段凯波. 改良型多级 AO 脱氮工艺在提标改造中的应用[J]. 净水技术, 2023, 42(5):77-83,115.

DUAN K B. Application of denitrification for modified multi-stage AO process in upgrading and reconstruction [J]. Water Purification Technology, 2023, 42(5):77-83,115.

改良型多级 AO 脱氮工艺在提标改造中的应用

段凯波1,2,*

(1. 福建上源环保股份有限公司,福建福州 350019;2. 福州创源同方水务有限公司,福建福州 350018)

摘 要 针对传统普通强化脱氮 AO 工艺总氮(TN)去除率较低的问题,采用规模为5万 m³/d 的生物反应池开展试验。在保持总池容不变的条件下重新分配缺氧段和好氧段的池容,将其改进为"缺氧-好氧-缺氧-好氧"结构的多级 AO 脱氮工艺。改造后实现缺氧段水力停留时间从4.44 h 提高至7.45 h,好氧段从6.70 h 降低至3.69 h,新增缺氧段底部采用曝气可调和推流搅拌技术。同时采用基于 DO 浓度布设液态碳源投加点技术,进一步提高碳源利用率。实践结果表明,2021 年多级 AO 工艺平均出水 TN 质量浓度为11.9 mg/L,平均 TN 去除率为61.5%,最高达77.8%,平均 TN 去除率比普通强化脱氮工艺下的47.6%提高了约29.2%,具有更好的脱氮效果,能实现出水 TN 和氨氮《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)中的一级 A 稳定达标排放,同时具有一定的节能降耗效应。

关键词 总氮(TN) 常规强化脱氮 AO 多级 AO 水力停留时间 脱氮效果

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 1009-0177(2023)05-0077-08

DOI: 10. 15890/j. cnki. jsjs. 2023. 05. 011

Application of Denitrification for Modified Multi-Stage AO Process in Upgrading and Reconstruction

DUAN Kaibo1,2,*

(1. Fujian Sunyuan Environment Protection Co., Ltd., Fuzhou 350019, China;

2. Fuzhou Chuangyuan Tongfang Water Affairs Co. , Ltd. , Fuzhou 350018, China)

Abstract The test is carried out in biological reactor with 50 000 m³/d processing capacity to solve the issue of low total nitrogen (TN) removal rate in conventional enhanced denitrification anoxic/oxic (AO) process. Some technical improvements by reassigning anoxic and oxic tank volume are implemented to transform it to multi-stage AO denitrification process with AOAO structure on the condition of total tank volume invariant. Therefore, the hydraulic retention time (HRT) of anoxic section increases from 4.44 h to 7.45 h, while the HRT of oxic reduces from 6.70 h to 3.69 h. In addition, the creative technologies of adjustable aeration and agitators push flow are put into use in the bottom of the renewal anoxic section, and liquid carbon dosing positions are designed on the base of long-term monitoring in dissolved oxygen to realize more efficient carbon utilization. As a result of years' running the multi-section AO process, it indicated in 2021 the average effluent TN was 11.9 mg/L and the highest TN removal rate reaches 77.8%, and the average TN removal rate is 61.5% which increased by almost 29.2% than that of 47.6% under conventional enhanced denitrification AO process. It makes clear that the multi-section AO process has better denitrification effect and can stably achieve TN and ammonia nitrogen to come up to the first A criteria of Discharge Standard of Pollutants for Municipal Wastewater Treatment Plant (GB 18918—2002). In addition, it can reduce power consumption and carbon source.

Keywords total nitrogen (TN) conventional enhanced denitrification AO multi-stage AO hydraulic retention time (HRT) denitrification effect

[收稿日期] 2022-06-01

[基金项目] 福建省科技计划创新资金项目(2021C0029)

[通信作者] 段凯波(1983—),男,博士,高级工程师,主要从事污水处理技术研究及水环境监测,E-mail:duankaibo@sina.com。

缺氧-好氧(AO)工艺的出现以脱氮工艺为发展基础,经近几十年技术的持续提升和广泛应用,已发展至具有常规、倒置、强化脱氮和强化除磷等多种可应用模式。AO工艺因采用连续进出水、具有较强的抗水质水量冲击性以及可进行多模式调节等优势而被广泛应用于现代污水处理过程。随着国内众多生活污水处理厂提标改造的完成,尾水排放执行标准由原来的一级 B 标准提高至一级 A 标准,提标后关键污染物总氮(TN)的排放质量浓度上限由原来的 20 mg/L 降低至 15 mg/L,其稳定达标排放成为不少污水处理厂面临的新难题[1]。

