

程军, 刘梦梅, 张珊, 等. 进水负荷冲击及低温引起 CASS 工艺污泥膨胀的运行优化[J]. 净水技术, 2025, 44(7): 87-92, 201.

CHENG J, LIU M M, ZHANG S, et al. Operation optimization of sludge bulking caused by influent loading rate impact and low temperature in CASS process[J]. Water Purification Technology, 2025, 44(7): 87-92, 201.

进水负荷冲击及低温引起 CASS 工艺污泥膨胀的运行优化

程 军*, 刘梦梅, 张 珊, 樊 瑜, 乐林林

(陕西水务发展环保集团有限公司, 陕西西安 710021)

摘 要 【目的】丝状菌膨胀是污水处理厂运行中最严重的问题之一, 通常会造造成处理水量降低、出水悬浮物超标等, 尤其间歇流工艺会因为生化系统泥水不分离而无法正常运转。因此, 控制丝状菌的过量增长对于污水处理厂的稳定运行至关重要。【方法】文章介绍了某县城循环曝气活性污泥(CASS)工艺污水处理厂, 设计规模为 2 万 m³/d, 进入冬季之后, 受进水负荷冲击和进水低温双重因素的影响致使该污水处理厂发生了严重的污泥膨胀, 出水 COD、氨氮、TN 指标超标。为尽快恢复 CASS 工艺的正常运行, 分两阶段对系统进行调整: 第一阶段通过投加聚丙烯酰胺(PAM)、延长曝气时间、控制溶解氧等措施, 系统运行状况未得到有效改善; 第二阶段采取了加快排泥、人工清理浮泥, 优化运行时序、稳定进水负荷、严格控制曝气和溶解氧等措施, 系统污泥膨胀情况得到有效控制。【结果】经过调整, 污泥沉降比(SV₃₀)从 98% 降低至 70% 以下, 出水 COD、氨氮、TP、TN 指标从调试期间的平均 37.14、3.60、0.33、16.12 mg/L 降低至达标限以内。系统在 40 d 时间内基本恢复正常, 处理水量由调试期间的 1.4 万 m³/d 提高到 2 万 m³/d。【结论】进水低温是引起 CASS 工艺丝状菌膨胀的主要因素, 而负荷冲击是导致出水水质超标的直接原因; 同时高污泥负荷和长期低溶解氧进一步加剧了丝状菌的增长, 是污泥膨胀的间接因素。建议污水处理厂在进入冬季之前要及时排泥换泥、调整运行工况以抑制丝状菌增长; 日常运行中要合理安排操作工序, 严格控制进水负荷、溶解氧、污泥龄等参数, 以确保系统的稳定运行。

关键词 循环曝气活性污泥工艺(CASS) 低温 进水负荷冲击 丝状菌膨胀 工艺运行优化

中图分类号: X703 **文献标志码:** A **文章编号:** 1009-0177(2025)07-0087-07

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2025.07.010

Operation Optimization of Sludge Bulking Caused by Influent loading Rate Impact and Low Temperature in CASS Process

CHENG Jun*, LIU Mengmei, ZHANG Shan, FAN Yu, LE Linlin

(Shaanxi Water Development Environment Group Co., Ltd., Xi'an 710021, China)

Abstract [Objective] Filamentous bulking is one of the most severe operational issues in wastewater treatment plants(WWTPs), which typically causes reduction of treatment capacity and excessive effluent suspended solids. Particularly for sequencing batch processes, the normal operation would be destructed by filamentous bulking due to failed sludge-water separation in biological systems. Therefore, controlling the excessive growth of filamentous bacteria is significantly important for stable operation of WWTPs. [Methods] This paper introduced a case study of cyclic activated sludge system (CASS) process WWTP in a certain county town with a design capacity of 20 000 m³/d, that experienced severe sludge bulking due to the combined effects of influent load shock and low influent temperature in winter. The effluent COD, ammonia nitrogen and TN parameter were exceeded. In order to restore normal operation of CASS process, a two-phase system adjustment was implemented. In phase I, the measures such as polyacrylamide (PAM) dosing, extended aeration duration, and dissolved oxygen (DO) control were employed, but without achieving significant improvement in operation effects. In phase II, a comprehensive measures were implemented, including accelerated sludge wasting, manual floating sludge removal, operation sequence optimization, influent loading rate stabilization, aeration and DO strictly controlling. Fortunately, the sludge bulking was effectively controlled. [Results] The settling velocity(SV₃₀) was reduced from 98% to below 70%. And the

