

田立超, 王仁超, 高霖, 等. 生化池不同进水方式的改良 AAO 工艺运行对比[J]. 净水技术, 2025, 44(12): 109–117.

TIAN L C, WANG R C, GAO L, et al. Comparison of modified AAO process operation with different influent modes in biochemical tank [J]. Water Purification Technology, 2025, 44(12): 109–117.

## 生化池不同进水方式的改良 AAO 工艺运行对比

田立超<sup>1</sup>, 王仁超<sup>2</sup>, 高 霖<sup>3</sup>, 魏 岁<sup>3</sup>, 唐大龙<sup>2</sup>, 张 涛<sup>1,\*</sup>

(1. 贵州筑信水务环境产业有限公司, 贵州贵阳 550081; 2. 贵州筑新水务环境产业有限公司, 贵州贵阳 550018; 3. 信开环境投资有限公司, 北京 101100)

**摘要** 【目的】本文目的是为研究不同方式进水对改良厌氧-缺氧-好氧(AAO)生物脱氮除磷工艺脱氮除磷的影响。【方法】通过对历年进水水质数据及生化池沿程水质数据进行测定分析, 对比不同进水模式的改良 AAO 工艺运行的现状。【结果】进出水水质数据表明: 当生化池采用不同进水方式时, 2 个污水厂的化学需氧量(COD)、五日生化需氧量(BOD<sub>5</sub>)、氨氮和总磷(TP)去除效果相当; 但采用 3 点进水的 A 厂对 TN 的去除效果优于两点进水的 B 厂, A 厂缺氧池 TN 质量浓度降低了 1.31 mg/L, B 厂缺氧池总氮(TN)质量浓度仅降低了 0.5 mg/L。关键在于 A 厂生化池采用 3 点进水, 缺氧池有较为充足的碳源, 而 B 厂则采用 2 点进水, 缺氧池碳源不足, 影响缺氧池的反硝化作用; 且 A 厂缺氧池活性污泥反硝化速率略高于 B 厂, 分别为 0.084 17 mg/(L·min) 和 0.082 11 mg/(L·min)。【结论】改良 AAO 工艺运行中, 氨氮的稳定去除来源于较长的好氧池停留时间, 应更精细化控制好氧池曝气量及停留时间, 达到良好的氨氮去除效果的同时, 防止出现原水碳源浪费和污泥活性降低等问题, 保障生化池稳定运行。

**关键词** 改良厌氧-缺氧-好氧(AAO)工艺 分流进水 碳源 脱氮除磷 停留时间

**中图分类号:** TU992    **文献标志码:** A    **文章编号:** 1009-0177(2025)12-0109-09

**DOI:** 10.15890/j.cnki.jsjs.2025.12.013

## Comparison of Modified AAO Process Operation with Different Influent Modes in Biochemical Tank

TIAN Lichao<sup>1</sup>, WANG Renchao<sup>2</sup>, GAO Lin<sup>3</sup>, WEI Wei<sup>3</sup>, TANG Dalong<sup>2</sup>, ZHANG Tao<sup>1,\*</sup>

(1. Guizhou Zhuxin Water Environmental Industry Co., Ltd., Guiyang 550081, China;

2. Guizhou Zhuxin Water Environment Industry Co., Ltd., Guiyang 550018, China;

3. Xinkai Environment Investment Co., Ltd., Beijing 101100, China)

**Abstract** [Objective] This paper aims to study the effect of different ways of influent on nitrogen and phosphorus removal in modified AAO process. [Methods] The current state of the upgraded AAO process with various influent modes was compared through the determination and analysis of the influent water quality data and the water quality data along the biochemical pool over the years.

[Results] The removal effects of chemical oxygen demand(COD), 5-day biochemical oxygen demand(BOD<sub>5</sub>), ammonia nitrogen, and total phosphorus(TP) in the two wastewater treatment plants(WWTPs) with different influents method in the biochemical pool were comparable, according to the long-term influent and effluent water quality data. However, WWTP A's three-point influent had a better total nitrogen(TN) elimination impact than WWTP B's two-point influent. While the TN in WWTP B's anoxic tank reduced by only 0.5 mg/L, it decreased by 1.31 mg/L in WWTP A's anoxic tank. The crucial difference is that WWTP A's biochemical tank has a three-point influent and its anoxic tank has an adequate carbon source, whereas WWTP B uses a two-point influent and its anoxic tank has an inadequate carbon source, which impacts the anoxic tank's denitrification. The activated sludge denitrification rate in plant A's anoxic tank was marginally greater than WWTP B's, at 0.082 11 mg/(L·min) and 0.084 17 mg/(L·min), respectively.

[Conclusion] The extended residence duration of the aerobic tank contributes to the stable elimination of ammonia nitrogen during the operation of the upgraded AAO process. More accurate control of the aerobic tank's aeration rate and residence time is necessary to

[收稿日期] 2024-02-06

[作者简介] 田立超(1986—), 女, 工程师, 研究方向为城市生活污水处理, E-mail: 761370012@qq.com。

[通信作者] 张涛(1995—), 男, 研究方向为城市生活污水处理及有机物微生物降解, E-mail: 1598560634@qq.com。

accomplish good ammonia nitrogen removal impact while avoiding the waste of raw water carbon source and sludge activity. Minimize these and other problems to guarantee the biochemical tank operates steadily.

