

吴宇涵, 郭毅, 刘伟岩, 等. 污水处理厂多级 AO 工艺模拟诊断[J]. 净水技术, 2022, 41(10):61-68.

WU Y H, GUO Y, LIU W Y, et al. Simulated diagnosis for multi-stage AO processes of WWTP[J]. Water Purification Technology, 2022, 41(10):61-68.



扫我试试?

污水处理厂多级 AO 工艺模拟诊断

吴宇涵¹, 郭毅¹, 刘伟岩¹, 段宇¹, 荣保维², 葛赛赛²

(1. 北控水务<中国>投资有限公司, 北京 100102; 2. 北京稻香水质净化有限公司, 北京 100000)

摘要 自国际水协组建活性污泥模型研究组以来, 陆续推出了 ASM1、ASM2d、ASM3 等模型, 极大推动了污水生物处理动力学的发展, 同时污水处理数学模拟已逐渐应用于水处理行业的设计、提标改造、运行管理等方面。采用 GPS-X 模拟软件构建北京某污水处理厂多级 AO 工艺模型, 应用校正后的模型对污水处理厂运行问题进行诊断, 同时提出运行优化方案并进行模拟预测和边界条件探寻。结果表明, 进水 C/N 在 4~8 时, 三级进水分配比为 5:4:1, 污染物浓度降解效率较高, 但也需要依靠化学药剂的投加实现磷达标排放; 改变化学药剂投加点(由缺氧二末端调整至好氧三末端), 出水 TP 平均质量浓度下降 0.1 mg/L; 相较原工况, 此时 25% FeCl₂ 可节约 489 kg/d。不同水温条件下的最大进水水量能力结果显示, 20℃ 时三级 AO 工艺的抗冲击负荷能力较强, 当进水流量为设计水量的 1.75 倍达到系统可承受最大负荷, 此时必须提高三段 DO 质量浓度到 3.0 mg/L, 出水氨氮方可达标; 而低温(15℃)模拟显示, 正常负荷工况也需 DO 质量浓度为 3.0 mg/L, 此时不建议超负荷运行, 可能情况下建议降低负荷。

关键词 污水处理厂 数学模拟 多级 AO 进水分配 进水负荷 溶解氧 运行优化

中图分类号: X703 **文献标识码:** A **文章编号:** 1009-0177(2022)10-0061-08

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2022.10.010

Simulated Diagnosis for Multi-Stage AO Processes of WWTP

WU Yuhan¹, GUO Yi¹, LIU Weiyan¹, DUAN Yu¹, RONG Baowei², GE Saisai²

(1. Beijing Enterprises Water Group <China> Investment Co., Ltd., Beijing 100102, China;

2. Beijing Dao Xianghu Purification Investment Co., Ltd., Beijing 100000, China)

Abstract Since the International Water Association established the activated sludge model research group, it has successively introduced models such as ASM1, ASM2d, and ASM3, which have greatly promoted the development of wastewater biological treatment dynamics. At the same time, the mathematical simulation of wastewater treatment has been gradually applied to the design, upgrading and operation management in WWTPs. Building the multi-stage AO process model of a WWTPs in Beijing by GPS-X, and the corrected model was used to diagnose the operation problems. And the operation optimization plan was proposed and simulated prediction and boundary conditions were explored. The results showed that when the influent C/N was 4~8, the three-stage influent distribution ratio was 5:4:1, and the pollutant concentration degradation efficiency was high, but it also need to rely on the addition of chemical dosing to achieve standards; continue to change the chemical dosing point (adjust from the end of anoxic 2 to the end of aerobic 3), the effluent TP will drop by an average of 0.1 mg/L; compared to the original operation conditions, this condition could save 489 kg/d for 25% FeCl₂. The results of the maximum inflow capacity under different water temperature conditions were shown as follows, when the influent load was 1.75 times of the design flow to reach the maximum load that the system could withstand, the three-stage dissolved oxygen must be increased to 3.0 mg/L, and the effluent ammonia could reach the standard. The low temperature (15℃) simulation showed that DO=3.0 mg/L was also required under normal load conditions. At this time, overload operation was not

[收稿日期] 2021-06-29

[作者简介] 吴宇涵(1993—), 女, 硕士, 研究方向为污水处理数学模拟技术研发及应用, E-mail: wuyuhan@bewg.net.cn.

recommended, and it was recommended to reduce the load when possible.

Keywords wastewater treatment plant (WWTP) mathematical simulation multi-stage AO influent distribution influent load dissolved oxygen(DO) operation optimization

我国的污水处理正由粗放型向精细控制的方向发展,数学模型技术的开发应用为城市污水处理工程的设计、建设和运行管理提供可靠的理论依据和手段,有助于优化决策、降低投资和运行费用。具体应用领域包括:1) 污水处理厂的提标改造,最大化提升出水水质的同时降低改造运行成本;2) 污水处理厂的优化运行分析和运行管理;3) 通过活性污泥模型与相应控制理论相结合,实现活性污泥系统的智能控制^[1-4]。