在一级 B 排放标准下,一般不设置深度处理工艺段,生物反应池可兼具脱氮和除磷功能。提标至一级 A 排放标准后,生物反应池因空间受限而难以增加池容,多数污水厂在提标后采用普通强化生物脱氮工艺,这种工艺总体比较简单,脱氮效果偏差。这种工艺结构上仅有单一的缺氧段和好氧段,一般只对重要的影响因素(曝气和碳源)进行简单调控,碳源投加方式也多采用粗放的前端单点投加,最大的问题是反硝化时间偏低,而硝化时间又存在富余,很难通过运行调控满足新标准下 TN 的稳定达标。因此,需要提供更精细的技术手段,如调节适宜的DO浓度、优化的投加碳源方式、调节混合液回流比和选择合适的 MLSS 浓度等[2],甚至进行池容技术改造,使其转化为更高效的脱氮方式[3]。

然而脱氮效率与污水中微生物种类^[4-5]、碳源、DO、进水 TN 浓度处理水量、污泥浓度、水力停留时间、pH 和温度等众多因素有关,不仅各因素之间相互影响,而且各个因素对于处理生物反应池中不同污染物的效率也会产生影响,相互之间的关系错综复杂,且反硝化作用本身为缓慢的生化过程^[6]。因此,仅通过频繁的工艺调节已经无法稳定满足一级A标准下 TN 的达标排放,同时这也会阻碍污水处理的进一步提标。

本研究通过福建省沿海某城镇污水处理厂提标改造,将原有普通强化生物脱氮 AO 工艺改造为改良型多级 AO 脱氮工艺,分析了原有工艺的问题,对比了改造前后的运行效果,总结了改良型多级 AO 脱氮工艺的技术方案特点和运行经验,可为存在此类问题且用地紧张的污水厂升级改造提供技术参考,以实现关键污染物 TN 满足《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)[7]中的一级 A 稳

定达标排放。

1 研究方法

1.1 工程改造方案

福建省沿海某城镇污水处理厂处理水量为 5 万 m^3/d ,其进水主要为生活污水,含少量餐饮酒店、印染等废水。2018 年—2021 年平均进水 COD_{Cr} 质量浓度为 143 mg/L,平均进水 BOD_5 质量浓度为 56 mg/L,平均进水 TN 质量浓度为 27.7 mg/L, $BOD_5/TN \approx 2.02$, 进水碳源明显不足。

为提升出水标准至一级 A 标准,该厂生化池于 2018 年改造为普通强化生物脱氮 AO 工艺,流程如图 1 所示。该工艺取消了厌氧段而保留缺氧段+好氧段,并配置一定比例的污泥回流和混合液回流,在好氧段进行 COD_{Cr} 的降解以及有机氮和氨氮的硝化,最后在缺氧段进行反硝化作用实现脱氮目标,而将除磷的任务交由后端的深度处理段。六格缺氧段总水力停留时间为 4. 44 h,三廊道好氧段总水力停留时间为 6. 70 h。

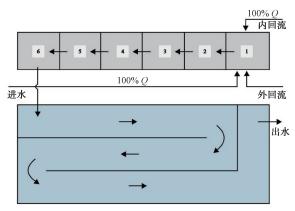


图 1 常规强化生物脱氮 AO 模式

Fig. 1 Conventional Enhanced Biological Denitrification AO Mode

2019 年该厂应用改良型多级 AO 生物脱氮工艺 调整生化池,并在 2020 年—2021 年投入研究,工艺 流程如图 2 所示。该工艺为 AOAO 结构。在原有 "六格三廊道" AO 结构基础上,保持"六格"缺氧段 不变,定为第一缺氧段(A1)。而将好氧段约 45%的 池容转化为缺氧段,即好氧段第二廊道和第三廊道 前半段改造为缺氧段,定为第二缺氧段(A2)。原好氧段被 A2 分隔为 O1 和 O2 两个好氧段,A2 缺氧段 水力停留时间为 3.01 h,加上 A1 的 4.44 h,缺氧段总水力停留时间增至 7.45 h,好氧段总水力停留时间降至 3.69 h。

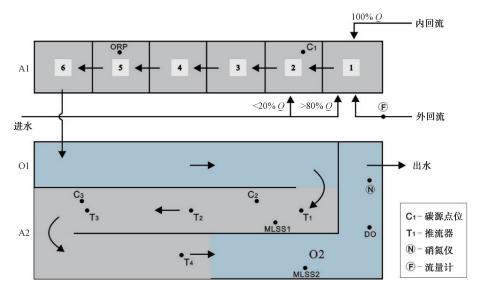


图 2 改良型多级 AO 生物脱氮工艺

Fig. 2 Modified Multi-Stage Biological Denitrification AO Process

1.2 改造后的技术特征

A1 缺氧段中每格安装 1 台推流器。此外,在改造的 A2 缺氧段再增加 4 台推流器,分别安装于第二廊道的头部、中部和尾部以及第三廊道的中部,确保生物反应池中污水持续向前流动而无污泥沉积。该缺氧段底部仍铺设曝气头,曝气改为可调模式,即在分支曝气管道上安装阀门调节开度或启闭,可实现好氧和缺氧的功能切换。