**Keywords** improved AAO process diversion of influent carbon source nitrogen and phosphorus removal retention time

厌氧-缺氧-好氧(AAO)生物脱氮除磷工艺脱氮除磷涉及多个反应,主要依赖有机物分解提供碳源,脱氮包括含氮有机物的氨化、氨氮的硝化、硝态氮的反硝化生成氮气,达到对污水的脱氮作用;而除磷则包括了厌氧池聚磷菌聚羟基脂肪酸(PHA)的合成以及好氧池磷酸盐的释放,再经过脱泥,将富磷污泥排出,达到对总磷(TP)的去除<sup>[1]</sup>。工艺在运行过程中,外回流带来的硝酸盐氮容易在厌氧池发生反硝化作用,反硝化菌会与厌氧池的聚磷菌争夺碳源,导致厌氧释磷作用受到严重影响。在处理低碳氮比污水时,传统AAO工艺生化池的厌氧释磷作用和缺氧反硝化作用会因碳源较少而减弱,导致脱氮除磷效果不理想<sup>[2-3]</sup>。改良AAO工艺相较于传统AAO工艺,改进了生化池进水方式,改良AAO工艺在厌氧池前端增设1个预缺氧池,进水与外回流混合后,缺氧环境会导致外回流部分硝酸盐氮反硝化,减少外回流硝酸盐氮( $\text{NO}_3^-$ -N)对厌氧池厌氧释磷的影响<sup>[3-4]</sup>。另一方面,改良AAO工艺的生化采用生化池多点分流进水的方式,将进水按一定比例分流至厌氧池和缺氧池,分流进水为厌氧池和缺氧池补充碳源,有助于厌氧池实现厌氧释磷效果,使缺氧池在碳源充足的条件下,也能有效实现高效脱氮作用,实现污水中稳定脱氮除磷效果<sup>[5]</sup>。由于高效的脱氮除磷效果,改良AAO工艺在城市生活污水处理中应用广泛<sup>[3,5-7]</sup>。目前的研究中,暂

未有专家学者对改良AAO污水处理厂生化池不同进水方式的污染物去除效果进行对比评价。因此,有必要对不同改良AAO工艺运行状况进行对比分析,探究其运行差异,优化AAO工艺的运行。

本文以贵阳市2个运行改良AAO工艺的大型污水处理厂为例,2个污水处理厂生化池进水分别采用3点分流进水和2点分流进水,在全年未在缺氧池投加外碳源的条件下,通过对污水处理厂往年运行数据进行分析,结合生化池沿程水质测定数据,系统分析污水处理厂运行现状及存在的问题,并提出指导性调整建议,为运行改良AAO工艺的城市生活污水处理厂提供有益指导。

## 1 材料与方法

### 1.1 污水处理厂简介

2座城市生活污水处理厂均采用改良AAO工艺,2个污水处理厂为同一厂区的不同规模的处理厂,主要为服务面积约 $158 \text{ km}^2$ 。2个污水处理厂进水为同一管网,其中截污沟、粗格栅、提升泵房、细格栅为共用设施。

A污水处理厂(A厂)设计处理规模为 $2.4 \times 10^5 \text{ m}^3/\text{d}$ ,污水处理厂的进水为城市生活污水,处理工艺主要包括粗格栅、提升泵房、细格栅、曝气沉砂池、改良AAO生化池、矩形周进周出二沉池、高效沉淀池及接触消毒池。A厂生化池进水采用3点分流进水,分别将进水排至预缺氧池、厌氧池和缺氧池,进水分配为相同比例,具体参数如表1所示。

表1 主要构筑物及其参数  
Tab. 1 Main Structures and Parameters

污水处理厂名称	主要构筑物	尺寸/m	水力停留时间
A厂	曝气沉砂池	长(L)×宽(B)×高(H)=33.65×16.40×6.50	5 min
	生化池	L×B×H=143.00×95.90×8.80	预缺氧池为0.5 h,厌氧池为1 h,缺氧池为1.66 h,好氧池为6.24 h
	二沉池	L×B×H=88.00×136.65×6.30	6.4 h
	高效沉淀池	L×B×H=94.20×28.55×7.40	1.17 h
B厂	曝气沉砂池	L×B×H=33.65×16.40×6.60	7 min
	生化池	L×B×H=118.50×94.50×9.05	预缺氧池为0.5 h,厌氧池为1 h,缺氧池为1.8 h,好氧池为8.7 h
	二沉池	L×B×H=88.00×91.25×6.60	5.8 h
	高效沉淀池	L×B×H=63.00×28.55×7.40	1.15 h

B 污水处理厂( B 厂)设计处理规模为  $1.6 \times 10^5 \text{ m}^3/\text{d}$ ,污水处理厂的进水为城市生活污水,除与 A 厂使用共同构筑物外,主要构筑物有曝气沉砂池、精细格栅、改良 AAO 生化池、二沉池、高效沉淀池及紫外消毒渠。B 厂生化池进水采用 2 点分流进水,分别进水至预缺氧池、厌氧池,进水分配为相同比例,具体参数如表 1 所示。

### 1.2 沿程取样设定

污水中污染物的去除主要源于生化池中功能性微生物的作用,故分别对 2 座污水处理厂生化池进行沿程数据分析,分别对生化池进水、预缺氧池末端、厌氧池末端、缺氧池末端和好氧池末端等点位进行取样,测定沿程水质数据变化,分析各处理段对污染物的去除率和沿程污染物的去除特征。

### 1.3 水质测定

水样过  $0.45 \mu\text{m}$  滤膜后测定,测试指标包括化学需氧量(COD)、五日生化需氧量( $\text{BOD}_5$ )、总氮(TN)和氨氮;水质指标检测采用标准方法<sup>[8]</sup>测定。

表 2 设计进出水水质与实际进出水水质 (单位:mg/L)

Tab. 2 Designed Water Quality and Actual Water Quality of Inluent and Effluent (Unit: mg/L)

水质指标		COD	$\text{BOD}_5$	氨氮	TN	TP	悬浮物(SS)
A 厂	设计进水	210	100	18	27	3	200
	实际进水	188	58	11	21	2.5	198
B 厂	设计进水	280	130	20	30	3	250
	实际进水	184	56	11	21	2.5	194
设计出水		50	10	5(8)	15	0.5	10
实际出水	A 厂	9.3	2.2	0.7	6.9	0.23	5
	B 厂	10	2.4	0.65	8.9	0.21	5