本文通过 GPS-X 构建北京某污水处理厂多级 AO 工艺污水厂模型、分析进水水质,利用历史平均数据初步模拟、校正模型参数,利用模型提出最佳配水比例、优化除磷药剂投加量、评估工艺抗冲击负荷能力,具体为:1) 进行不同工况模拟,寻找不同运行参数(进水水量、配水比、排泥量、水质变化、其他运行条件等)与出水水质的关系,从而识别影响生物脱氮除磷的主要因素,评估污水厂的处理能力;2) 针对除磷药剂投加量较高的问题,优化生物除磷效果,寻找最优药剂投加位置,最大化提高生物、化学除磷效率,降低药耗;3) 评估原设计工艺的抗冲击负荷能力,以及超负荷进水条件下,给出工艺调控参数建议。

1 污水处理厂概况

污水处理厂位于北京市海淀区北部地区,土建为全地下式。设计处理规模为 8 万 m^3/d ,实际处理量约为 7.8 万 m^3/d 。采用多级 AO+超滤膜工艺,出水水质达到北京市地方标准: $\text{BOD}_5 \leq 6 \text{ mg/L}$ 、 $\text{COD}_{\text{Cr}} \leq 30 \text{ mg/L}$ 、 $\text{SS} \leq 5 \text{ mg/L}$ 、 $\text{TN} \leq 15 \text{ mg/L}$ 、 $\text{TP} \leq 0.3 \text{ mg/L}$ 、氨氮 $\leq 1.5 \text{ mg/L}$,其余指标执行《城镇污水处理厂水污染物排放标准》(DB 11/890—2012) B 标准。污水经过预处理单元,进入核心生物处理单元——多级 AO 工艺单元,共两组生化池平行运行。污水依次经过厌氧区、缺氧一段、好氧一段、缺氧二段、好氧二段、缺氧三段、好氧三段,生化池总停留时间(HRT)为 19.3 h。其中,厌氧段前端设有进水槽,可三段配水,进水点分别为厌氧池前端、缺氧二段前端、缺氧三段前端。多级 AO 工艺不设置内回流,污泥外回流经矩形二沉池进入厌氧段前端。流程如图 1 所示,工艺设计参数如表 1 所示,运行条件如下:进水流量均值 Q_{in} 为 73 140 m^3/d ,排泥量均值 Q_{was} 为 1 200 m^3/d ,外回流量均值 Q_{ras} 为 79 000 m^3/d ,外回流比均值 R 为 108%,进水分配比为 4:5:1,温度均值为 20 $^{\circ}\text{C}$ 。

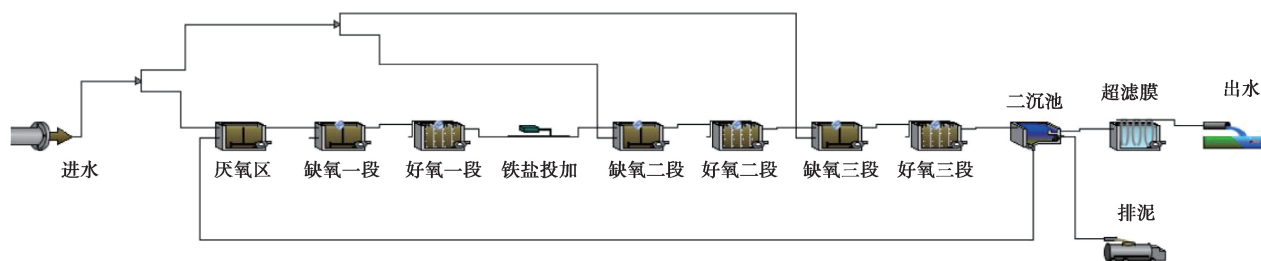


图 1 多级 AO 工艺流程

Fig. 1 Process Flow of Multi-Stage AO Processes

表 1 设计工艺参数(2020 年 5 月—7 月)

Tab. 1 Designed Process Parameters (from May to July in 2020)

工艺单元(单系列)	体积/ m^3	DO/ $(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	HRT/h	工艺单元(单系列)	体积/ m^3	DO/ $(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	HRT/h
厌氧区	1 532	-	0.9	好氧二段	6 637	1.5	4.0
缺氧一段	2 538	-	1.5	缺氧三段	4 232	-	2.5
好氧一段	6 941	2.0	4.2	好氧三段	6 851	1.0	4.1
缺氧二段	3 566	-	2.1				

2 进水水质特性分析

进水水质输入参数决定污水厂生物处理单元模拟的准确性,水质划分主要包括:进水 COD_{Cr} 组分划分、进氮组分划分、磷组分划分以及进水总悬浮物(TSS)、有机悬浮物(VSS)组分划分。根据可生物降解性和溶解性一般将 COD_{Cr} 划分为:易生物降解有机物(S_S)、慢速可降解基质(X_S)、惰性颗粒性有机物质(X_I)和惰性溶解性

有机物(S_I),其中 S_S 又可进一步划分为溶解性极易降解有机物(发酵产物)(S_A)和可发酵的易生物降解有机物(S_F)。该污水处理厂 2020 年 5 月—7 月进、出水水质实际监测月平均数据如表 2 所示。参照相关指南以及我国研究者的模拟经验^[5-6],将 COD_{Cr} 的 5 个组分划分如下:S_I = 11.8 mg/L、S_A = 27.7 mg/L、S_F = 55.5 mg/L、X_S = 110 mg/L、X_I = 53.3 mg/L。