该生化系统依据需要采用多点投加方式投加液态碳源乙酸钠^[8],其第 1 投加点位设于 A1 缺氧段第二格,第 2 点位设于 A2 缺氧段第一台和第二台推流器之间,第 3 点位设于 A2 缺氧段第 3 台推流器附近,投加量以点位 1 为主。投加点位的设置同时需考虑点位正常运行条件下的 DO 浓度不宜过高,以避免投加后碳源被化学氧化而快速消耗。

生物反应池末端安装硝氮监测仪,信号连接至中控室,可实时监测本系统处理后的硝态氮和亚硝态氮的总浓度。经曝气后氨氮质量浓度可低至约0.3 mg/L,因此,硝态氮浓度基本代表了TN浓度,可根据数值高低进行投药、曝气、回流、进水等工艺调节。

改良型多级 AO 工艺实质上仍为强化生物除氮技术,但相比传统的普通强化脱氮 AO 工艺,其技术改进之处主要表现为:①生物反应池总池容保持不变,45%好氧段池容改造为缺氧段,使得缺氧段总水力停留时间大幅增加至 7.45 h,提高了约 67.8%。

同时新增缺氧段曝气可灵活调控,推流器可保证泥水混合;②碳源投加点由原来的1处增加至3处,提升碳源使用效率;③实现多个缺氧段的DO质量浓度监测,并将其控制在0.2~0.5 mg/L,满足缺氧环境需要;④在生物反应池末端增设硝氮在线监测仪,实时监测出水TN浓度变化,为运行参数地调节作参考。

1.3 调控方法

研究时间为 2018 年—2021 年,几个重要的时间阶段如下:①2018 年持续采用普通强化生物脱氮工艺;② 2019 年实施并完成改良型多级 AO 工艺技术提升;③2020 年—2021 年对改良型多级 AO 脱氮工艺开展运行调控。2018 年—2021 年的 3 月—4月连续两月检测每日生化处理段进、出水 TN 和氨氮浓度,开展两种工艺下 TN 去除效果对比。

2019年改造为多级 AO 工艺后,加强了对运行参数的调控。正常运行时,进水总量的 80%从第 1格进入,其余从第 2格进入; A2 缺氧段底部曝气关闭,同时所有推流器开启, O1 和 O2 好氧段曝气开启; 内回流比调节为 100%~200%,初始控制在150%,混合液回流全部进入第 1格;外回流比为50%~100%,初始控制为 50%;运行调控水温为14~20℃;缺氧段氧化还原电位(ORP)为-200~-50 mV; pH 值为 6~8;通过加大或减小剩余污泥排量以及调控外回流比实现 MLSS 在 4 000~5 500 mg/L;通过调节鼓风机频率及气阀开度调控曝气量

实现好氧段 DO 质量浓度在 2.0~5.0 mg/L;缺氧段 DO 质量浓度控制在 0.1 mg/L 以上,若低于 0.08 mg/L,则加大内回流工作频率以提高混合液回流比,确保 DO 质量浓度不超过 0.5 mg/L;在生物反应池末端安装的 DO 仪可实现对好氧段 DO 浓度的实时监测,同时根据需要利用便携式 DO 仪跟踪,控制池上各段位保持合适 DO 浓度。

依据硝氮仪监测的浓度决定是否投加碳源及其他工艺调控。实际运行经验表明,当硝态氮质量浓度大于13 mg/L 时,液态乙酸钠总阀开度调为50%;当硝态氮质量浓度大于14 mg/L 时,说明存在出水TN 超标风险,碳源总阀开度调至80%以上,同时混合液回流比需调至200%;若硝态氮质量浓度高于15 mg/L,需降低进水量;当硝态氮质量浓度低于12 mg/L 时,可停止加药,维持混合液回流比为150%即可。若要投加碳源,60%药量从第1点位加入,其余均匀分配至第2、第3点位。

调控中更注重 DO 浓度、碳源、水力停留时间、 MLSS、混合液回流比等重要的脱氮影响因素,在实际运行中,分析各因素对脱氮的影响,参数尽可能向 着有利于提升脱氮效率的理论值设置。

1.4 检测项目及方法

水质 TN 的测定采用《水质 总氮的测定 碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法》(HJ 636—2012)^[9];

氨氮的测定采用《水质 氨氮的测定 纳氏试剂分光光度法》(HJ 535—2009) [10]; COD_{cr} 的测定采用《水质 化学需氧量的测定 重铬酸盐法》(HJ 828—2017) [11]; BOD_{5} 的测定采用《水质 五日生化需氧量 (BOD_{5}) 的测定 稀释与接种法》(HJ 505—2009) [12]; DO_{5} MLSS、ORP 和硝氮仪采用德国 WTW 在线监测仪实时检测; 生物反应池各段位 DO_{5} 浓度采用美国哈希 HO_{5} HQ 仅测定。