注:当水温大于  $12^\circ\text{C}$  时氨氮执行  $5 \text{ mg/L}$  限值标准;水温小于  $12^\circ\text{C}$  时执行  $8 \text{ mg/L}$  限值标准。

### 2.1.2 进水 $\text{BOD}_5/\text{TN}$ 和 $\text{BOD}_5/\text{COD}$

进水  $\text{BOD}_5/\text{COD}$  如图 1(a) 所示,进水  $\text{BOD}_5/\text{COD}$  呈现上半年低下半年高的趋势,全年  $\text{BOD}_5/\text{COD}$  为 0.31,可生化性较好;上半年  $\text{BOD}_5/\text{COD}$  均值为 0.26,下半年  $\text{BOD}_5/\text{COD}$  均值为 0.36,下半年进水可生化性明显优于上半年,原因在于上半年进水的 COD 浓度较高,上半年进水  $\text{BOD}_5/\text{COD}$  较低,影响进水可生化性。从进水  $\text{BOD}_5/\text{COD}$  的累计百分比[图 1(b)]来看,全年进水有 60% 概率  $\text{BOD}_5/\text{COD}$  大于 0.3,全年进水的可生化性较好,进水水质

### 1.4 反硝化速率测定

缺氧池活性污泥,经去离子水洗涤后备用。模拟污水中的  $\text{NO}_3^-$ -N 使用硝酸钾( $\text{KNO}_3$ )进行配制,首先配制  $1 \text{ g/L}$  的  $\text{KNO}_3$  储备液,再取  $\text{KNO}_3$  储备液( $1 \text{ g/L}$ )  $40 \text{ mL}$  溶解到  $0.96 \text{ L}$  蒸馏水中,并添加  $103 \text{ g}$  乙酸钠,配成含  $20 \text{ mg/L}$  的  $\text{NO}_3^-$ -N、碳氮比为 5 的模拟污水。将配制好的污水和缺氧池活性污泥混合均匀后置于密闭容器中(活性污泥初始质量浓度保持为  $4000 \text{ mg/L}$  左右),容器上部设有管路用于取样测定,试验前通氮气排出容器中的氧气,使用磁力搅拌器进行搅拌。每隔  $20 \text{ min}$  取样过滤后,使用离子色谱法测定  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度。

## 2 数据分析

### 2.1 运行现状

#### 2.1.1 设计及实际进出水水质

2 个污水处理厂历年进出水的水质数据以 2022 全年的数据进行分析,设计出水水质执行《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)一级 A 类排放标准。历年水质数据显示,设计出水均未达到设计标准,但出水稳定达到排放标准(表 2)。

有利于污染物的生物降解<sup>[9-10]</sup>。

2022 年全年进水  $\text{BOD}_5/\text{TN}$  如图 1(c) 所示,全年进水  $\text{BOD}_5/\text{TN}$  均值为 2.84,远低于设计指导值 4, $\text{BOD}_5/\text{TN}$  也呈现上半年低,下半年较高的趋势,主要是因为上半年进水 TN 浓度较高。上半年  $\text{BOD}_5/\text{TN}$  均值为 2.30,下半年  $\text{BOD}_5/\text{TN}$  均值为 3.39,仅 8 月—11 月的部分运行时段进水  $\text{BOD}_5/\text{TN}$  大于 4。从进水  $\text{BOD}_5/\text{TN}$  的累计百分比[图 1(d)]来看,进水  $\text{BOD}_5/\text{TN}$  全年有 87.4% 的概率低于设计运行指导值 4,不利于污水处理厂对污水的生物