[收稿日期] 2023-08-30

[基金项目] 省级国有资本经营预算科技创新专项资金项目

[作者简介] 程军(1991—), 男, 研究方向为污水处理工艺设计及运行调试, E-mail: 799237678@qq.com。

major effluent parameters decreasing from averages (COD: 37.14 mg/L, ammonia nitrogen: 3.60 mg/L, TP: 0.33 mg/L, TN: 16.12 mg/L) to compliant levels. System recovery was achieved within 40 days, and the treatment capacity was restored from 14 000 m³/d during the commissioning period to designed 20 000 m³/d. [**Conclusion**] Low temperature constitutes the primary factor for filamentous bulking. And influent loading rate shock directly causes effluent quality non-compliance. Meanwhile, high sludge loading rate combined with sustained low DO levels promotes filamentous bacteria proliferation as indirect contributing factors. It is recommended that WWTPs should promptly discharge and replace sludge and adjust their operating conditions before entering winter to inhibit the growth of filamentous bacteria. In daily operation, it is necessary to arrange reasonable operating procedure and strict control of parameters such as loading rate, DO and sludge retention time(SRT) to keep stable operation in WWTPs.

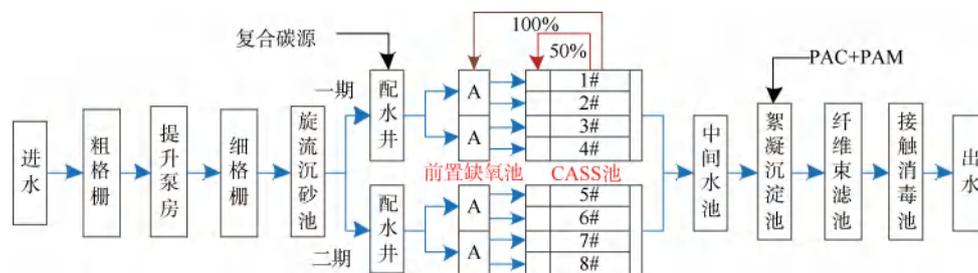
Keywords cyclic activated sludge system process (CASS) low temperature influent loading rate impact filamentous bulking process operation optimization

丝状菌膨胀是污水处理厂运行中最严重的问题之一,其诱发因素通常包括低污泥负荷、进水营养不良、曝气过量或长期低溶解氧、进水低温等^[1-4]。安莹等^[5]研究表明,高负荷同样会引起污泥丝状菌膨胀。在实际污水处理厂运行中,冬季低温期间为保证出水水质,一般会采取提高污泥浓度、降低污泥负荷、延长曝气时间、提高曝气量等措施来应对低温造成的污泥活性降低的问题,然而这些因素都会增加污泥膨胀的风险^[6-7]。因此,冬季低温期间合理的污泥负荷控制对于抑制丝状菌膨胀至关重要。尤其对于采用间歇式工艺的中小型城镇污水处理厂,当发生污泥膨胀时,生化系统不能进行有效的泥水分离,导致沉淀滗水时间被迫延长,系统处理能力大幅度下降,出水水质水量受到严重影响。加之间歇流工艺耐冲击负荷能力偏低、多组生化池运行工况不一^[8],给污水处理厂的正常生产运行带来挑战。根据以往研究及运行经验,污水处理厂发生污泥膨胀时,通常会采取化学药剂抑制^[9]、投加絮凝剂^[10]、工艺运行条件控制^[11]、降低污泥龄、污泥置换^[12]等措施进行调整。但针对于进水负荷冲击和进水低温双重作用而诱发的丝状菌膨胀及出水超标问题,仍没有太多研究和实际经验可以参考。

某县城污水处理厂设计规模为 2 万 m³/d,主体采用循环曝气活性污泥法工艺(CASS),实际进水量为 1.8 万~2.4 万 m³/d,最大进水量超设计负荷为 20%。同时由于全天来水极不均衡,每日 10:00—22:00 来水量占到全天进水量的 70%左右,造成生化系统的进水负荷冲击。该污水处理厂夏季运行期间,系统运行基本正常,但是从每年 12 月开始水温低于 15 ℃,污泥沉降性和出水水质均有所恶化。随着温度进一步降低以及进水负荷冲击的双重作用,污水处理厂发生了严重的丝状菌膨胀^[13],出水各项指标超标。本文以该污水处理厂冬季运行调试为例,重点解决了进水负荷冲击和低温双重因素引起的污泥膨胀和水质超标问题,为同类型污水处理厂的运行管理提供了参考依据。

1 污水处理厂概况

该污水处理厂采用 CASS 工艺,分两期建成。2014 年进行提标改造,在 CASS 池之前增设前置缺氧池,并增加硝化液回流,用于强化反硝化脱氮,深度处理采用絮凝沉淀+纤维束滤池。出水执行《陕西省黄河流域污水综合排放标准》(DB61/ 224—2018)A 标准。污水处理厂工艺流程如图 1 所示。