2 结果与讨论

2.1 普通强化脱氮 AO 与改良型多级 AO 脱氮效果比较

在2019年完成从普通强化脱氮 AO 工艺到改良型多级 AO 脱氮工艺的技术改造,选取2018年技改前与2020年—2021年改造后3月—4月的水质进行TN去除效果对比。水质数据如表1所示。结果发现,2018年普通强化脱氮工艺下TN平均去除率约为48.9%,与朱开贞等[13]报道的(AO)²-SBR工艺下的TN去除率(47.03%)相当。经改造后,2020年和2021年多级AO工艺平均出水TN质量浓度分别为10.9 mg/L和12.6 mg/L,TN平均去除率分别提升至57.4%和63.0%,最高达77.8%,2021年脱氮率比2018年提高了约28.8%。另外,出水氨氮质量浓度为0.3~0.5 mg/L,低于一级A标准的5 mg/L,可实现出水稳定达标。

表 1 多级 AO 和普通强化脱氮 AO 的脱氮效果对比

Tab. 1 Denitrification Comparison of Multi-Stage AO and Conventional Enhanced Denitrification AO

水质项目	2018年3月—4月水质数据	2020年3月—4月水质数据	2021年3月—4月水质数据
进水 TN/(mg·L ⁻¹)	(19.3~30.9) / 25.4	(17.6~33.3) / 25.7	(24.1~56.4) / 34.4
出水 TN/(mg·L ⁻¹)	(9.87~14.6) / 12.9	(7.20~13.0) / 10.9	(8.97~14.4) / 12.6
进水氨氮/(mg·L ⁻¹)	(13.9~23.2) / 18.4	(9.70~25.3) / 20.2	(19.8~31.2) / 27.1
出水氨氮/(mg·L ⁻¹)	(0.210~0.480) / 0.307	(0.160~0.580) / 0.326	(0.230~1.74) / 0.425
TN 去除率	(35.1%~59.3%) / 48.9%	(43.4%~64.4%) / 57.4%	(52.8%~77.8%) / 63.0%

注:表中水质数据表示方式为(最低值至最高值)/平均值。

分析全年平均 TN 去除率,数据如表 2 所示, 2018 年 TN 平均去除率为 47.6%,而 2020 年和 2021 年分别为 58.2%和 61.5%,平均出水 TN 质量浓度分别为 11.4 mg/L 和 11.9 mg/L,2021 年多级 AO 工艺稳定运行阶段平均 TN 去除率比 2018 年提高了约 29.2%。

总体来说,通过提标改造,脱氮效率大幅提升, 达到了预期效果,氨氮与 TN 均能稳定达到一级 A

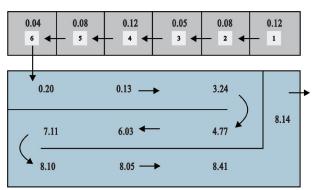
表 2 2018 年—2021 年平均 TN 去除率统计 Tab. 2 Average Removal Rate of TN Statistics from 2018 to 2021

年份	平均 TN 去除率
2018 年	47. 6%
2019年	55.0%
2020年	58. 2%
2021年	61.5%

标准。这主要得益于池容重新分配后,缺氧段池容大幅增加了 67.8%,极大地延长了反硝化作用时间。另外,缺氧段 DO 浓度均调控在了合理的范围内,以及依据硝态氮在线监测浓度实时指导碳源投加,均有利于提高反硝化效率。

2.2 改良型多级 AO 脱氮分析

- 2.2.1 普通强化脱氮 AO 工艺脱氮效率提升空间 分析
- 一级 A 提标改造后,最初采用的普通强化生物 脱氮 AO 工艺存在的问题以及可进行脱氮效率提升的空间,可从以下几个方面分析。
- (1) DO 浓度需更精准地调控。生物反应池脱 氮效果首先取决于缺氧段 DO,理论上 0.2~0.5 mg/L 为理想的脱氮环境,偏高和偏低都会影响反硝化效 率,且过高会直接化学消耗部分碳源[14]。然而普通 强化脱氮 AO 模式实际运行过程中 DO 质量浓度往往 会低至 0.05~0.1 mg/L^[15],这在一定程度上会降低 反硝化反应速率。如图 3 所示,2018 年 8 月某次检测 生物反应池各段 DO 浓度结果显示,缺氧段第1~第6 格 DO 质量浓度均低于 0.2 mg/L, 第 2、第 3 和第 5 格 在 0.05~0.1 mg/L,第 6 格甚至低至 0.04 mg/L,结果 当月出水 TN 质量浓度高达 13 mg/L,2018 年其他多 个月份也出现出水 TN 质量浓度高于 13 mg/L。对比 进水 TN 浓度相当的 2020 年, 因对缺氧段 DO 浓度基 本调控为理论值,各月平均出水 TN 质量浓度则低至 11 mg/L。因此,加强对 DO 的监测并精准控制在合 理范围内还能提高脱氮效率[16]。



注:单位为 mg/L。

图 3 2018 年 8 月生物反应池各段的 DO 水平检测结果 Fig. 3 Test Results of DO Levels in Different Sections of Biological Reaction Tank in August 2018