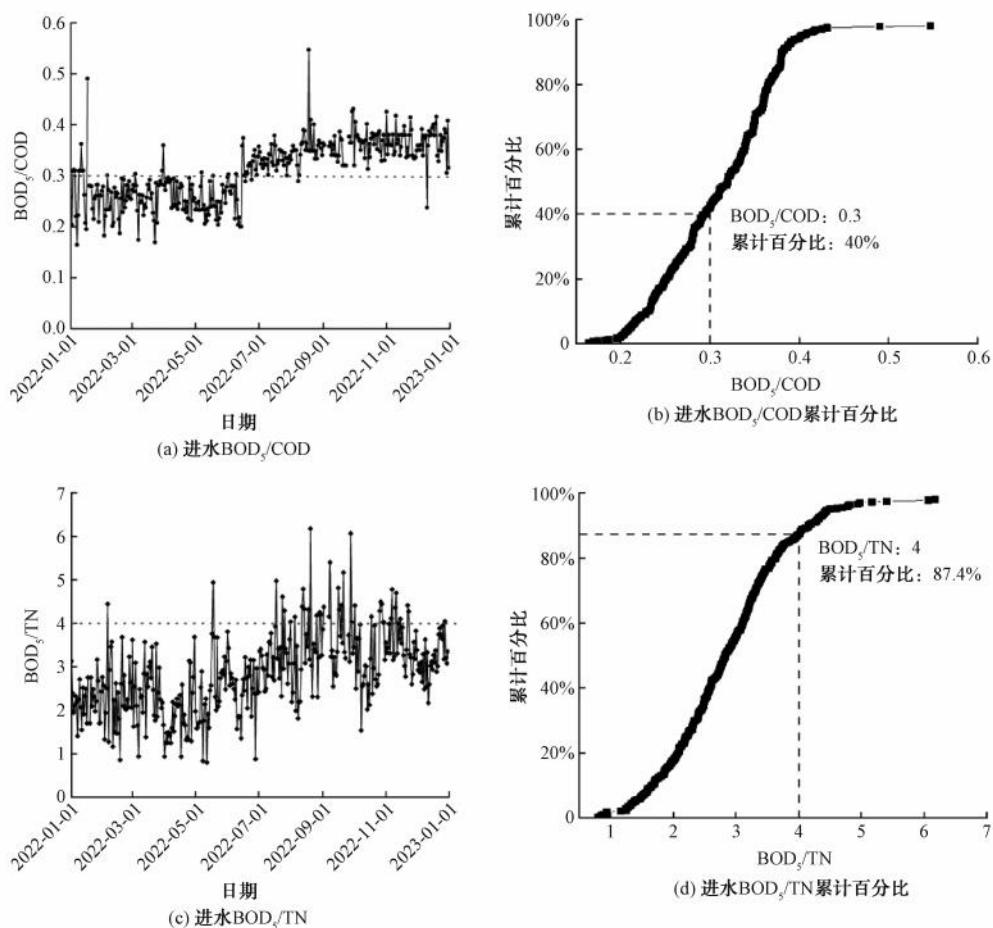


图 1 进水  $BOD_5/TN$  和  $BOD_5/COD$

Fig. 1  $BOD_5/TN$  and  $BOD_5/COD$  of Influent

脱氮作用<sup>[11]</sup>。

### 2.1.3 水质处理效果

#### 1) COD、 $BOD_5$ 处理效果

A 厂和 B 厂同进水, 总进水经 A 厂的污水提升泵房、粗格栅至细格栅后, 部分进水分流至 A 厂经曝气沉砂池后流入 A 厂生化池; 其余进水分流至 B 厂, 经 B 厂的曝气沉砂池、精细格栅进入 B 厂生化池。进出水 COD 变化如图 2(a) 所示, 上半年该污水处理厂进水 COD 波动较大, 且浓度较高, 全年进水 COD 均值为 188 mg/L, 其中上半年均值为 203 mg/L, 虽然上半年进水 COD 偏高, 但仍未达到设计进水 COD 标准。A 厂对 COD 的去除率均值为 94.71%, 能够稳定去除 COD, B 厂对 COD 的去除与 A 厂相当, COD 去除率为 94.18% [图 2(b)]。

2022 年全年进水  $BOD_5$  变化曲线如图 2(b) 所示, 进水  $BOD_5$  最大值为 118 mg/L, 最小值为 20.9

mg/L, 进水  $BOD_5$  浓度总体较为平稳, 进水均值  $BOD_5$  为 58 mg/L, 远低于设计进水指标。A 厂对  $BOD_5$  的去除率为 95.82% [图 2(c)], B 厂对  $BOD_5$  的去除率为 95.13% [图 2(d)]。A、B 厂对 COD 和  $BOD_5$  的去除效果相当, 均能够有效去除污水中的 COD 和  $BOD_5$ 。

#### 2) TN、氨氮、TP 处理效果

2022 年全年进出水 TN 变化情况如图 3(a) 和图 3(b) 所示, 该污水处理厂全年进水 TN 浓度变化较大, 原因是在 2022 年上半年 1 月—5 月进水 TN 浓度较高且波动大, 这期间进水 TN 最大值和最小值分别为 46.4 mg/L 和 15.1 mg/L, 均值为 25.1 mg/L; 2022 年 6 月—12 月进水 TN 均值为 18.4 mg/L。A 厂和 B 厂对 TN 的去除在上半年去除率均较高, 下半年去除率较低, 主要原因可能是进水的水温降低, 反硝化菌反应速率下降<sup>[12]</sup>, 而 10 月—12 月进水的水温均值为 19 ℃, 可能导致 TN 的去除率降低。A