注:A 表示前置缺氧池;PAC 表示聚合氯化铝;PAM 表示聚丙烯酰胺。

图 1 污水处理厂工艺流程

Fig. 1 Process Flow of the WWTP

2 污水处理厂设计及运行情况

2.1 主要处理单元设计参数

前置缺氧池:尺寸为 23.0 m×6.0 m×5.5 m, 2 座,单池有效容积为 690 m³,每座缺氧池分为 4 格,每格对应 1 座 CASS 池,设置潜水搅拌机 2 台。前置缺氧池停留时间为 1.66 h,硝化液回流比为 100%,硝化液回流泵设置于 CASS 池主反应区,连续运行。

CASS 池:共 2 组,每组 4 池,单组处理水量为 1 万 m³/d。单池尺寸为 47.8 m×12.0 m×5.5 m,有效水深为 5 m,单池有效容积为 2 868 m³。前端预反应区尺寸为 5.8 m×12.0 m×5.5 m,配备潜水搅拌机 2 台,占总池容的 12%。主反应区采用微孔曝气盘,设置污泥回流泵 2 台,单台流量为 115 m³/h,1 用 1 备,污泥回流至预反应池。CASS 池实际运行水位为 4.8 m,滗水器滗水深度为 1.0~1.2 m,排水比为 1:4~1:5。CASS 池设计运行时序为:进水曝气 1.5 h,单独曝气 1.5 h,沉淀 1.5 h,滗水闲置 1.5 h,每周期 6 h。运行时序如图 2 所示。

絮凝沉淀池:1 座 2 格,采用网格絮凝池,反应时间为 25 min;采用斜管沉淀池,表面负荷为 5.6

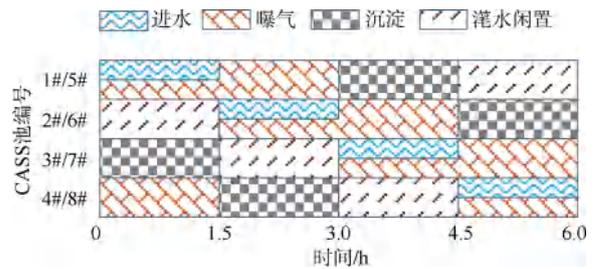


图 2 CASS 现状运行周期

Fig. 2 Operation Cycle of Existing CASS Process

m³/(m²·h)。通过管道混合器投加 PAC 和 PAM,其中 PAC 投加量为 40~55 mg/L,PAM 投加量为 5 mg/L,主要用于去除 TP 和 SS。

纤维束滤池:1 座 4 格,采用纤维束为过滤介质,密度可调,滤速为 15 m³/(m²·h),用于进一步去除 SS 和部分难溶有机物。

鼓风机房:设有 4 台磁悬浮离心鼓风机,单台风量为 55 m³/min,压力为 70 kPa。风机 2 用 2 备,两期风机不连通。因此,一、二期 CASS 池分开独立运行,每组 4 座 CASS 池依次进行曝气。

2.2 进出水水质指标

该污水处理厂来水全部为生活污水,进出水水质指标如表 1 所示。

表 1 污水处理厂进出水水质指标(单位:mg/L)

Tab. 1 Influent and Effluent Quality Indices in WWTP (Unit: mg/L)

项目	COD	BOD ₅	氨氮	TN	TP	SS
设计进水水质	400	200	20	40	5	200
出水标准	30	6	1.5(3)	15	0.3	10
实际平均进水水质	331.8	175.2	31.2	53.1	3.17	60.8
实际出水水质	12.2~45.6	5~16	0.11~12.30	9.0~20.6	0.13~0.93	5~14
5月—11月平均出水水质	20.67	6.40	0.65	10.80	0.21	7.20
12月—次年4月平均出水水质	32.88	8.50	3.10	14.80	0.33	11.90

