳源投加在后缺氧区,在水温为 12 ℃环境下,设计反硝化表面负荷一般取 0.05~0.80 gNO₃⁻-N/(m²·d),外加碳源反硝化表面负荷取 0.15~2.00 gNO₃⁻-N/(m²·d)^[4],氨氮去除率<85%时,硝化表面负荷取 0.12~1.20 gNH₄⁺-N/(m²·d);氨氮去除率≥85%时,硝化表面负荷取 0.10~0.85 gNH₄⁺-N/(m²·d)^[4],污泥产泥系数取 0.40 kgMLVSS/kgBOD₅,VSS/SS=0.6,硝化速率一般为 3~8 mgNH₄⁺-N/(gVSS·h),本次取 3 mgNH₄⁺-N/(gVSS·h);反硝化速率一般为 5~20 mgNO₃⁻-N/(gVSS·h),本次取 5.0 mgNO₃⁻-N/(gVSS·h)。

3.3 改造实施

本次改造的核心内容主要涵盖 3 个方面:首先,针对预处理阶段,增设人工孔板筛网和提篮过滤网,以增强拦截效率,该措施在原有的格栅基础上进行;其次,考虑到 IFAS 工艺的需求,新增生化处理阶段的进水点、碳源投加点、污泥回流点以及硝化液回流点,并对供气系统进行相应的改造;第三,对二沉池的进出水路径进行优化,以改善池内污水的流动状态和沉淀效果,进而提升整个处理系统的污泥浓度。

① 预处理段改造

在细格栅后增设 2 道可提升的人工孔板筛网,其孔径分别为 5、2 mm。筛网下方配置栅渣收集斗,上方则设有提升把手,旨在高效拦截细小杂质的同时,便于栅渣的清理及筛网的清洗工作。新增的孔板筛网能够实现对细小杂质的高效拦截,显著降低后续生化工艺段设备设施的堵塞风险。此外,在每组一体化设备的进口处增设孔隙为 5 mm 的提篮过滤网,以确保后续工艺段的稳定运行。

② 一体化设备生化系统改造

针对 IFAS 工艺的技术路线,必须加强前置好氧区的硝化作用,同时扩展缺氧区的容积并采用悬浮填料技术。

a. 增设进水点以实现多点进水。在后缺氧区增设原水进水点,当进水浓度较高时,分配少量进水至后缺氧区。此举可降低前置好氧区的进水量,

一方面减少对回流污泥的稀释效应,从而提升悬浮污泥浓度,另一方面降低前好氧区的氨氮负荷。同时,使得后缺氧区可充分利用原水中的碳源进行反硝化脱氮,从而降低外加碳源成本。

b. 增设碳源投加点。初始碳源投加点位于前缺氧区,增加后缺氧区为主要的碳源投加点。原水在前置好氧区经历充分的硝化反应后,在后缺氧区利用外加碳源进行充分反硝化,可以强化脱氮效果。

c. 更换填料。将生化池内原有的悬浮球填料和聚氨酯填料均更换为 HDPE K₃ 填料,其直径为 (25±0. 5) mm,高为 (10±1) mm,有效比表面积>500 m²/m³。

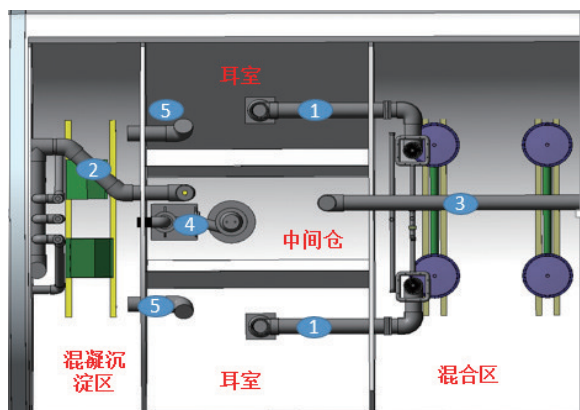
d. 新增污泥回流和硝化液回流。新增从斜管沉淀池至厌氧区的污泥回流路线,通过间歇运行将斜管沉淀池沉淀区的浓缩污泥回流至厌氧区,以解决二沉池至厌氧区的回流污泥量不足问题,从而满足 IFAS 工艺对污泥浓度的需求。此外,新增后缺氧区至厌氧区的硝化液回流路线,匹配两级 AO 工艺的运行场景,增加工艺运行的灵活性。

e. 供气系统优化改造。原有供气系统配置 9 台同型号的气泵,划分为 3 个气泵组。在运行过程中,部分气泵同时承担搅拌、曝气及气提回流功能,导致气泵分组配置不合理,气量分配效率不高,且缺乏热备用气泵,易引发系统故障。针对上述问题,进行了系统的优化改造。改造后的供气系统配置