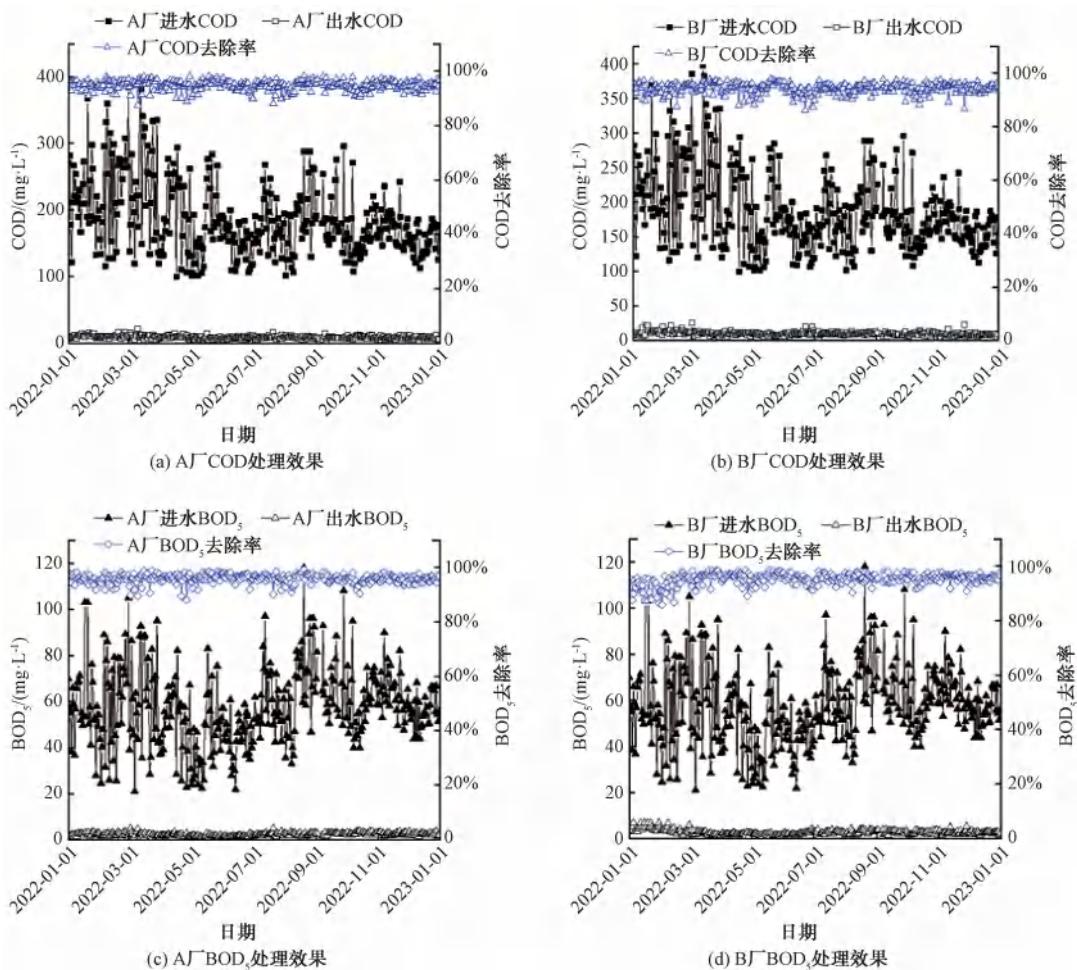


图 2 出水  $BOD_5$  和 COD

Fig. 2  $BOD_5$  and COD of Effluent

厂上半年和下半年对 TN 的去除率分别为 75.50% 和 53.80%，B 厂为 64.34% 和 44.92%，B 厂对 TN 的去除效果远低于 A 厂。

进出水氨氮变化情况如图 3(c) 和图 3(d) 所示，氨氮的进水质量浓度最高值为 29.5 mg/L，最低值为 5 mg/L，均值为 11.3 mg/L，全年的进水氨氮浓度波动较大。A 厂出水氨氮均值为 0.7 mg/L，最大值为 3.81 mg/L，对氨氮的去除率为 93.91%；B 厂出水氨氮均值为 0.65 mg/L，最大值为 4.67 mg/L，对氨氮的去除率为 94.04%。实际运行情况表明，B 厂好氧池停留时间高于 A 厂，但 A 厂和 B 厂的氨氮去除效果并无明显差异，这表明好氧池可能并未达到最大处理量。

进出水 TP 变化曲线如图 3(e) 和图 3(f) 所示，进水 TP 质量浓度最高值为 8.88 mg/L，最低值为 0.91 mg/L，均值为 2.52 mg/L，进水 TP 较高的时间

段为 1 月—5 月和 8 月—12 月。TP 去除效果与 TN 类似，相较于上半年，下半年 TP 的去除均有一定降低。A 厂 TP 年均去除率为 87.43%，B 厂 TP 年均去除率为 88.79%。从出水浓度来看，A 厂出水 TP 最大值为 0.49 mg/L，B 厂出水 TP 最大值为 0.48 mg/L，A、B 厂出水 TP 均存在一定的超标风险。

### 3 生化池运行效果对比

#### 3.1 生化池沿程污染物去除对比

A 厂和 B 厂生化池沿程污水分析(图 4)结果表明：在同进水条件下，A 厂和 B 厂生化池沿程的 COD 变化趋势相似，A 厂和 B 厂生化池 COD 都在预缺氧池大量降低，原因在于外回流的稀释作用，加上外回流污泥中微生物的消耗，导致 COD 大量降低。氨氮的变化也并未有明显的区别，主要在于 A 厂缺氧池、厌氧池有一定氨氮去除效果，推测总进水