表 2 2020 年 5 月—7 月进、出水水质化验数据平均值

Tab. 2 Average Laboratory Data Value of Influent and Effluent Quality during May to July in 2020

月份	位置	COD _{Cr} / (mg·L ⁻¹)	SCOD _{Cr} / (mg·L ⁻¹)	TN/ (mg·L ⁻¹)	氨氮/ (mg·L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N/ (mg·L ⁻¹)	TP/ (mg·L ⁻¹)	TSS/ (mg·L ⁻¹)	BOD ₅ / (mg·L ⁻¹)
5 月	进水	317	104	36.1	25.5	0.1	7.1	243	124
	出水	14	/	7.8	0.57	4.3	0.18	0.5	/
6 月	进水	280	94	34.3	23.5	0.1	7.3	205	115
	出水	15.4	/	7.2	0.53	5.2	0.13	0.5	/
7 月	进水	234	86	36.7	31.8	0.1	7.2	183	105
	出水	15.0	/	8.5	0.48	6.1	0.14	0.5	/

3 工艺模型建立及模型校准

污水厂工艺建模软件采用加拿大 Hydromantis 公司的 GPS-X 7.0,活性污泥模型为软件内嵌的 Mantis2 模型,该模型以国际水协 ASM 模型为核心,包含硝化/反硝化、生物除磷、厌氧氨氧化、厌氧消化、pH/碱度等过程,能够综合模拟全污水厂的情况。在设置模型反应器时,会构建多个完全混合厌氧反应器(CSTR)来表征实际的推流状态,进而模拟污染物的梯度降解趋势。其中,厌氧和缺氧池前中后污染物浓度差别不大,因此,用一个 CSTR 表征,每个好氧段分为 3 个 CSTR 表征实际好氧推流状态。

初步模拟结果显示,出水 COD_{Cr} 浓度相对误差 38%,氨氮浓度相对误差为 29%,生化池 MLSS 浓度相对误差为 33%。如果核实不是运行条件(如 DO、碱度、回流量和排泥)所致,则首先需要重新对进水水质划分参数进行校核。其中,进水无机悬浮物(ISS)和 COD_{Cr} 组分中 X_I(frxi)的影响最显著,对其值进行校核和修正。通过灵敏性分析,确定对 NH₄⁺ 影响最大的参数为自养菌最大比增长速率(μ_A)、氨氧化菌基于氨的半饱和系数(k_{NH₄⁺})、氨氧化菌的氧半饱和系数(K_{O₂});对 NO₃⁻ 影响较大的参数为 NO₃⁻-N 的

反硝化还原因子(η_{NO₃⁻});对 PO₄³⁻ 影响较大的参数为聚磷菌(PAOs)挥发性脂肪酸(VFA)半饱和系数(K_{psa})^[7-8]。经稳态模拟校准、动态模拟验证后,最终确定模型缺省参数如表 3 所示,校正后的稳态模拟结果如表 4、表 5 所示,出水水质动态模拟结果如图 2 所示。

表 3 模型校准参数

Tab. 3 Parameters of Model Calibration

项目	frxi	μ _A	k _{NH₄⁺}	K _{O₂}	η _{NO₃⁻}
默认值	0.2	0.9	0.7	0.25	0.32
修正后	0.17	0.6	1	0.3	0.2

表 4 校准后的稳态水质指标模拟结果

Tab. 4 Stable Simulation Results of Water Quality Indices after Calibration

项目	COD _{Cr}	TN	氨氮	NO ₃ ⁻ -N	TP	TSS
实测值/ (mg·L ⁻¹)	14.8	7.8	0.53	5.2	0.2	0.51
模拟值/ (mg·L ⁻¹)	13.1	6.8	0.57	4.9	0.2	0.47
相对误差	-11.5%	-12.8%	7.5%	-5.8%	0%	-7.8%

表5 校准后的稳态 MLSS 和 MLVSS 模拟结果
Tab. 5 Stable Simulation Results of MLSS and MLVSS after Calibration

项目	好氧一段	好氧二段	好氧三段
MLSS 实测值/(mg·L ⁻¹)	6 509	5 146	3 906
MLSS 模拟值/(mg·L ⁻¹)	6 511	4 922	4 126
相对误差	-0.03%	-4.4%	5.6%
MLVSS 实测值/(mg·L ⁻¹)	3 263	2 593	1 937
MLVSS 模拟值/(mg·L ⁻¹)	3 563	2 340	1 841
相对误差	9.2%	-9.8%	-5.0%

4 模型应用

4.1 进水 C/N 与进水分配比

分段进水多级AO工艺具有污泥浓度沿池长逐步降低的特征,其特点既有优势也有弊端,好氧池末端污泥浓度较低,减轻了二沉池的负荷,有利于提高二沉池的固液分离效果;但梯度降低的污泥浓度,也使生化后段的生物去除效率降低^[9]。需优化进水碳源分配,最大化提升整个工艺段的脱氮除磷效果。