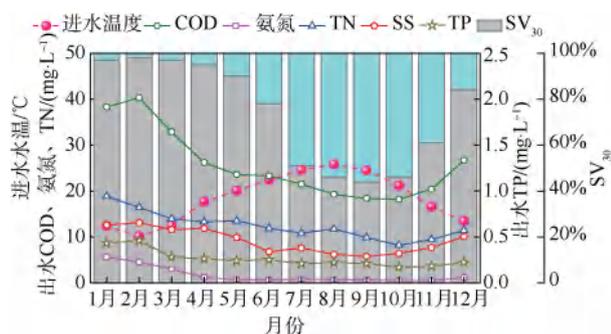
注:括号内数值为水温低于 12℃ 的标准限值。

2.3 实际运行情况及存在的问题

该污水处理厂进水量为 1.8 万~2.4 万 m³/d,全年各月份平均进水水温、出水水质指标及污泥沉降比(SV₃₀)如图 3 所示。夏秋季基本能稳定达标。正常运行期间,污泥质量浓度维持在 3 500~4 000 mg/L,SV₃₀ 维持在 50%以下,CASS 池上清液清澈,生化段出水 COD、氨氮、TN、TP 分别能够控制在 35、1.0、13、0.8 mg/L 以下,实际处理水量最高可达到 2.3 万 m³/d。但进入冬季之后水温逐渐降低,最低水温出现在 2 月,通常仅有 9~10℃,污泥活性和沉降性能均受到明显影响。在生化池污泥质量浓度控

制在 5 000~6 000 mg/L 的情况下,SV₃₀ 普遍高于 90%,最高时长期维持在 98%~99%。低温同时造成污泥活性降低出水水质不稳定,尤其 COD、氨氮、TN 3 项指标超标严重。表 1 分别反映了夏秋季和冬春季污水处理厂出水平均值,表明冬季运行稳定性较差,实际处理水量仅为 1.8 万 m³/d 左右。低温影响一般要持续到次年 5 月才逐渐恢复正常,而污泥沉降性能始终不佳,到 7 月之后才得到有效改善。因此,冬、春季运行极为困难,急需进行运行工艺调整,以确保达标排放。

经全面分析,确定造成该污水处理厂污泥膨胀

图3 污水处理厂全年进水温度、出水水质及 SV₃₀Fig. 3 Annual Influent Temperature, Effluent Quality and SV₃₀ in WWTP

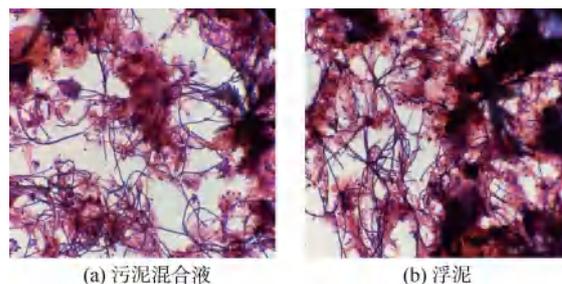
和水质超标的主要原因为进水负荷冲击和低温影响。

其中,进水负荷冲击主要表现为:(1)污水处理厂进水量超过设计水量的 20%,生化系统运行压力较大,CASS 池运行周期时长被压缩到 5 h 以内,有效反应时长明显减少,相应的污泥负荷增加 20%左右;(2)由于该污水处理厂未设置调节池,且来水量极不均衡,进水高峰时段部分生化池未及时反应就必须沉淀排水,CASS 池曝气时长在高峰时段仅有 1 h 左右,曝气时间严重不足是造成出水水质超标的主要原因;黄潇等^[14]的研究也表明,进水负荷冲击导致水力停留时间的变化而引起氨氮和 TN 指标不稳定;(3)由于两期生化池配水不均,两组 CASS 池同时进水时,二期进水始终比一期进水更快,造成二期 CASS 池进水负荷冲击更加明显。

低温影响主要表现为:(1)污泥沉降性恶化,水温从 15 °C 左右降低到 10 °C 时,污泥容积指数(SVI)从 140 mL/g 左右快速增长到 210 mL/g 以上,污泥膨胀最严重时各 CASS 池 SV₃₀ 均在 98% 以上,污泥絮体松散,长时间静置之后污泥呈絮团状悬浮在水中,污泥层有明显断层现象。生化池泡沫浮泥非常严重,浮泥厚度达到 20 cm 以上,几乎全部覆盖整个生化池,浮泥中包裹大量微小气泡,泡沫黏稠不易消退,呈现黄褐色大气泡状,出水 SS 高;(2)污泥膨胀造成 CASS 池泥位过高,低温期间 CASS 池沉淀和滗水时间超过 4 h,曝气反应时间被压缩到 1.0~1.5 h,使得污泥负荷进一步增加;(3)污泥活性明显降低,实际运行中发现,在相同的进水水质条件下,低温期间 CASS 池正常出水的曝气反应时长由 1.5 h 增加到 3 h 左右,其中 BOD₅ 和氨氮负荷分

别从 0.13 kg BOD/(kg MLSS·d) 和 0.032 kg N/(kg MLSS·d) 降低到 0.06 kg BOD/(kg MLSS·d) 和 0.015 kg N/(kg MLSS·d) 以下,污泥活性降低 50% 以上。