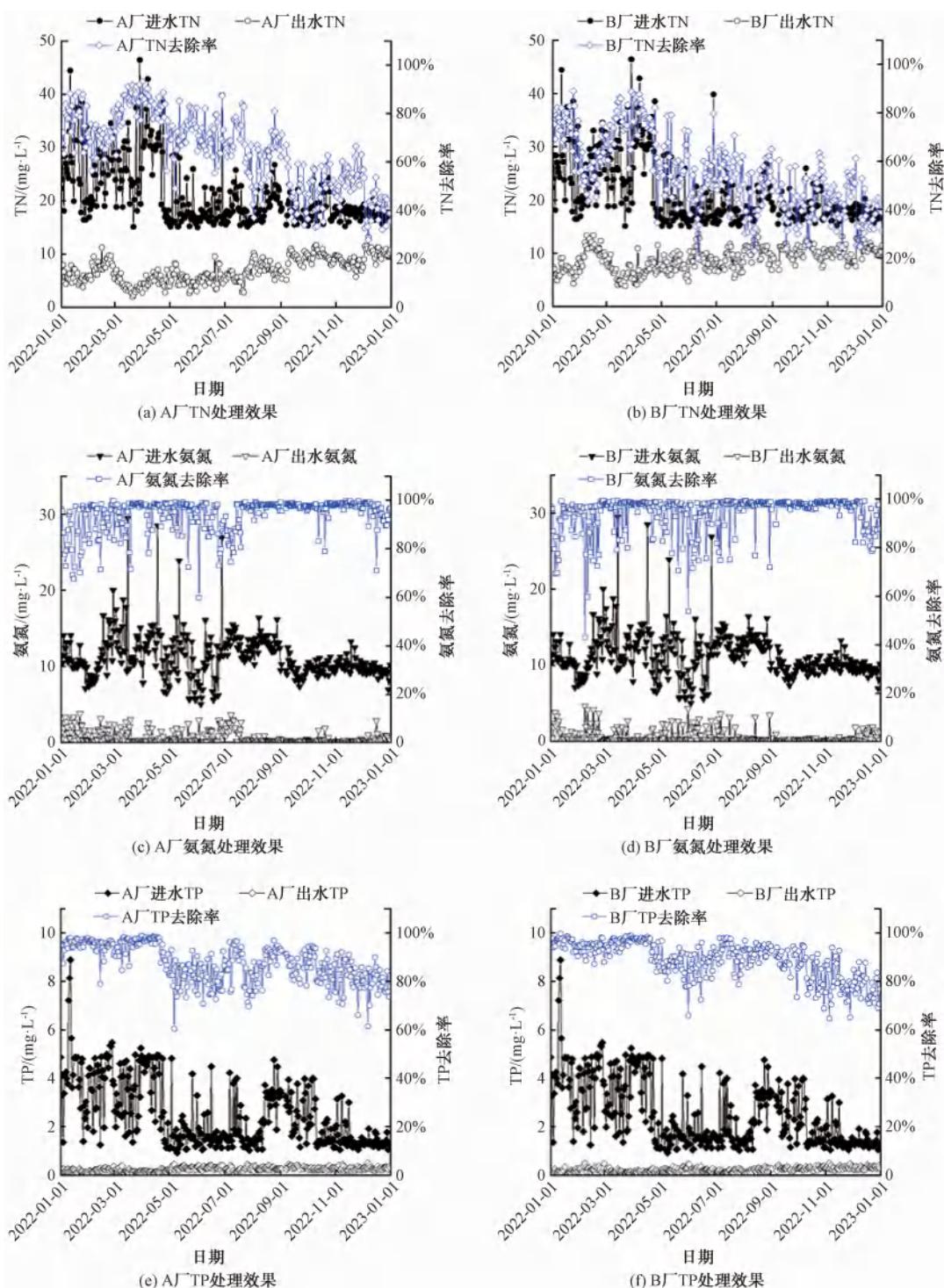


图 3 出水 TN、氨氮和 TP

Fig. 3 TN, Ammonia Nitrogen and TP of Effluent

在曝气沉砂池经过曝气之后,含有高浓度溶解氧(DO)的进水进入到厌氧池和缺氧池,形成局部好氧区,去除了一定的氨氮,总体来看,A厂和B厂生化池均能有效去除污水中的氨氮。

A厂和B厂生化池沿程TP与TN变化有所不同。A厂生化池进水TP高于B厂的条件下,生化池出水TP质量浓度仅为0.37 mg/L,而B厂生化池出水TP质量浓度为0.39 mg/L;A厂和B厂生化池

在预缺氧池和厌氧池均能够去除 TP, A 厂生化池 TP 在缺氧池有一定去除效果, 可能是硝化液回流稀释导致 TP 降低; 并且 A 厂和 B 厂厌氧池并未有明显厌氧释磷发生, 推测因为预缺氧池的反硝化作用并不明显, 导致厌氧池进入大量的  $\text{NO}_3^-$ -N, 影响聚磷菌厌氧释磷效果<sup>[13]</sup>。就目前运行现状分析, 在进水 TP 较低时, A、B 厂的出水 TP 能够达到排放标准, 但当进水 TP 较高时, 可能会产生出水 TP 超标风险, 因此在运行过程中, 应关注生化池进出水 TP, 有超标风险时可在深度处理段及时采用化学除磷手段, 保障出水 TP 达标。

图 4(d) 为生化池沿程 TN 变化趋势。A 厂生化池对 TN 的去除效果优于 B 厂, A 厂生化池出水

TN 比 B 厂低约 1.18 mg/L; TN 降低主要在预缺氧池发生, 这主要是外回流稀释作用导致, 并且外回流污泥反硝化菌在碳源充足条件下, 可能发生了一定反硝化作用, 但由于预缺氧池停留时间较短, 预缺氧池反硝化脱氮效果并不明显。A、B 厂的厌氧池和缺氧池均有 TN 去除效果, 但 A 厂缺氧池 TN 去除效果优于 B 厂, A 厂缺氧池 TN 降低了 1.31 mg/L, B 厂缺氧池 TN 仅降低了 0.5 mg/L。TN 去除可能是进水方式不同导致, A 厂 3 点进水, 在预缺氧池、厌氧池和缺氧池均有足够原水碳源完成反硝化脱氮, 而 B 厂两点进水, 缺氧池并未有原水进入, 导致缺氧池碳源较少, 影响缺氧池反硝化脱氮。