根据水厂2020年数据显示,进水C/N在3~15,平均C/N=7.9。不改变其他运行条件,分别

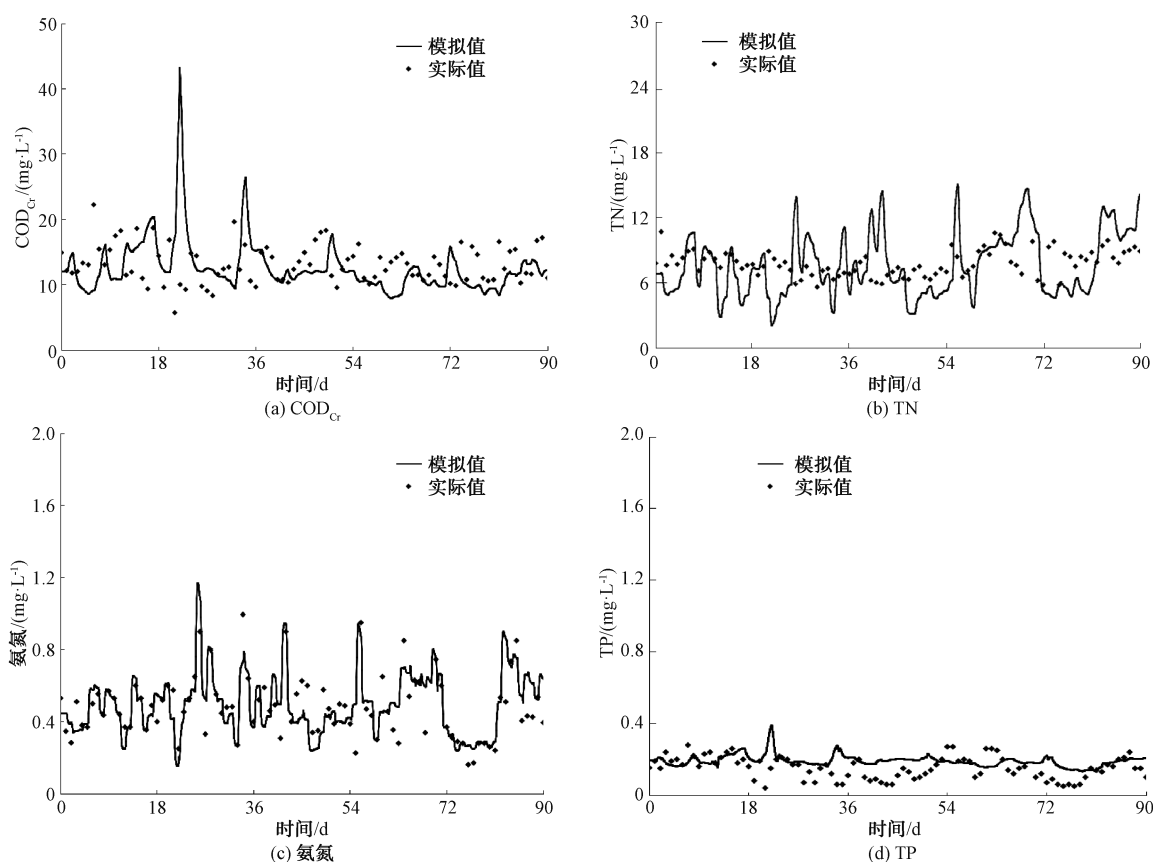


图2 2020年5月—7月出水水质动态模拟

Fig. 2 Dynamic Simulation of Effluent Quality during May to July in 2020

模拟进水C/N为4:1、6:1、8:1下最佳进水分配(表6)。

通过表6模拟分析显示,进水C/N直接影响缺氧条件下异养反硝化细菌的脱氮效率,对出水TN影响显著;C/N对出水COD_{Cr}、氨氮无明显影响。在同等进水条件下,3段流量分配比对出水氨氮响应较为敏感,主要表现为随着末段进水流量的增加,出

水氨氮浓度升高。主要原因是随着末段流量增加,给好氧三段增加了氨氮负荷,进而出水氨氮浓度升高。

通过分析,得出以下结论:1)模拟结果显示,进水分配比为5:4:1时,污染物浓度降解效率较高;2)同等曝气量条件下,降低末段进水流量(由总流量的3/10降低至1/10)可降低出水氨氮质量浓度

表6 不同 C/N 条件下配水比例对出水水质影响 (单位:mg/L)
Tab. 6 Influence of Water Distribution Ratio on Effluent Quality under Different C/N Conditions (Unit: mg/L)