生物镜检结果显示,污泥松散、指示性微生物极少,丝状菌含量高,丰度可达 III~IV 级,浮泥中丝状菌尤其多,如图 4 所示。表明污泥活性低、凝聚性差,引起浮泥和膨胀的原因为丝状菌膨胀。



(a) 污泥混合液

(b) 浮泥

图4 污泥生物镜检照片

Fig. 4 Pictures of Sludge by Biological Microscope

3 运行优化及结果分析

针对该污水处理厂存在的问题,提出“稳定运行时序,保证曝气时长,恢复污泥活性”的工艺优化总体思路。

3.1 第一阶段运行调整

第一阶段主要采取以下措施:(1)控制进水量为 1.8 万 m³/d,在 CASS 池曝气时投加阴离子 PAM 促进污泥沉淀,将 CASS 池沉淀时间压缩到 1.5 h 左右,滗水时间控制在 2 h 以内,从保障曝气时长。PAM 按照 5‰ 进行投加,每周期进水量为 650 m³,投加 PAM 质量约为 3 kg;(2)采取进水曝气方式尽可能延长曝气时间,保证每个 CASS 池曝气时间不少于 1.5 h,当水量较大时 2 个 CASS 池同时曝气;(3)控制溶解氧,确保 CASS 池在曝气 1 h 以后溶解氧维持为 4~6 mg/L;(4)合理调配提升泵运行方式,充分利用管网及提升泵房的调蓄作用削弱水量波动的影响。

3.2 第一阶段结果分析

第一阶段为期 20 d,调试过程中进水平均温度为 11.5 °C。结果表明,投药 4 d 之后浮泥明显减少,污泥沉降性有所改善,SV₃₀ 由 95% 以上降低至 80% 左右,出水 SS 减少。通过控制进水量和加速污泥沉淀,CASS 池基本能够按照正常时序完成反应、沉淀、滗水环节,其中曝气反应时间能够控制为

1.0~1.5 h,相应的污泥活性有所恢复。但是,随着PAM的持续投加,从第7 d开始生化池浮泥再次出现,浮泥下层形成了直径为20~30 mm的污泥团块,污泥沉降性未得到进一步提高,说明PAM投加过量,遂停止投加PAM。随后CASS池逐步恢复原有状态,运行工况未得到明显改善。

实际出水水质如图5所示,第一阶段出水COD、TP指标略有降低,其中COD质量浓度降低至35 mg/L左右,TP质量浓度则由0.8 mg/L降低至0.2 mg/L左右,其他水质指标没有明显变化。在线检测结果表明,CASS池溶解氧仅有在进水低谷时段可以达到4 mg/L,其他时段基本维持在2 mg/L以下,说明生化池污泥负荷依然较高,长期的高负荷、低温、低溶解氧进一步加剧了丝状菌的增殖,这是进水负荷冲击对丝状菌膨胀的直接影响。陆王焯等^[15]在AAO工艺中,同样发现低温条件下的高浓度进水负荷冲击导致微丝菌膨胀。分析原因为调试初期投加PAM能够加速沉淀,曝气时间得到部分保障;但是随着投加时间延长,生化池内PAM逐渐累积将气泡包裹在污泥絮团内无法正常释放,造成浮泥增加。因此,第一阶段调试未能从根本上解决水量冲击、曝气时长不足、微生物活性始终处于较低水平等关键问题。

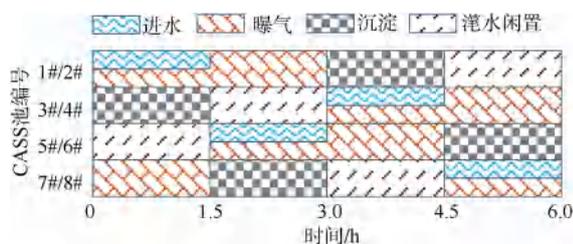


图5 第二阶段调试期运行周期

Fig. 5 Operation Cycle of CASS Process in Stage II

3.3 第二阶段运行调整

第二阶段调整思路如下:(1)首先解决污泥膨胀问题,从而缩短沉淀时间提高排水比,确保处理水量和水质。采取加快排泥、人工清理浮泥的方式加速丝状菌的淘洗,从而改善微生物群落结构。将各CASS池污泥质量浓度从4 350~4 610 mg/L降低至平均3 000 mg/L,同时采用吸泥车人工清理CASS池表面富含大量丝状菌的浮泥。另一方面,通过提高生化池溶解氧、降低污泥负荷从而改善菌胶团菌的生存环境,逐步恢复菌胶团在活性污泥中的优势