(2) 碳源投加方案需进一步优化。理论上 BOD₅/TN>2.86 时,可进行反硝化,该值越大,反硝

- 化越彻底^[17]。南方城市常存在部分雨水混进污水而导致进水 BOD₅ 偏低的问题^[18],因此,需要补充碳源。普通强化脱氮 AO 工艺相对比较简单,仅有一段缺氧段。因此,一般仅在缺氧段前端单点一次性投加以补充碳源,但可能出现的问题包括:① 高DO 浓度的回流混合液化学消耗了部分碳源;② 在缺氧段后段仍会出现碳源不足,从而对反硝化作用产生负面影响^[19]。因此,在改造为多级 AO 工艺时,根据其工况,可在 A1 和 A2 两个缺氧段分别设置碳源投加点实现多点投加,且均有充足的硝化液补充作为反硝化的物质基础。另外,A1 作为主要的反硝化工艺段应分配更多的药量,以实现更佳的碳源利用效率。
- (3) 好氧段水力停留时间(T_0)和缺氧段水力 停留时间 (T_A) 的调整。 T_A 越大,越有利于脱氮,提 高混合液回流和增大缺氧段池容均会增大 T,,但混 合液回流过高会影响处理能力。国内提标前建设投 产的 AAO 工艺污水厂,一般好氧段比缺氧段水力停 留时间长, T_A/T₀ 多在 40%~70%, 如本研究中原有 普通强化脱氮 AO 工艺 T_A/T_0 为 66.3%。其原因是 以往生物反应池削减的污染物以氨氮和 CODc. 为 主,这两种污染物主要在好氧段处理,且可将其浓度 控制得远低于排放标准,例如氨氮质量浓度可低至 0.5 mg/L 以下 $^{[20]}$, COD $_{\rm Cr}$ 质量浓度可低至 $10\sim 20$ mg/L。然而,提标至一级 A 排放标准后,生物反应 池总池容未变,原有的工艺处理后,出水 TN 质量浓 度常为 13.0~15.0 mg/L,甚至存在超标的风险,TN 去除率一般低至50%以下。因此,原工艺设置已经 无法满足新标准下 TN 出水稳定达标的要求,继续 维持原有的 T_0/T_A 值, 氨氮和 COD_{C_0} 处理后浓度仍 远低于一级 A 排放标准,而出水 TN 浓度却处于较 高的水平。因此,完全可将部分好氧段改造为缺氧 段,以减小好氧段水力停留时间,并增大缺氧段水力 停留时间以保障反硝化作用更充分进行,进一步降 低 TN 浓度。因此,本次技改至多级 AO 工艺,将部 分好氧段池容分配给了缺氧段, T_A/T_0 为 201.9%, TN 去除率从原工艺的 47.6%提高至现工艺的 60% 以上,平均出水 TN 质量浓度维持在 11.7 mg/L,且 出水氨氮和 CODcr 质量浓度分别仍控制在 0.5 mg/L 以下和 20 mg/L 左右,稳定地实现这些关键污染物 的一级 A 达标排放。
 - (4) 在 TN 处理过程中进行实时动态监测,作

为多级 AO 工艺的配套技术,以指导工艺调整。污水处理厂一般仅在末端出水处安装总氮在线监测仪,监测尾水 TN 排放浓度,而在生化反应段安装 TN 监测仪的情况鲜见。因此,当发现出水 TN 浓度偏高或面临超标风险再对生物反应池工艺进行调整具有滞后性,常无能为力。因此,有必要在多级 AO 工艺中 O2 好氧段增设 TN 在线监测仪,在处理过程中实时跟踪 TN 浓度,并依据 TN 浓度高低指导碳源投加、回流比调节、进水量控制等工艺调整,会更加快速和准确地做出对策响应。例如,当监测的 TN 质量浓度高于 14 mg/L 时,应立即采取提高内回流比、调大碳源开度等措施,必要时还需调小进水堰门开度,降低生物反应池进水量。因此,在生化反应段就能跟踪 TN 处理的达标情况。

2.2.2 改良型多级 AO 工艺脱氮优势

改良型多级 AO 工艺有利于提高脱氮效果的主要原因如下。

- 一是缺氧段水力停留时间得到大幅增加,反硝化进行更充分,TN 去除率高,同时也不影响氨氮处理效果。
- 二是建立在 DO 浓度基础上碳源多投加点位的设计,使得碳源的投加更精准,利用更高效,减少了聚磷菌和其他微生物对碳源的摄取以及化学消解。
- 三是两缺氧段拉开一定间距,回流的硝化液和 01 好氧段产生的硝化液分别为 A1 缺氧段和 A2 缺氧段的反硝化作用提供充足的物质基础,且分配均衡,相比普通强化脱氮 AO 模式下仅依赖内回流补充硝化液更合理。