C/N	配水比	出水 COD _{Cr}	出水 TN	出水氨氮	出水 PO ₄ ³⁻	MLSS(好氧一段/好氧二段/好氧三段)
4:1	4:5:1	7.3	16.5	0.60	1.20	3 446/2 610/2 481
	4:4:2	7.6	16.2	0.80	1.20	3 434/2 728/2 472
	4:3:3	7.9	16.2	1.10	1.20	3 428/2 873/2 468
	5:4:1	7.1	16.1	0.50	1.20	3 246/2 616/2 489
	5:3:2	7.5	16.3	0.70	1.20	3 220/2 728/2 469
6:1	5:2:3	7.8	16.3	1.00	1.20	3 226/2 880/2 474
	4:5:1	9.6	9.7	0.60	0.20	5 058/3 826/3 635
	4:4:2	9.8	9.5	0.80	0.20	5 056/4 011/3 633
	4:3:3	10.2	9.6	1.10	0.20	5 048/4 223/3 627
	5:4:1	9.3	9.2	0.60	0.20	5 055/3 858/3 633
8:1	5:3:2	10.0	9.5	0.90	0.20	5 052/4 095/3 631
	5:2:3	10.4	9.7	1.30	0.20	5 043/4 360/3 624
	4:5:1	12.3	6.6	0.59	0.09	6 723/5 089/4 834
	4:4:2	12.6	6.5	0.77	0.08	6 753/5 354/4 850
	4:3:3	12.9	6.7	1.10	0.07	6 784/5 672/4 873
	5:4:1	12.0	6.1	0.50	0.09	6 310/5 076/4 826
	5:3:2	12.4	6.4	0.70	0.08	6 315/5 338/4 831
	5:2:3	12.8	6.7	1.00	0.07	6 330/5 636/4 842

约为 0.5 mg/L;3) C/N 低于 4 时,反硝化所需碳源不足,出水 TN 超标;生物除磷效果减弱,当前运行条件下化学药剂投加量不足以满足出水 TP 要求。

4.2 系统除磷优化

4.2.1 除磷现状分析

2020 年 5 月—7 月 FeCl₂ (25%) 平均投加量分别为 5 536、6 243、4 988 kg/d,折算后的实际 Fe²⁺ 投加量为 616 kg/d,平均 Fe²⁺ 有效加药质量浓度为 19 mg/L,投加点为缺氧池二段。应用表 1 中的运行参数,5 月—7 月进水水质水量均值做稳态模拟,PO₄³⁻ 沿程降解浓度柱状图如图 3 所示。

进水口 PO₄³⁻ 质量浓度为 3.20 mg/L,经过厌氧池 PAOs 释磷后 PO₄³⁻ 质量浓度升为 3.47 mg/L,由于二沉池外回流带回的 NO₃⁻ 对厌氧单元 PAOs 有影响(竞争 VFA),实际厌氧池已是“缺氧”环境。相反第一缺氧段实际为“厌氧”环境,PAOs 释磷后 PO₄³⁻ 质量浓度进一步升高至 7.23 mg/L。好氧一段 PAOs 过量吸磷,好氧一段 PO₄³⁻ 质量浓度减低至 0.16 mg/L。目前水厂运行过程中,将除磷加药点放到缺氧二段,PAOs 在此生化阶段进一步释磷,Fe²⁺

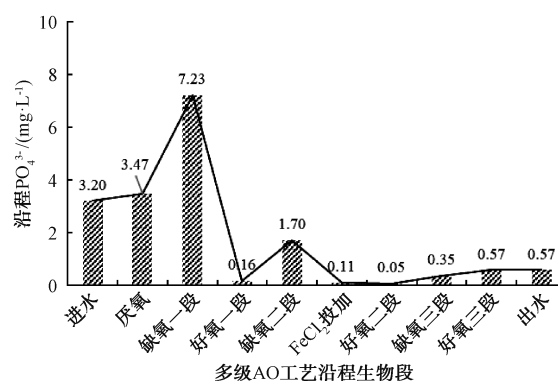


图3 多级 AO 工艺沿程 PO₄³⁻ 浓度

Fig. 3 PO₄³⁻ Concentration along Multi-Stage AO Processes

与水中的 PO₄³⁻ 反应生成沉淀,缺氧二段的出水磷酸盐质量浓度只有 0.11 mg/L。在后续生物段中,已经没有足够 VFA 供 PAOs 正常生长代谢,因而,好氧三段已经没有生物吸磷现象发生,出水磷酸盐质量浓度升高至 0.57 mg/L,其升高的原因也可能是缺氧三段进水中有机磷水解释放出正磷酸盐所致。

模拟显示,在缺氧和好氧三段生物除磷现象不明显,原因一是过量 FeCl₂ 投加影响水中的 pH,对微生物菌群带来一定影响;原因二是后工艺段不满

足 PAOs 的生长代谢条件,即低 VFA 和厌氧、缺氧/好氧环境交替。

4.2.2 生物除磷优化

优化系统除磷首先应考虑生物除磷效果,影响生物除磷的因素主要有:1)进水 VFA 浓度;2)污泥龄(SRT);3)厌氧和好氧环境。因进水 VFA 无法控制,暂不在此优化条件范围内;通过模拟显示多级 AO 的固有特点即末工艺段无生物除磷现象^[10],只在缺氧/好氧一段、二段存在生物除磷,因此,尽可能将更多碳源分到缺氧一段和缺氧二段可提高生物除磷效率。根据水厂日排泥量估算现行 SRT 为 35 d,显然 SRT 过高。通过模拟排泥量变化对出水 TP 进行敏感性分析,优化排泥量。