地位。此阶段持续时间为13 d,生化池表面浮泥明显减少,SV₃₀从98%以上降低至70%以下;(2)重点解决进水及配水不均造成的负荷冲击问题。将全厂8格CASS池分为4组,每2格CASS池为1组,同时进水、曝气、反应、沉淀,运行时序如图5所示,有效解决了两组CASS池配水不均问题;(3)严格控制进水量、曝气时长和溶解氧,提高污泥活性。此阶段CASS池运行全部改为人工控制,以提高CASS池运行的灵活可调性,充分利用现有池容处理水量。具体以1#和2#CASS池为例,首先开启进水闸板,同时启动曝气,进水高峰时段曝气时长至少保证2.5 h,实时监测CASS池溶解氧变化,确保曝气结束时溶解氧需达到6 mg/L以上,之后停止曝气,启动3#和4#CASS池进水曝气,通过人工观测CASS池沉淀情况,及时启动滗水器并控制下行速度为先快后慢,确保无污泥排出,之后在滗水器上行的同时即可开启进水,以尽可能减少CASS池的无效闲置时间。在夜间进水低谷期,进水时长和曝气时长可分别延长至2 h和4 h,用于充分消耗高峰时段累积在生化池中的污染物负荷。调试过程中严格控制进水量,维持每周周期单格CASS池污泥负荷不超过180 kg COD,排水比不超过1/3,若来水量过大,提升泵房液位持续上升,在保证生化池全负荷运行的情况下,牺牲其中1格CASS池,将多余水量通过该池排放,保证污水处理厂前端不发生溢流现象。

3.4 第二阶段结果分析

系统运行优化结果如图6所示。经过调整,CASS池运行工况逐步稳定,出水水质和污泥沉降性得到有效改善;沉淀、滗水时间由4 h以上缩短至3 h左右,相应的曝气时间延长到2.5~3.0 h,生化系统逐步形成了良性循环。由图6可知,出水各项指标均明显降低,到第40 d左右基本能够稳定达标,第二阶段调试期间平均进水量为1.4万 m³/d。随着污泥沉降性能的进一步改善和进水水温的升高,运行周期时长从6 h逐步缩短至5 h。到4月下旬,处理水量达到2万 m³/d的设计规模,2022年冬季,再未出现明显污泥膨胀和出水水质超标现象。稳定运行期间该污水处理厂最大处理水量达到2.4万 m³/d。出水水质满足《陕西省黄河流域污水综合排放标准》(DB61/ 224—2018)A类标准。