四是依据硝氮仪反馈的浓度数值,更易于指导朝着有利于脱氮效果提升的方向进行工艺调节。

2.2.3 多级 AO 工艺的节能降耗效应

(1) 多级 AO 工艺实际运动过程中具有较好的节能效果。从理论和实际运行分析来看,多级 AO 工艺比普通强化脱氮 AO 工艺更节约电耗。一是通过池容重新分配,好氧段池容减少了,对应的好氧段曝气区域也减少了,理论上曝气范围降低了 45%,曝气更集中和有效^[21];二是 O1 好氧段产生部分硝化液补给 A2 缺氧段,可在一定程度上减轻 A1 缺氧段前端混合液回流压力,由原工艺通常设置的回流比 200%调低至多级 AO 工艺的 150%。污水厂这两种大功率设备工作负荷的降低可减少一定的电耗。本研究中 2018 年—2021 年各年平均吨水电耗如表

3 所示,吨水电耗呈现逐步下降趋势,从 2018 年的 0.239 kW·h/m³降至 2021 年的 0.197 kW·h/m³,总降幅约为 17.6%,表明技术改造为多级 AO 工艺起到了较好的节能效果。

表 3 2018 年—2021 年各年平均吨水电耗 Tab. 3 Average Power Consumption per Cubic Meter Wastewater from 2018 to 2021

年份	电耗/(kW·h·m ⁻³)
2018年	0. 239
2019年	0. 208
2020年	0. 203
2021年	0. 197

(2) 多级 AO 工艺实际运行过程中药剂消耗分 析。污水处理中影响碳源用量的因素众多,包括: ① 进出水 TN 浓度;② 实际处理水量;③进出水 BOD, 浓度; ④ 每批次碳源有效成分含量; ⑤ 不同 时期 MLSS 浓度差异;⑥ 其他微生物对碳源的消 耗:⑦ 不同人员加药操作的精细控制程度。因此, 难以全面考虑这些因素构建一个药剂使用的综合考 核指标,从技术层面评价药剂的节省效应。本研究 提出"吨氮药耗"指标,即每削减1 t TN 需要的碳源 有效成分,综合考虑了进出水 TN 浓度、实际处理水 量、碳源定为液态乙酸钠、碳源有效成分含量等主要 因素,比较适用于强化脱氮工艺,可粗略评价多级 AO 工艺药剂节省效应。通过计算,2018 年—2021 年各年平均吨氮药耗分别为 654.28、627.85、 633.80 kg 和 611.39 kg,2021 年比 2018 年降低了约 6.6%。表明改造为多级 AO 工艺,具有一定的降低 药耗效果,但不太明显,有待进一步提高。

综上,改良型多级 AO 工艺脱氮效率明显优于普通强化生物脱氮 AO 工艺。同时,曝气和内回流的减少也起到了降低电耗作用。另外,在实际应用中发现,多级 AO 工艺具有更强的抗水量和高 TN 浓度进水的冲击性,可较好地实现满负荷甚至略超负荷运行,也能对较高 TN 浓度的进水起到更好的脱氮效果。例如,当 2021 年度偶尔出现进水 TN 接近或者超过设计质量浓度阙值(40 mg/L)时,该工艺也能实现 TN 有效处理至达标排放要求。

3 结论

(1) 本研究的多级 AO 工艺布局为 AOAO 结构,通过池容重新分配, 缺氧段水力停留时间从

WATER PURIFICATION TECHNOLOGY

- 4.44 h 提高至 7.45 h,比普通强化脱氮 AO 工艺提高了 67.8%,为好氧段水力停留时间的 201.9%。该工艺稳定运行时平均出水 TN 质量浓度为 11.9 mg/L,平均出水氨氮质量浓度为 0.3~0.5 mg/L,较好地满足了一级 A 排放标准。TN 最高去除率达77.8%,2021 全年平均去除率为 61.5%,比普通强化脱氮 AO 工艺的 47.6%(2018 年),提高了约29.2%,表明多级 AO 工艺具有更佳的脱氮效果。
- (2) 多级 AO 工艺新增缺氧段底部采用曝气可调和推流搅拌配套技术,确保污水正常流动;依据池上各段 DO 浓度布设碳源投加点位,稳定运行时药耗比普通强化脱氮工艺降低了约 6.6%,碳源利用相对更高效,且有进一步提升的空间;生物反应池末端安装的硝氮监测仪可指导对该系统朝着理想的脱氮效果进行工艺调控。
- (3) 该多级 AO 工艺具有较好的节能效果,吨水电耗呈逐年下降趋势,2021 年稳定运行时吨水电耗仅 0.197 kW·h,比普通强化脱氮工艺降低了约17.6%。