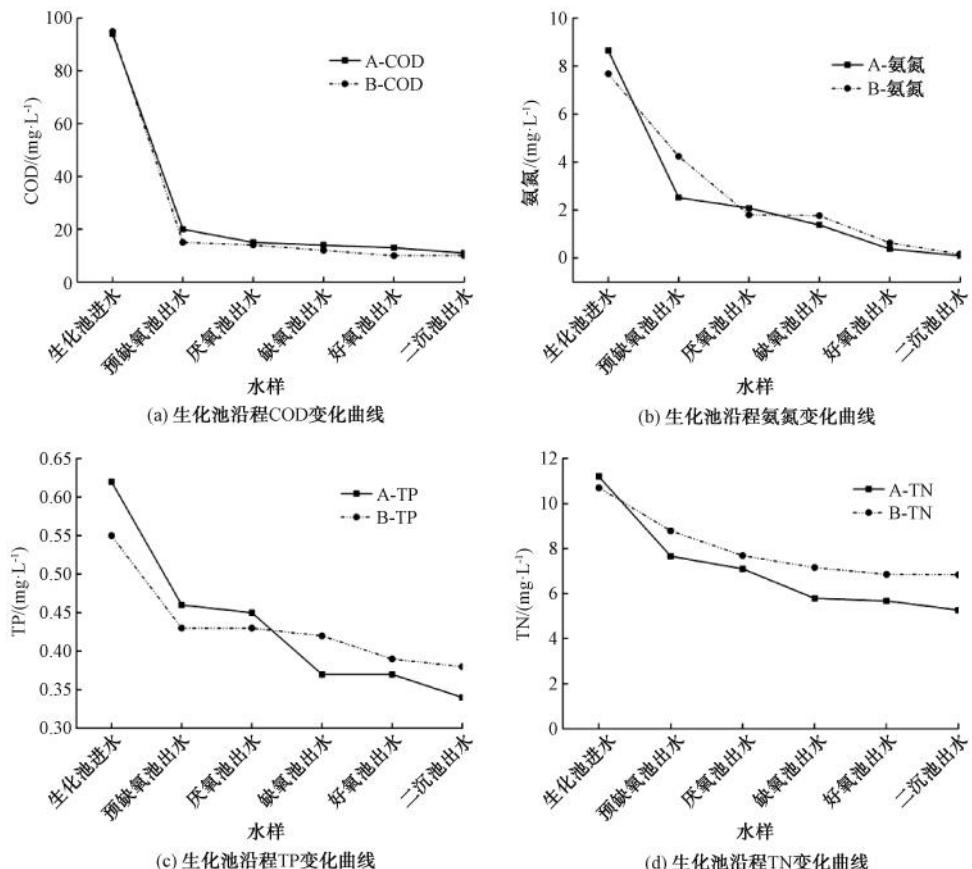


图 4 生化池沿程水质  
Fig. 4 Water Quality along the Biochemical Tank

### 3.2 缺氧池反硝化速率测定

为进一步明确 2 个污水处理厂对 TN 去除效果, 分别对 A 厂和 B 厂生化池缺氧池活性污泥进行反硝化速率测定, A 厂缺氧池活性污泥反硝化速率为 0.084 17 mg/(L·min), 反硝化效率较好[ 图 5

(a) ], 这表明在运行过程中, A 厂缺氧池能够有效去除 TN。

B 厂缺氧池活性污泥反硝化速率为 0.082 11 mg/(L·min), 反硝化效率也较好[ 图 5(b) ]。但对比来看, B 厂缺氧池反硝化速率低于 A 厂, 结合历

年数据,实际运行中 B 厂对 TN 的去除效果是低于 A 厂。除了活性污泥的性状有一定差别外,主要原因可能在于 B 厂好氧池的停留时间较长,回流污泥

导致 B 池的缺氧环境受到一定影响,并且缺氧池长期碳源缺乏,也造成活性污泥的反硝化活性较低,从而导致缺氧池脱氮效果低于 A 厂。

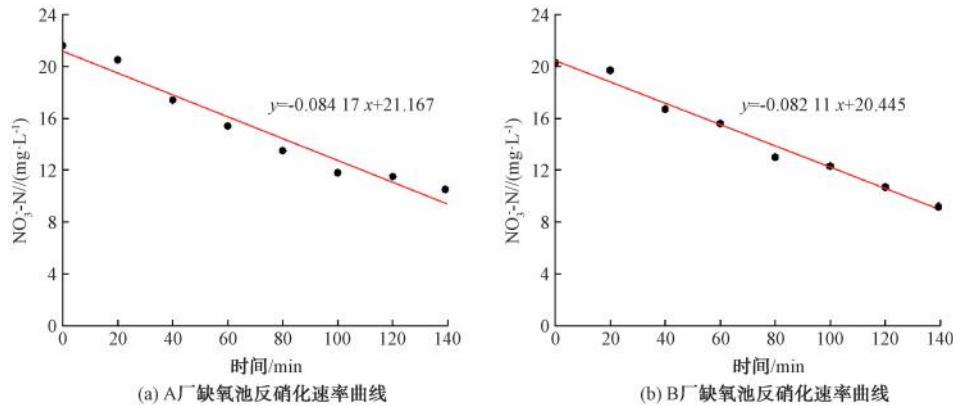


图 5 缺氧池反硝化速率

Fig. 5 Denitrification Rate of Anoxic Tank

## 4 结论与建议

### 4.1 结论

(1) 进水水质数据表明:全年进水有 60% 概率  $BOD_5/COD$  大于 0.3,进水可生化性较好,有利于污染物的生物降解;而进水  $BOD_5/TN$  全年有 87.4% 的概率低于设计运行指导值 4,不利于生物脱氮。

(2) 在进水  $BOD_5/TN$  较低情况下,2 个厂全年出水 TN 均达到排放标准,并未有超标风险。主要原因在于采用了改良 AAO 工艺,生化池多点进水可以有效分配碳源,能够充分利用原水碳源,实现良好的脱氮效果。

(3) A 厂对 TN 的去除明显优于 B 厂,主要原因在于 A 厂生化池采用 3 点进水,原水碳源能够分配至预缺氧池、厌氧池和缺氧池,使得厌氧池和缺氧池有着较好的脱氮效果,而 B 厂则采用 2 点进水,缺氧池反硝化碳源不足,影响缺氧池的反硝化作用。

(4) A 厂和 B 厂对 TP 均能实现有效去除,但厌氧释磷均不理想,原因可能是生化池进水中含有大量 DO,破坏厌氧池的厌氧环境,同时厌氧池中发生一定的反硝化作用,使得碳源降低,影响了厌氧池发生厌氧释磷作用。

### 4.2 建议

(1) A 厂和 B 厂的预处理段均设曝气沉砂池,曝气沉砂池较高的曝气强度会使污水中含有大量的 DO,含有 DO 的生化池进水会对缺氧环境和厌氧环境造成破坏,同时也会导致大量原水碳源的损耗,不

利于生物脱氮除磷,在运行中,可适当减少曝气沉砂池曝气量,或采用间歇运行方式,减少曝气沉砂池对污水的充氧,防止对生化池造成不良影响。

(2) A 厂好氧池停留时间低于 B 厂,也能实现氨氮稳定去除,这表明污水处理厂好氧池停留时间可能是过长的,过长的停留时间及连续曝气,会导致碳源大量消耗,硝化液回流至缺氧池后缺少足够的反硝化碳源<sup>[14]</sup>;并且导致活性污泥的活性变差,严重影响工艺运行<sup>[15]</sup>。应适当调整好氧池停留时间,控制曝气量,保障生化池良好运行,同时节约运行能耗。

(3) 就目前生化池进水分流来看,对 TP 的生物去除效果并不理想,需适当调节预缺氧池进水比例,减少进入厌氧池的  $NO_3^-$ -N 浓度,同时保证厌氧池有足够的碳源,促进厌氧池聚磷菌的厌氧释磷作用。