在活性污泥系统中,SRT 是影响生物处理效果的重要因素之一。异养菌的世代时间很短,SRT 可以保持在 10 d 以下。硝化菌是一种自养菌,它的最小泥龄确定了整个系统的最低泥龄,根据进水 COD_{Cr} 可生化性不同,硝化菌的泥龄保持在 10~20 d。PAOs 是一种异养菌,研究显示泥龄从 20 d 缩短为 6 d 时,PAOs 具有最佳代谢性能^[11]。因此,保证适当污泥龄是影响生物脱氮除磷主要因素之一。由图 4 模拟显示,当排泥量由 $1\ 100\ m^3/d$ 升高至 $6\ 000\ m^3/d$,系统 SRT 由 35.0 d 降至 6.8 d,出水 TP 质量浓度由 0.70 mg/L 降至 0.30 mg/L,但需考虑自养菌的硝化,SRT 控制在 15 d 左右比较合适,此时排泥量为 $2\ 600\ m^3/d$,好氧一段 MLSS 为 3 842 mg/L,出水 TP 质量浓度为 0.32 mg/L。

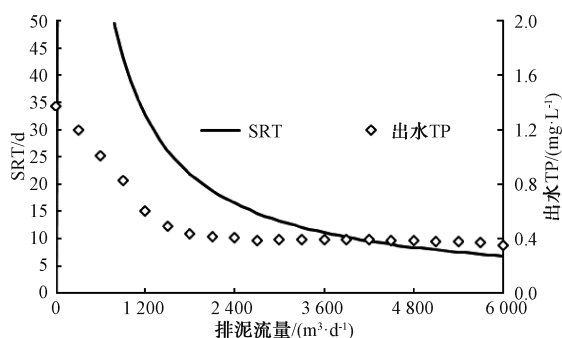


图 4 排泥量与 SRT 和出水 TP 的关系

Fig. 4 Relationship of Excess Sludge Discharge and SRT on Effluent TP

4.2.3 药剂投加点模拟

由于该厂在二沉池后接超滤膜单元,防止膜堵塞,除磷药剂只能考虑加到生化池单元。不改变加

药量(Fe^{2+} 为 $616\ kg/d$),通过改变药剂投加点模拟对出水 PO_4^{3-} 和 TP 的影响,分别选取缺氧二段末、好氧二段末、缺氧三段末、好氧三段末 4 个 $FeCl_2$ 投加位置,动态模拟 15 d(选取 2020 年 5 月 1 日—15 日数据),考察加药点对动态出水磷的影响。模拟结果如图 5 所示。

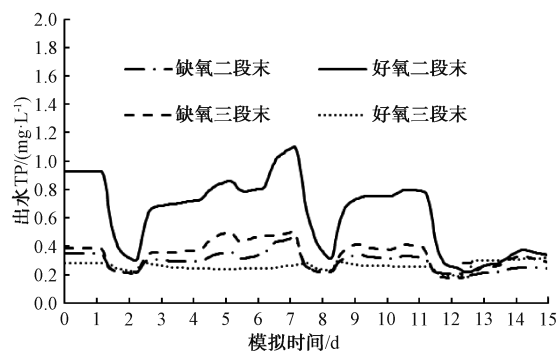


图 5 除磷药剂加药点对出水 TP 的影响

Fig. 5 Influence of Chemical Dosing Points on Effluent TP

由图 5 可知,药剂投加点位置选择对出水 TP 浓度影响显著,投药点位对除磷效果影响具体表现为:好氧三段末>缺氧二段末>缺氧三段末>好氧二段末。由沿程磷酸盐浓度降解趋势不难看出,选择在生化末段投加药剂,能最大化将系统生物除磷外的磷酸盐去除。由 15 d 的动态模拟显示,在相同运行条件和加药量情况下,投药点由缺氧二末段改为好氧三段末,出水 TP 平均质量浓度下降 0.1 mg/L。以上调整状态下做稳态模拟,保持原出水 TP 质量浓度(0.3 mg/L),25% $FeCl_2$ 加药量由 5 589 kg/d 降至 5 100 kg/d,经济效益达 195 元/d。

4.3 超负荷运行评估

在保证北京市地方排放标准条件下($COD_{Cr} \leq 30\ mg/L$ 、 $TN \leq 15\ mg/L$ 、 $TP \leq 0.3\ mg/L$ 、氨氮 $\leq 1.5\ mg/L$),评估原设计工艺的最大处理水量能力,以及超负荷进水条件下,给出工艺调控参数建议。

4.3.1 常规负荷下最佳外回流比与 MLSS

由 4.1 小节可知,常规负荷条件下最佳进水分配比例为 5:4:1;由 4.2 小节可知,优化系统除磷采用排泥量为 $2\ 600\ m^3/d$ (SRT 为 15 d)、 $FeCl_2$ 加药点为好氧三末段。模拟采用以上优化参数,同时采用 2020 年 5 月—7 月平均进水水质水量(表 2)。模拟外回流对出水氮浓度的影响如图 6 所示。

由图 6 可知,出水氮浓度随着外回流比的增加

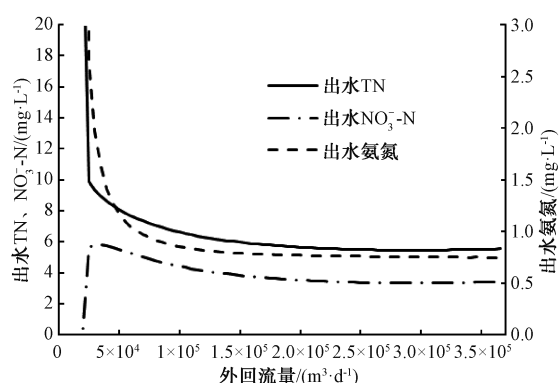


图6 不同外回流比下的出水氮浓度
(好氧池三段 DO=2、1.5、1 mg/L)