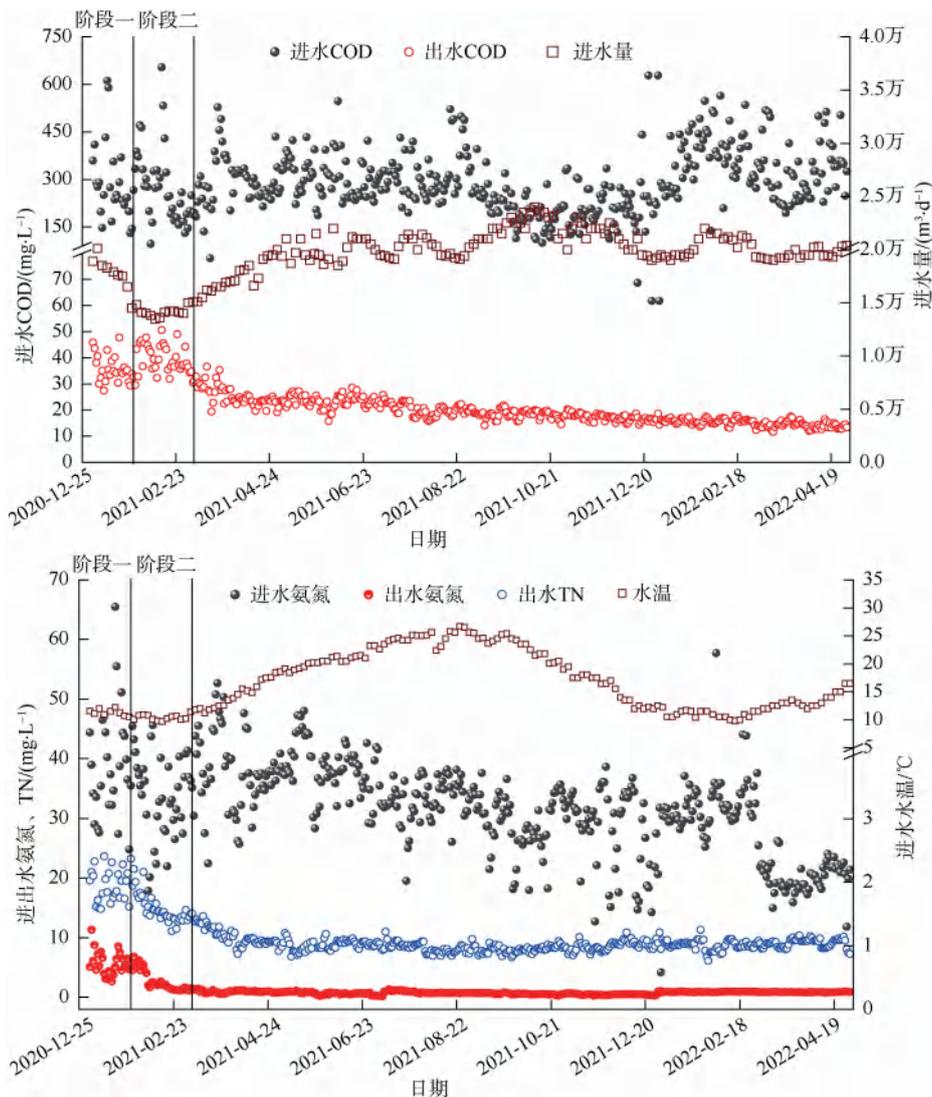


图 6 污水处理厂水量、水温及进出水污染物浓度变化

Fig. 6 Variation of Water Quantity, Temperature and Pollutants Concentration of Influent and Effluent in WWTP

4 结论与建议

本文以某 CASS 工艺污水处理厂运行调试为例,重点解决了在进水负荷冲击和冬季低温双重作用下,污水处理厂污泥膨胀、出水超标问题,得出以下结论和建议。

(1) 进水低温是引起 CASS 工艺丝状菌膨胀的主要因素,而进水负荷冲击是导致出水水质超标的直接原因。由于生化池污泥负荷过高、溶解氧始终偏低,进而加剧了丝状菌的增殖,是污泥膨胀的间接因素。污水处理厂在进入冬季之前要及时排泥换泥、调整运行工况,抑制丝状菌增长。

(2) 投加絮凝剂能够在短时间内一定程度地改善污泥沉降性,但不能彻底解决丝状菌膨胀;要结合污泥

膨胀诱因,通过优化工艺调整,改变污泥微生物群落结构,同时辅助加快排泥、清除浮泥等措施加以解决。

(3) 保持稳定的运行时序和进水负荷对于 CASS 工艺的稳定运行至关重要,要结合现场配水、曝气方式以及前端调蓄设施,合理安排操作工序,严格控制进水负荷、保证曝气时长、溶解氧和污泥龄,才能确保系统的稳定运行。

参考文献

- [1] 龚立,王启镛,刘志远,等. 某大型造纸废水处理厂的污泥膨胀控制及微生物群落结构分析[J]. 环境工程学报, 2023, 17(6): 1761-1768.

(下转第 201 页)