11台气泵,重新划分为4个气泵组。气泵组1主要负责厌氧区及前后缺氧区翻板搅拌;气泵组2承担前好氧区的曝气及过水筛网吹扫工作;气泵组3服务于后缺氧区和混合区的曝气与搅拌;气泵组4则主要执行沉淀区的气提排泥、污泥回流及斜管反洗等操作。

③ 一体化设备沉淀系统改造

经过改造的二沉池结构如图4所示。

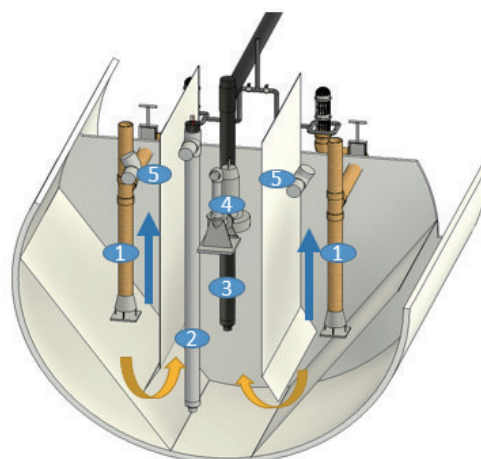


1.竖流沉淀管 2.生化排泥 3.污泥回流 4.中间水泵 5.生化沉淀出水口

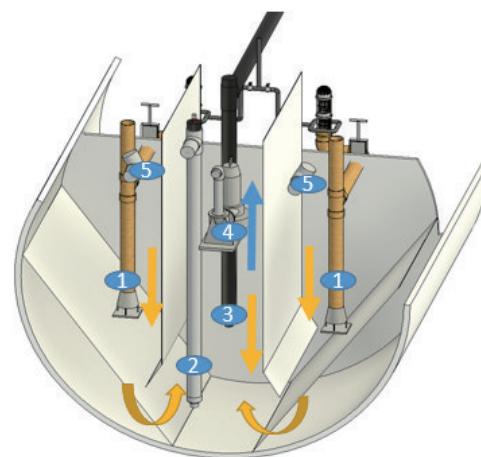
图4 改造后二沉池示意

Fig.4 Schematic diagram of the secondary sedimentation tank after renovation

通过封闭中间仓原有的2个过水孔,在两侧耳室分别设置1组竖流进水装置,并在装置上安装过水筛网,可以实现混合区悬浮填料的有效拦截。泥水混合液通过筛网进入两侧耳室进行泥水分离沉淀,污泥通过耳室侧面斜坡流向中间仓底部进一步浓缩,上清液则经由耳室液面上方收集管进入斜管沉淀池。二沉池的回流污泥和剩余污泥均采用气提排泥的方式,剩余污泥定期排入储泥池,回流污泥则回至生化段前端。中间仓内设置中间水泵,通过控制中间水泵的启停,实现中间仓和耳室的交替沉淀出水。在中间水泵停运的情况下,二沉池运行模式如图5(a)所示,两侧耳室正常沉淀出水,中间仓处于静态沉淀过程。在中间水泵开启运行过程中,二沉池运行模式如图5(b)所示,中间仓内上清液通过中间水泵排至斜管沉淀池的絮凝反应区,耳室内则处于静态沉淀过程,在此过程中耳室不出水且沉淀污泥会加速滑向中间仓底部。通过中间仓和耳室的交替沉淀出水的运行方式,可充分利用池容作为沉淀区进行泥水分离,以减少罐体高度限制对沉淀效果的影响。



a.中间仓沉淀、耳室沉淀出水



b.耳室沉淀、中间仓沉淀出水

1.竖流沉淀管 2.生化排泥 3.污泥回流 4.中间水泵 5.生化沉淀出水口
蓝色和黄色箭头分别代表污水、污泥的走向。

图5 中间仓沉淀、耳室沉淀出水和耳室沉淀、中间仓沉淀出水的示意

Fig.5 Schematic diagram of intermediate chamber sedimentation, ear chamber sedimentation outflow and ear chamber sedimentation, intermediate chamber sedimentation outflow