Fig. 6 Effluent Nitrogen Concentration under Different Sludge Recycling Ratio (Front, Middle and End Position of Aerobic Tank DO=2.0, 1.5, 1.0 mg/L)

而减小。外回流比在 40%~180% 时,出水 TN 下降剧烈,随后几乎平缓,直到外回流高于 300% 时,出水 TN 略微升高。综合考虑出水水质标准及高外回流比带来的过高能耗问题,常规负荷下最佳外回流比可以选择为 100%。

取外回流为 100%,对曝气池中采用不同 MLSS 分别进行模拟(图 7)。模拟显示,提高 MLSS 会显著提升硝化能力,却无助于反硝化,这之间只是导致了氮形式的转化,因而并不会使 TN 去除率随之增高^[10]。曝气池的 MLSS 决定了硝化和反硝化细菌的数量,随着反硝化菌的增多,需要更多碳源进行反硝化,碳源限制了异养菌的反硝化能力。因此,随着 MLSS 浓度的升高,TN 去除率并不会提升。

综合考虑,在外回流比为 100% 时,MLSS 为 3 600 mg/L 较为适宜,可以满足 TN、氨氮的出水要求,同时避免过高 MLSS 导致曝气量增大。

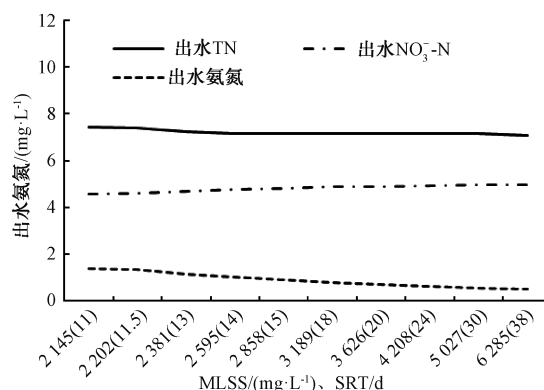


图7 不同 MLSS(好氧一段)对应的出水氮浓度
Fig. 7 Different MLSS (Aerobic First Stage) Corresponding Effluent Nitrogen Concentration

4.3.2 超负荷运行下的脱氮能力

该污水处理厂设计规模为 8 万 m³/d,共两系列平行运行。对于单系列检修、进水流量波动造成的超负荷运行情况,有必要了解该工艺的最大处理能力,找到满足出水氮标准(TN≤15 mg/L,氨氮≤1.5 mg/L)的最大超负荷运行水量及相应工艺参数。选择设计水量的 1~2 倍进行模拟,进水水量分别为 8 万、10 万、12 万、14 万、16 万 m³/d,模拟不同水温下的出水水质。

(1) 模拟常规水温下超负荷运行能力

取 20℃ 作为常规水温,进水分配比为 5:4:1、外回流比为 100%、排泥量为 2 600 m³/d,分别模拟现工况 DO=2.0、1.5、1.0 mg/L 及 DO=3.0、3.0、3.0 mg/L 下的出水水质。模拟结果显示(表 7),常规温度下,多级 AO 工艺的抗冲击负荷能力较强,随着进水水量的增加,反硝化能力并没有减弱,硝化能力显现不足。在 3 段 DO 质量浓度均提升到 3.0 mg/L 下,进水水量到 14 万 m³/d 时(设计水量的

表 7 常温超负荷运行下的模拟出水水质
Tab. 7 Simulated Effluent Quality under Normal Temperature Overload Operation

进水量/ (m ³ ·d ⁻¹)	COD _{Cr} /(mg·L ⁻¹)		TN/(mg·L ⁻¹)		氨氮/(mg·L ⁻¹)		NO ₃ -N/(mg·L ⁻¹)	
	DO 质量浓度 为 2.0、1.5、 1.0 mg/L	DO 质量浓度 均为 3.0 mg/L	DO 质量浓度 为 2.0、1.5、 1.0 mg/L	DO 质量浓度 均为 3.0 mg/L	DO 质量浓度 为 2.0、1.5、 1.0 mg/L	DO 质量浓度 均为 3.0 mg/L	DO 质量浓度 为 2.0、1.5、 1.0 mg/L	DO 质量 浓度均为 3.0 mg/L
8 万	12.4	12.2	7.5	8.5	1.0	0.8	4.8	6.4
10 万	13.1	13.0	8.1	9.2	1.4	1.0	5.1	6.8
12 万	13.8	13.6	8.7	9.8	1.8	1.1	5.2	7.1
14 万	14.5	14.3	9.3	10.4	2.2	1.4	5.2	7.3
16 万	15.2	15.0	9.8	10.9	2.9	1.8	5.0	7.4