## 参考文献

- [1] 谭涛,刘扬,朱士江. 不同运行参数操控下 AAO 工艺脱氮除磷效果优化研究 [J]. 水处理技术, 2023, 49(6): 94–100, 111.  
TAN T, LIU Y, ZHU S J. Optimization of nitrogen and phosphorus removal effect of AAO Process under different operation parameters [J]. Technology of Water Treatment, 2023, 49(6): 94–100, 111.
- [2] 马九利,王伟,黄继会,等. 城镇污水处理厂可调节式 AAO 工艺优化运行实践 [J]. 中国给水排水, 2023, 39(17): 70–73.  
MA J L, WANG W, HUANG J H, et al. Optimized operation of

- adjustable AAO process in urban sewage treatment plant [J]. China Water & Wastewater, 2023, 39(17): 70–73.
- [3] 夏沛青. 改良 AAO+微絮凝工艺用于高集约半地下式污水厂 [J]. 中国给水排水, 2023, 39(16): 83–88.  
XIA P Q. Application of modified AAO and micro-flocculation process in highly intensive semi-underground wastewater treatment plant [J]. China Water & Wastewater, 2023, 39(16): 83–88.
- [4] 柯浪文, 陈轩, 周伟, 等. 改良 AAO 工艺处理低浓度碳源废水的优化分析 [J]. 贵州科学, 2020, 38(3): 83–86.  
KE L W, CHEN X, ZHOU W, et al. Optimization of treatment of low carbon source wastewater by improved AAO process [J]. Guizhou Science, 2020, 38(3): 83–86.
- [5] 高靖伟, 侯锋, 江乐勇, 等. 安康江南半地下再生水厂改良 AAO+深度处理工艺设计 [J]. 中国给水排水, 2022, 38(22): 61–66.  
GAO J W, HOU F, JIANG L Y, et al. Design of modified AAO and advanced treatment process in Ankang Jiangnan semi-underground reclaimed water plant [J]. China Water & Wastewater, 2022, 38(22): 61–66.
- [6] 刘丽, 姚雨, 肖江. 改良 AAO/高效沉淀/精密过滤工艺用于污水厂提标扩建 [J]. 中国给水排水, 2020, 36(20): 156–159, 166.  
LIU L, YAO Y, XIAO J. Application of modified AAO/high-efficiency sedimentation/precise filtration in WWTP extension project [J]. China Water & Wastewater, 2020, 36(20): 156–159, 166.
- [7] 杨祝平, 郭淑琴. 改良 AAO 及污泥深度脱水工艺用于城镇污水厂迁建提标 [J]. 中国给水排水, 2019, 35(2): 62–66.  
YANG Z P, GUO S Q. Application of improved AAO and sludge deep dewatering process in the relocation and upgrading of WWTP [J]. China Water & Wastewater, 2019, 35(2): 62–66.
- [8] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 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.  
Editorial Board of *Monitoring and Analytical Methods for Water and Wastewater* of the State Environmental Protection Administration. Monitoring and analytical methods for water and wastewater [M]. 4th ed. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.
- [9] 肖先念, 匡科, 孙伟, 等. 南方某污水处理厂倒置 AAO 工艺关键评价因子探讨 [J]. 给水排水, 2021, 47(5): 40–44.  
XIAO X N, KUANG K, SUN W, et al. Preliminary study on key evaluation factors of inverted AAO process for a southern wastewater treatment plant [J]. Water & Wastewater Engineering, 2021, 47(5): 40–44.
- [10] 罗宏伟, 熊顺华, 汪勇, 等. 基于低总氮控制要求的改良 AAO 工艺在太湖地区污水处理厂中的应用 [J]. 净水技术, 2023, 42(10): 155–165.  
LUO H W, XIONG S H, WANG Y, et al. Application of improved AAO process based on low TN control requirements in WWTP of Taihu Lake area [J]. Water Purification Technology, 2023, 42(10): 155–165.
- [11] 中华人民共和国住房和城乡建设部, 国家市场监督管理总局. 室外排水设计标准: GB 50014—2021 [S]. 北京: 中国计划出版社, 2021.  
Ministry of Housing and Urban-Rural Development of the People's Republic of China, State Administration of Market Regulation. Standard for design of outdoor wastewater engineering: GB 50014—2021 [S]. Beijing: China Planning Press, 2021.
- [12] 韩镇蓬, 朱光灿, 陆勇泽, 等. 青藏高原地区城镇污水处理研究现状与发展需求 [J]. 净水技术, 2022, 41(11): 76–84, 184.  
HAN Z P, ZHU G C, LU Y Z, et al. Research status and development demands of urban wastewater treatment in the Qinghai-Tibet Plateau region [J]. Water Purification Technology, 2022, 41(11): 76–84, 184.
- [13] 吕利平, 李航, 张欣, 等. 多点进水对前置预缺氧 A<sup>2</sup>/O 工艺脱氮除磷的影响 [J]. 中国给水排水, 2021, 37(15): 8–13.  
LÜ L P, LI H, ZHANG X, et al. Effects of step-feed on nitrogen and phosphorus removal in pre-anoxic A<sup>2</sup>/O process [J]. China Water & Wastewater, 2021, 37(15): 8–13.
- [14] 郑琬琳, 史彦伟, 高放, 等. 改良 AAO 工艺间歇曝气对微生物群落特征及运行效果影响 [J]. 给水排水, 2021, 47(5): 34–39, 44.  
ZHENG W L, SHI Y W, GAO F, et al. The influence of intermittent aeration on modified AAO process on the characteristics of microbial community and operation performance [J]. Water & Wastewater Engineering, 2021, 47(5): 34–39, 44.
- [15] 何元浦, 范海涛, 刘国华, 等. 污水生物处理过程中曝气控制策略的研究进展及趋势 [J]. 环境工程, 2021, 39(6): 34–41, 121.  
HE Y P, FAN H T, LIU G H, et al. Status and trend of aeration control strategy during biological wastewater treatment [J]. Environmental Engineering, 2021, 39(6): 34–41, 121.