4 改造前后运行效果对比

4.1 处理能力

污泥浓度作为污水处理的重要工艺参数,过高或过低都会影响生化池和沉淀池的运行效果,直接关系到一体化设备处理能力。改造前后不同水量负荷下生化段活性污泥浓度均值如图6所示。相比于改造前,在水量负荷为50%的情况下,改造后生化段污泥浓度均值提升近2倍,维持在6 000 mg/L左右;在水量负荷为100%情况下,改造后生化段污泥浓度均值提升近1倍,维持在3 200 mg/L左右;在水

量负荷为125%情况下,改造后污泥浓度均值提升近3倍,维持在2 200 mg/L。这表明改造后,在相同水量负荷时,污泥浓度提升了1~3倍,整体系统的处理能力得到显著提升。同时,在不同水量负荷下,二沉池均未发生跑泥现象。

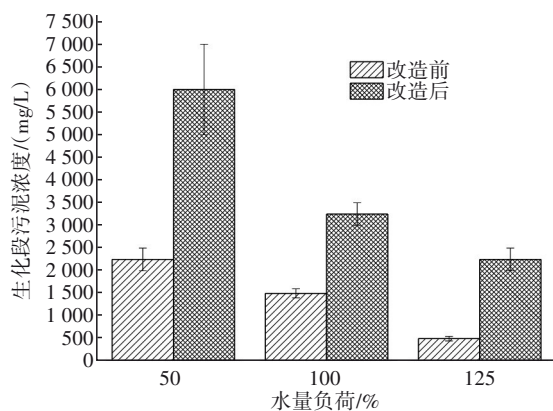


图6 改造前后不同水量负荷生化段污泥浓度对比

Fig.6 Comparison of the sludge concentration in the biochemical section before and after renovation with different inflow load

4.2 污染物去除率及达标情况

污水处理站改造完成后,2024年1月—12月进出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN和TP及其去除率统计数据表明, $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率为79.79%~99.64%,TN去除率为50.92%~88.87%,TP去除率为83.76%~99.38%;改造后出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN和TP均可稳定达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)的一级A标准,表明改造后的生化段能适应进水水质和水量的波动,具有较高的抗冲击负荷和脱氮除磷能力。

4.3 单位能耗

改造完成后,对近1年的运行数据进行分析可知,电耗由 $1.01 \text{ kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$ 降至 $0.81 \text{ kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$,下降约20%,在一定程度上降低了运维成本。

5 结论

① 在水温为 $13.4\sim 32.0\text{ }^\circ\text{C}$ 情况下,与原纯膜MBBR工艺相比,污水处理站改造后出水水质可实现稳定达标,且电耗降低约20%。

② 在细格栅后新增人工孔板筛网,形成机械格栅+人工孔板格栅组合方式,有效解决了格栅选型不合理、拦截效率低,无法满足预处理要求的问题。

③ 通过对二沉池布水方式和流态的优化,改善了泥水分离效果并解决了二沉池跑泥问题,提高

了生化单元的活性污泥浓度,强化了生化处理效果。

④ 改造前后运行对比表明,IFAS工艺相比原纯膜MBBR工艺具有更强的耐冲击负荷能力,适用于在进水条件多变和日益提高出水标准的农村一体化污水处理设备。

参考文献:

- [1] 李文生,李云桂,张健民,等. “一带一路”乡村生活污水一体化处理与经典案例[M]. 北京:中国环境出版集团有限公司,2022.
LI W S, LI Y G, ZHANG J M, et al. Integrated Treatment Technology of Rural Domestic Sewage [M]. Beijing: China Environment Publishing Group, 2022 (in Chinese).
- [2] 段先月,唐朝春,吴庆庆,等. 农村污水现状及处理技术研究进展[J]. 水处理技术,2018,44(9):27-31.
DUAN X Y, TANG C C, WU Q Q, et al. Research progress of present situation and treatment technology of rural sewage [J]. Technology of Water Treatment, 2018, 44(9):27-31 (in Chinese).
- [3] 汪诚文,赵雪锋,王欣. 一体化生物处理反应器处理农村生活污水研究概况[J]. 环境工程技术学报,2011,1(6):544-548.
WANG C W, ZHAO X F, WANG X. Overview of researches on integrated bio-treatment reactors for rural domestic wastewater treatment [J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2011, 1(6): 544-548 (in Chinese).
- [4] 山东省环境保护产业协会. 水处理生物膜速净工艺(BFM)技术规程:T/SDEPI 031—2022[S]. 济南:山东省环境保护产业协会,2022.
Shandong Provincial Environmental Protection Industry Association. Technical Specification for Water Treatment of Biofilm & Magnetic-separation Process (BFM): T/SDEPI 031-2022 [S]. Jinan: Shandong Provincial Environmental Protection Industry Association, 2022 (in Chinese).
- [5] 周家中,韩文杰,吴迪,等. MBBR工艺应用于市政污水处理的系列解决方案探讨[J]. 中国给水排水,2022,39(12):1-12.
ZHOU J Z, HAN W J, WU D, et al. Discussion on series solutions of MBBR process applied to municipal sewage treatment [J]. China Water & Wastewater, 2022, 39(12):1-12 (in Chinese).