1.75 倍),出水氨氮将近超标。

总体看,在常规水温下(20℃),多级 AO 的抗冲击负荷能力较强,反硝化几乎不受影响,但硝化能力急剧下降,需提高曝气量以保证出水达标。

(2) 冬季超负荷运行能力

采用污水厂 2020 年 11 月—12 月平均进水水质作为稳态输入,其中 $COD_{Cr} = 190 \text{ mg/L}$, $TN = 38 \text{ mg/L}$, 氨氮 = 30.2 mg/L , $TP = 3.7 \text{ mg/L}$ 。微生物反应速率受温度影响较为明显,因此,常规温度条件下多级 AO 工艺超负荷运行氮达标并不能表明在较低温度下亦能表现如此。模拟冬季条件(水温为 15℃),设计进水水量条件下,不同 DO 浓度对出水氮浓度的影响(表 8)。模拟看出,当水温降至 15℃,即使常规进水负荷条件,出水氨氮也很难达标,DO 质量浓度需大于 3.0 mg/L 才能满足出水标准。因此,在冬季极端水温条件下,尽量减少进水负荷以保证出水标准。

表 8 低温条件不同 DO 浓度下的出水氮浓度
Tab. 8 Nitrogen Concentration in Effluent Water under Different DO at Low Temperature

DO/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	TN/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	氨氮/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	$\text{NO}_3^- \text{-N}/$ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
2.0、1.5、1.0	9.2	3.6	3.7
3.0、2.0、3.0	9.6	2.5	5.4
4.0、3.0、3.0	9.8	2.1	6.1
5.0、5.0、4.0	9.9	2.0	7.0

5 结论

(1) 进水 C/N 保证在 4~8,三级 AO 进水分配比取 5:4:1 时,污染物浓度降解效率较高, COD_{Cr} 、TN 去除率分别提高 3% 和 5%。

(2) 当 C/N 低于 4 时,因反硝化所需碳源不足,出水 TN 超标,除磷效果减弱;不改变曝气量条件下,通过调节分段进水比例(降低末段进水比例)可有效地降低出水氨氮浓度,而在生物除磷效果不佳状态,通过增大化学药剂的投加可满足出水 TP 要求。

(3) 针对系统除磷优化,目前系统 SRT 过长,将 SRT 由 35 d 降至 15 d(排泥量为 $2\ 600 \text{ m}^3/\text{d}$),出水 TP 质量浓度由 0.70 mg/L 降低至 0.32 mg/L ;改变除磷药剂投加点(由原缺氧二末段调整到好氧三末

端),出水 TP 降低 0.1 mg/L ;以上调整状态下,继续保持原出水 TP 质量浓度(0.3 mg/L),25% FeCl_2 加药量由 $5\ 589 \text{ kg/d}$ 降至 $5\ 100 \text{ kg/d}$,经济效益达 195 元/d 。

(4) 脱氮模拟结果显示外回流比为 100%、MLSS 为 $3\ 600 \text{ mg/L}$ 较为适宜,可以满足 TN、氨氮的出水要求;减少了因维持较高 MLSS 而过曝导致的能耗和成本。

(5) 水温为 20℃ 条件,三级 AO 工艺的抗冲击负荷能力较强,进水水量为 $14 \text{ 万 m}^3/\text{d}$ 时(设计水量的 1.75 倍)达到系统最大负荷承受能力,此时通过提高三段 DO 至 3.0 mg/L ,可实现出水氨氮达标。

(6) 低温条件(15℃)下,出水氨氮难以达标,DO(好氧一段、二段、三段)需大于 3.0 mg/L 才能满足出水标准;此时极不建议污水处理厂超负荷运行。

参考文献

- [1] 郝二成,郭毅,刘伟岩,等. 基于数学模拟的污水厂运行分析——建模与体检[J]. 中国给水排水, 2020, 36(15): 23-28.
- [2] 郝二成,郭毅,刘伟岩,等. 基于数学模拟的污水厂运行分析——控制与优化[J]. 中国给水排水, 2020, 36(17): 23-29.
- [3] 魏忠庆,上官海东,叶均磊,等. 基于 GPS-X 模拟的污水处理厂提标工艺优化[J]. 中国给水排水, 2018, 34(19): 81-84.
- [4] 郝晓地,宋虹苇,胡沅胜,等. 数学模拟技术用于污水处理工艺的运行诊断与优化[J]. 中国给水排水, 2007, 23(14): 94-99.
- [5] 郝二成,马文瑾,刘伟岩. 数学模拟技术在污水处理厂的应用方案[J]. 净水技术, 2019, 38(5): 97-102.
- [6] RIEGER L, GILLOT S, LANGERGRABER G, et al. Guidelines for using activated sludge models [M]. London: IWA Publishing, 2012: 167-172.
- [7] BRDJANOVIC D, MEIJER S, LOPEZ-VAZQUEZ C M, et al. Applications of activated sludge models [M]. London: IWA Publishing, 2015.
- [8] 施汉昌,邱勇. 污水生物处理的数学模型与应用[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2014.
- [9] 马路遥. 城市污水高排放标准三级 AO-深度处理工艺研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2019.
- [10] 郝晓地. 污水处理碳中和运行技术[M]. 北京: 科学出版社, 2014.
- [11] 王羽华,李勇,潘丹华,等. 泥龄对强化生物除磷系统中聚磷菌生化代谢特性的影响[J]. 水处理技术, 2014, 40(7): 80-84.