- [31] 谭曜, 许赛慧, 计红, 等. ICP-MS 法检测食品中铝含量的不确定度评价[J]. 中国口岸科学技术, 2020(10): 11-16.
TAN Y, XU S H, JI H, et al. Evaluation of uncertainty in determination aluminum content in food by the method of ICP-MS [J]. China Port Science and Technology, 2020(10): 11-16.
- [32] 唐媛媛, 庄姜云, 林铜锐, 等. 气相色谱法测定蜂蜜中马拉硫磷残留量的不确定度评定[J]. 食品安全质量检测学报, 2020, 22(11): 8578-8353.
TANG Y Y, ZHUANG J Y, LIN J R, et al. Uncertainty evaluation for the determination of malathion residue in honey by gas chromatography [J]. Journal of Food Safety and Quality, 2020, 22(11): 8578-8353.
- (上接第 92 页)
- GONG L, WANG Q B, LIU Z Y, et al. Sludge bulking control and microbial community structure analysis of a large papermaking wastewater treatment plant [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023, 17(6): 1761-1768.
- [2] 高春娣, 韩颖璐, 程丽阳, 等. 温度冲击引起的丝状菌污泥膨胀菌群特征[J]. 中国环境科学, 2022, 42(6): 2680-2689.
GAO C D, HAN Y L, CHENG L Y, et al. Microbial community characteristics of filamentous sludge bulking at temperature shocking environment [J]. China Environmental Science, 2022, 42(6): 2680-2689.
- [3] 杨阔, 林慧敏, 陈坦, 等. 膨胀污泥中主要丝状菌及生物调控措施研究进展[J]. 应用化工, 2023, 52(12): 3365-3370.
YANG K, LIN H M, CHEN T, et al. Research progress on dominant filamentous bacteria and biological control measures in bulking sludge [J]. Applied Chemical Industry, 2023, 52(12): 3365-3370.
- [4] 张惊宇, 孙乐, 程岩, 等. 寒冷地区污水处理厂保温设计及运维[J]. 广东化工, 2023, 50(9): 182-183.
ZHANG J Y, SUN L, CHENG Y, et al. Thermal insulation design and operation of sewage treatment plant in cold area [J]. Guangdong Chemical Industry, 2023, 50(9): 182-183.
- [5] 安莹, 张慧敏, 刘韵, 等. 高负荷活性污泥工艺污泥膨胀成因及控制研究[J]. 中国环境科学, 2025, 45(2): 768-775.
AN Y, ZHANG H M, LIU Y, et al. Causes and control of sludge bulking in high load activated sludge process [J]. China Environmental Science, 2025, 45(2): 768-775.
- [6] 张涛, 余冉. 低温对市政污水生物处理的影响及对策[J]. 净水技术, 2022, 41(6): 24-29, 38.
ZHANG T, YU R. Influence and countermeasures of low temperature on biological process for municipal wastewater treatment [J]. Water Purification Technology, 2022, 41(6): 24-29, 38.
- [7] 苏高新, 齐嵘, 肖淑敏, 等. 微丝菌致膨的种群动态及关键影响因素[J]. 环境科学, 2024, 45(11): 6765-6774.
SU G X, QI R, XIAO S M, et al. Population dynamics and key influencing of *Microthrix parvicella* caused sludge bulking [J]. Environmental Science, 2024, 45(11): 6765-6774.
- [8] 罗松, 周飞. CASS 工艺在某小型污水处理厂的运行调试[J]. 净水技术, 2018, 37(12): 98-102.
LUO S, ZHOU F. Operation commissioning of CASS process in a small sewage treatment plant [J]. Water Purification Technology, 2018, 37(12): 98-102.
- [9] 赵肖迪, 彭党聪, 姚倩, 等. 次氯酸钠控制城市污水处理厂微丝菌污泥膨胀[J]. 中国给水排水, 2018, 34(7): 21-25.
ZHAO Q D, PENG D C, YAO Q, et al. Control of sludge bulking caused by *Microthrix parvicella* using sodium hypochlorite [J]. China Water & Wastewater, 2018, 34(7): 21-25.
- [10] 米闯, 谢丽, 周琪, 等. 膜生物反应器中污泥膨胀与生物泡沫的形成与控制研究进展[J]. 水处理技术, 2011, 37(6): 1-5.
MI C, XIE L, ZHOU Q, et al. Review on the research development of the formation and control of sludge bulking and bio-foam in membrane bio-reactor [J]. Technology of Water Treatment, 2011, 37(6): 1-5.
- [11] 郝二成, 袁星, 阜崑. 污泥膨胀原因及控制措施研究[J]. 环境工程, 2017, 35(7): 18-22.
HAO E C, YUAN X, FU W. Research on reason for sludge bulking and its control strategy [J]. Environment Engineering, 2017, 35(7): 18-22.
- [12] 康华, 王帆, 刘文爱, 等. A²O 工艺处理低温污水污泥膨胀及恢复机理研究[J]. 环境科学与技术, 2022, 45(6): 117-123.
KANG H, WANG F, LIU W A, et al. Study on sludge bulking and recovery mechanism for low temperature sewage treatment by A²O process [J]. Environmental Science & Technology, 2022, 45(6): 117-123.
- [13] 白雪, 张荣兵, 顾剑, 等. 大型污水处理厂污泥膨胀原因分析及其控制方法[J]. 中国给水排水, 2011, 27(23): 31-35.
BAI X, ZHANG R B, GU J, et al. Cause analysis and control of sludge bulking in large-scale WWTP [J]. China Water & Wastewater, 2011, 27(23): 31-35.
- [14] 黄潇, 谢诗源, 董文艺, 等. 进水冲击负荷对三级 AO 工艺处理城市污水效能影响[J]. 水处理技术, 2022, 48(9): 103-107.
HUANG X, XIE S Y, DONG W Y, et al. Effect of influent shock loading on the efficiency of tertiary anoxic aerobic (AO) process treating municipal wastewater treatment [J]. Technology of Water Treatment, 2022, 48(9): 103-107.
- [15] 陆王焯, 陈悦, 李向阳, 等. A²O 工艺系统丝状菌膨胀原因分析及对策[J]. 工业用水与废水, 2023, 54(1): 37-41.
LU W Y, CHEN Y, LI X Y, et al. Cause analysis and countermeasures of filamentous bacteria bulking in A²O process system [J]. Industrial Water & Wastewater, 2023, 54(1): 37-41.