- [6] 美国水环境联合会. 生物膜反应器设计与运行手册[M]. 曹相生, 译. 北京: 中国建筑工业出版社, 2013: 128.
- Water Environment Federation. Biofilm Reactors [M]. CAO X S, translated. Beijing: China Architecture & Building Press, 2013: 128(in Chinese).
- [7] 陈珺. 城镇污水处理及再生利用工艺分析与评价[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2012: 112.
- CHEN J. Analysis and Evaluation of Municipal Wastewater Treatment and Reuse Processes [M]. Beijing: China Architecture & Building Press, 2012: 112 (in Chinese).
- [8] 谭阳, 李激, 徐巧, 等. 反硝化悬浮填料适用性及其微生物群落结构解析[J]. 环境科学, 2017, 38(6): 2486-2495.
- TAN Y, LI J, XU Q, et al. Applicability and microbial community structure of denitrification suspended carriers [J]. Environmental Science, 2017, 38(6): 2486-2495 (in Chinese).
- [9] 黄青, 周家中, 吴迪, 等. Bardenpho镶嵌MBBR工艺用于北方某污水厂抗冲击性能[J]. 环境工程学报, 2020, 14(6): 1698-1704.
- HUANG Q, ZHOU J Z, WU D, et al. Shock-loading resistance of Bardenpho-embedded MBBR process in a WWTP of northern China [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(6): 1698-1704 (in Chinese).
- [10] 李倩, 曹国凭, 郑兴灿, 等. 悬浮填料强化硝化功能及温度影响试验研究[J]. 中国给水排水, 2013, 29(5): 50-54.
- LI Q, CAO G P, ZHENG X C, et al. Enhanced nitrification with suspended carrier addition at different temperatures [J]. China Water & Wastewater, 2013, 29(5): 50-54(in Chinese).
- [11] 郑志佳, 白华清, 孟涛, 等. 低温下MBBR强化硝化原理分析和应用[J]. 中国给水排水, 2019, 35(23): 6-11.
- ZHENG Z J, BAI H Q, MENG T, et al. Principle analysis and application of MBBR enhanced nitrification at low temperature [J]. China Water & Wastewater, 2019, 35(23): 6-11(in Chinese).
- [12] 申世峰, 郭兴芳, 孙永利, 等. 基于悬浮填料强化脱氮的污水处理厂总氮提标措施研究[J]. 给水排水, 2022, 48(增刊1): 674-678, 686.
- SHEN S F, GUO X F, SUN Y L, et al. Research on total nitrogen raising measures of a wastewater treatment plant based on enhanced denitrification by suspended carrier [J]. Water & Wastewater Engineering, 2022, 48(S1): 674-678, 686(in Chinese).
- [13] SRIWIRIYARAT T, RANDALL C W. Performance of IFAS wastewater treatment processes for biological phosphorus removal [J]. Water Research, 2005, 39(16): 3873-3884.
- [14] 何国富, 周增炎, 高廷耀, 等. 悬浮填料活性污泥法优化填料投配比试验[J]. 环境工程, 2006(1): 78-80.
- HE G F, ZHOU Z Y, GAO T Y, et al. Experiment on optimizing the adding ratio of suspended media for suspended media activated-sludge process [J]. Environmental Engineering, 2006(1): 78-80 (in Chinese).
- [15] GRADY C P L, DAIGGER G T, LIM H C. Biological Wastewater Treatment [M]. 2nd ed. New York: Marcel Dekker, 1999.
- [16] Metcalf & Eddy, Inc. 废水工程: 处理与回用 [M]. 4版. 北京: 清华大学出版社, 2003.
- Metcalf & Eddy, Inc. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse [M]. 4th ed. Beijing: Tsinghua University Press, 2003(in Chinese).

作者简介: 刘志远(1985—), 男, 湖北黄冈人, 本科, 工程师, 主要从事污水运营管理及工艺技术研究工作。

E-mail: 1013266911@qq.com

收稿日期: 2025-03-10

修回日期: 2025-04-12

(编辑: 衣春敏)