该工艺进一步研究可朝着提高反硝化碳源利用 效率、降低单位电耗等方向进行。

参考文献

- [1] 张鹤清,朱帅,吴振军,等. 城镇污水处理厂"准Ⅳ类"标准 提标改造技术简析[J]. 环境工程, 2019, 37(6): 26-30. ZHANG H Q, ZHU S, WU Z J, et al. Analysis of "quasicategory IV" standard upgrading and reconstruction technology for municipal wastewater treatment plants [J]. Environmental Engineering, 2019, 37(6): 26-30.
- [2] 周圆,支丽玲,郑凯凯,等. 城镇污水处理厂活性污泥反硝化速率的影响因素及优化运行研究[J]. 环境工程, 2020, 38(7):100-108.
 - ZHOU Y, ZHI L L, ZHENG K K, et al. Influencing factors and optimization analysis of denitrification rate in urban wastewater treatment plants[J]. Environmental Engineering, 2020, 38(7): 100–108.
- [3] 王晓磊,押玉荣,吴江渤,等. DN/CN 强化脱氮技术在污水 厂提标改造中的应用[J]. 中国给水排水,2020,36(11): 15-20.
 - WANG X L, YA Y R, WU J B, et al. Application of DN/CN enhanced nitrogen removal technology in upgrading and reconstruction of wastewater treatment plant [J]. China Water & Wastewater, 2020, 36(11): 15-20.
- [4] 吴代顺,杨昕怡,于雪,等.碳氮比对硝化过程微生物代谢及功能基因的影响[J].中国给水排水,2021,37(7):20-26.

- WU D S, YANG X Y, YU X, et al. Effect of C/N ratio on microbial metabolism and related functional genes in biological nitrification process[J]. China Water & Wastewater, 2021, 37 (7): 20-26.
- [5] 李娜, 刘来胜, 杨平, 等. 低温条件下 AO 工艺结合微生物 强化技术处理生活污水试验[J]. 净水技术, 2020, 39(9): 98-104.
 - LI N, LIU L S, YANG P, et al. Experiment of domestic sewage treatment by AO process combined with enhanced microbial technology under low temperature [J]. Water Purification Technology, 2020, 39(9): 98-104.
- [6] 彭赵旭,彭永臻,左金龙. 同步硝化反硝化的影响因素研究 [J]. 给水排水,2009,35(5):167-171.

 PENG Z X, PENG Y Z, ZUO J L. Study of influence factors on simultaneous nitrification and denitrification [J]. Water & Wastewater Engineering, 2009, 35(5):167-171.
- [7] 国家环境保护总局,国家质量监督检验检疫总局.城镇污水 处理厂污染物排放标准:GB 18918—2002[S].北京:中国 环境出版社,2002. State Environmental Protection Administration, General

Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China. Discharge standard of pollutants for municipal wastewater treatment plant; GB 18918—2002[S]. Beijing; China Environmental Science Press, 2002.

- [8] 李国超,王文华,王悦,等. AO 两级生物滤池的同步硝化反硝化脱氮试验[J]. 净水技术,2021,40(12):78-83,131.

 LI G C, WANG W H, WANG Y, et al. Experiment of simultaneous nitrification and denitrification for nitrogen removal in two-stage AO biological filter [J]. Water Purification Technology, 2021,40(12):78-83,131.
- [9] 中华人民共和国环境保护部. 水质 总氮的测定 碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法: HJ 636—2012[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2012.

 Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China. Water quality——Determination of total nitrogen——Alkaline potassium persulfate digestion UV spectrophotometric method: HJ 636—2012 [S]. Beijing: China Environmental
- [10] 中华人民共和国环境保护部. 水质 氨氮的测定 纳氏试剂分光光度法: HJ 535—2009[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2010.

Science Press, 2012.

- Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China. Water quality——Determination of ammonia nitrogen——Nessler's reagent spectrophotometry: HJ 535—2009 [S]. Beijing; China Environmental Science Press, 2010.
- [11] 中华人民共和国环境保护部. 水质 化学需氧量的测定 重铬酸盐法: HJ 828—2017[S]. 北京:中国环境科学出版社, 2017.

(下转第115页)

WATER PURIFICATION TECHNOLOGY

- Journal of Nanjing Forestry University (Natural Sciences Edition), 2012, 36(1): 1-7.
- [8] HUANG K X, MOHAN M, GEORGE A, et al. Integration of acetic acid catalysis with one-pot protic ionic liquid configuration to achieve high-efficient biorefinery of poplar biomass[J]. Green Chemistry, 2021, 23: 6036-6049. DOI: 10.1039/D1GC01727F.
- [9] XU J H, GAO F, WANG H, et al. Organic/inorganic hybrid waterborne polyurethane coatings with self-healing properties for anticorrosion application [J]. Progress in Organic Coatings, 2023, 174: 107244. DOI: 10.1016/j.porgcoat.2022.107244.
- [10] WANG Q H, PAN X F, GUO J J, et al. Lignin and cellulose derivatives-induced hydrogel with asymmetrical adhesion, strength, and electriferous properties for wearable bioelectrodes and self-powered sensors [J]. Chemical Engineering Journal, 2021, 414; 128903. DOI; 10.1016/j.cej.2021.128903.
- [11] PAN Z H, HUANG Y R, GUO H Y, et al. Synthesis of dual pH and temperature-sensitive Poly (N-isopropylacrylamide-co-acrylic acid)/sewage sludge ash hydrogel with the simultaneously high performance of swelling and deswelling [J]. Polymers for Advanced Technologies. 2022, 33(1): 235-245.
- [12] LI D K, LI Q, MAO D Y, et al. A versatile bio-based material for efficiently removing toxic dyes, heavy metal ions and

- emulsified oil droplets from water simultaneously [J]. Bioresource Technology, 2017, 245; 649–655. DOI: 10.1016/j. biortech. 2017. 09. 016.
- [13] SULLIVAN A O', LONG B, VERMA V, et al. Solid-state and particle size control of pharmaceutical cocrystals using atomization-based techniques [J]. International Journal of Pharmaceutics, 2022, 621: 121798. DOI: 10.1016/j.ijpharm. 2022.121798.
- [14] LAAZIZ S A, RAJI M, HILALI E, et al. Bio-composites based on polylactic acid and argan nut shell; Production and properties
 [J]. International Journal of Biological Macromolecules, 2017, 104; 30-42. DOI; 10. 1016/j. ijbiomac. 2017. 05. 184.
- [15] LIZUNDIA E, SIPPONEN M H, GRECA L G, et al. Multifunctional lignin-based nanocomposites and nanohybrids [J]. Green Chemistry, 2021, 23: 6698-6760. DOI: 10.1039/ D1GC01684A.
- [16] YANG B, ZHANG M Y, LU Z Q, et al. Toward improved performances of para-aramid (PPTA) paper-based nanomaterials via aramid nanofibers (ANFs) and ANFs-film [J]. Composites Part B: Engineering, 2018, 154: 166-174. DOI: 10.1016/j. compositesb. 2018. 07. 061.

(上接第83页)

Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China. Water quality——Determination of the chemical oxygen demand——Dichromate method; HJ 828—2017 [S]. Beijing; China Environmental Science Press, 2017.

- [12] 中华人民共和国环境保护部. 水质 五日生化需氧量(BOD₅)的测定 稀释与接种法: HJ 505—2009[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2009.
 - Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China. Water quality——Determination of biochemical oxygen demand after 5 days (BOD₅) for dilution and seeding method; HJ 505—2009 [S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2009.
- [13] 朱开贞,钱云坤,张传义.(A/O)²-SBR 工艺强化氮磷去除特性研究[J]. 环境科学与技术, 2020, 43(4): 145-150. ZHU K Z, QIAN Y K, ZHANG C Y. Study on the performance of nitrogen and phosphorus removal enhanced by modified fly ash in (A/O)²-SBR process [J]. Environmental Science and Technology, 2020, 43(4): 145-150.
- [14] REGMI P, MILLER M W, HOLGATE B, et al. Control of aeration, aerobic SRT and COD input for mainstream nitritation/denitritation[J]. Water Research, 2014, 57: 162-171. DOI: 10.1016/j. watres. 2014. 03. 035.
- [15] REGMI P, STURM B, HIRIPITIYAGE D, et al. Combining continuous flow aerobic granulation using an external selector and carbon-efficient nutrient removal with AvN control in a full-scale simultaneous nitrification-denitrification process [J]. Water Research, 2022, 210; 117991. DOI: 10.1016/j.watres. 2021. 117991.

- [16] 张芸蓓, 马民, 宫玲, 等. A/A/O 污水处理工艺脱氮效果模拟及优化[J]. 中国给水排水, 2022, 38(1): 88-94.

 ZHANG Y B, MA M, GONG L, et al. Simulation of denitrification of A/A/O process and its optimization[J]. China Water & Wastewater, 2022, 38(1): 88-94.
- [17] 唐义, 马邕文, 万金泉, 等. 外加固体缓释碳源的两段反硝化工艺脱氮性能[J]. 环境科学, 2021, 42(7): 3392-3399. TANG Y, MA Y W, WAN J Q, et al. Two-stage denitrification process performance with solid slow-release carbon source [J]. Environmental Science, 2021, 42(7): 3392-3399.
- [18] 周乙新,李激,王燕,等. 城镇污水处理厂低浓度进水原因分析及提升措施[J]. 环境工程,2021,39(12):25-30.

 ZHOU Y X, LI J, WANG Y, et al. Reason analysis and improvement measures for low pollutants concentration of influent water of urban sewage treatment plants [J]. Environmental Engineering, 2021,39(12):25-30.
- [19] SABBA F, TERADA A, WELLS G, et al. Nitrous oxide emissions from biofilm processes for wastewater treatment [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2018, 102 (22): 9815-9829.
- [20] KIM D, KIM TS, RYU HD, et al. Treatment of low carbon-tonitrogen wastewater using two-stage sequencing batch reactor with independent nitrification [J]. Process Biochemistry, 2008, 43 (4): 406-413.
- [21] THIRD K A, GIBBS B, NEWLAND M, et al. Long-term aeration management for improved N-removal via SND in sequencing batch reactor[J]. Water Research, 2005, 39(15): 3523-3530.