

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2021.04.019

南宁水塘江水质净化厂曝气生物滤池工艺调试与运行

黄炜琰, 黄麒玮, 廖 东, 徐章亮, 黄丽娜
(光大水务<南宁>有限公司, 广西 南宁 530000)

摘 要: 介绍了南宁水塘江水质净化厂 EBAF[®]曝气生物滤池的调试与运行情况。调试与运行结果表明,在低碳氮比的进水水质条件下,采用了更高设计滤速与负荷的 EBAF[®]曝气生物滤池 50 d 即完成挂膜与驯化,同时在经过动态控制碳源投加量和回流比后,出水各项指标均满足《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)的一级 A 标准。该 BAF 污水厂的快速启动、稳定运行可为处理低浓度南方生活污水提供新的工艺思路和调试运行经验。

关键词: 曝气生物滤池; 调试; 脱氮; 碳源

中图分类号: TU992 **文献标识码:** B **文章编号:** 1000-4602(2021)04-0092-05

Commissioning and Operation of EBAF[®] in Nanning Shuitangjiang Sewage Treatment Plant

HUANG Wei-liu, HUANG Qi-wei, LIAO Dong, XU Zhang-liang, HUANG Li-na
(Everbright Water <Nanning> Co. Ltd., Nanning 530000, China)

Abstract: The commissioning and operation of EBAF[®] biological aerated filter (BAF), which is used as the main treatment process in the Nanning Shuitangjiang Sewage Treatment Plant, are introduced. The commissioning and operation results show that under the condition of low influent C/N ratio, it took only 50 days for EBAF[®] with higher design filtration velocity and load to complete the process of biofilm attachment and acclimation. After dynamic control of carbon source dosage and nitrate liquid return ratio, the effluent indicators can meet the first level A requirements specified in *Discharge Standard of Pollutants for Municipal Wastewater Treatment Plant* (GB 18918-2002). The rapid start-up and stable operation of the BAF sewage treatment plant can provide new process ideas and commissioning experience for the treatment of low-concentration domestic sewage in southern areas.

Key words: biological aerated filter (BAF); commissioning; nitrogen removal; carbon source

我国第一座曝气生物滤池(BAF)于2001年在大连市马栏河污水处理厂正式投产运行,处理规模为 $12 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$,服务人口约35万人。目前该厂运行稳定,说明BAF工艺在北方具有较好的适用性。南宁水塘江水质净化厂为广西第一座采用BAF作为主要生化处理手段的万吨级污水处理厂,其设计处理规模为 $4 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$,工艺流程为预处理+EBHES[®]高密度沉淀池+EBAF[®]前置DN生物滤池+EBAF[®]CN生物滤池+V型滤池+紫外线消

毒,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标准。通过介绍该厂的调试与运行情况,对过程中出现的问题进行分析、总结并提出解决办法,可为处理低浓度南方生活污水提供新的工艺思路。

1 工程设计

1.1 工艺流程

水塘江水质净化厂原水主要为生活污水和少量工业园区尾水,且具有泥沙含量较大的特点。预处

理部分采用粗格栅+细格栅+曝气沉砂池工艺,充分考虑了水质特点及对后续生化工艺的影响。同时在预处理段后端设置了EBHES®高密度沉淀池和超细格栅,通过化学沉淀去除掉污水中大部分磷以及SS,确保进水EBAF® DN池的SS不高于80 mg/L,并且防止纤维状物质堵塞滤头。生化段进一步针对污水进水浓度低的特征和出水排放标准的要求,采用合理分配碳源以强化脱氮的BAF处理工艺。最后设置V型滤池去除SS,进一步保证出水水质。采用紫外线消毒,出水水质达到一级A标准后排入水塘江。

水塘江水质净化厂污水处理工艺流程见图1。

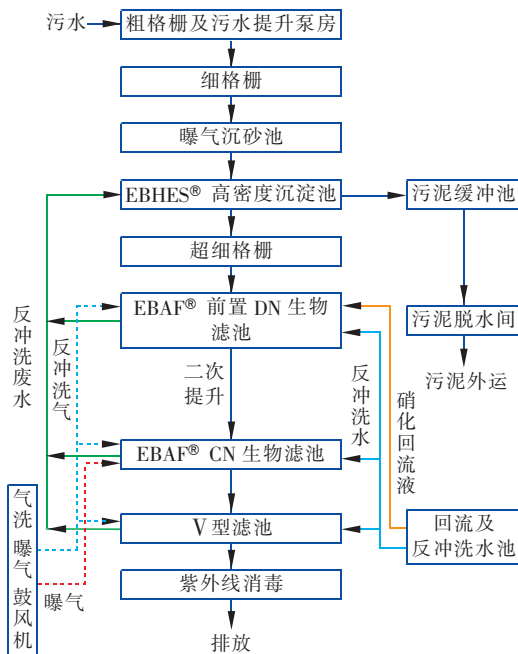


图1 污水处理工艺流程

Fig.1 Process flow chart of Shuitangjiang WWTP

设计进、出水水质见表1。

表1 设计进、出水水质

Tab.1 Design influent and effluent quality

mg · L⁻¹

| 项目 | COD | BOD ₅ | NH ₃ - N | SS | TP | TN |
|----|-----|------------------|---------------------|-----|-----|----|
| 进水 | 200 | 70 | 40 | 150 | 3.5 | 50 |
| 出水 | 50 | 10 | 5(8) ^① | 10 | 0.5 | 15 |

注: ①括号内为水温≤12℃时的指标。

1.2 EBAF® DN/CN 生物滤池设计

EBAF® DN/CN 生物滤池设计流量为 4×10^4 m³/d ($K_z = 1.42$)。其中 DN 滤池 1 座 8 格并联,单格设计尺寸为 6 m × 9.34 m × 6.6 m;设计反硝化负

荷为 1.04 kgNO₃⁻ - N/(m³ · d),硝化液最大回流比为 216%,平均滤速(含最大回流)为 11.75 m/h,峰值强制滤速(含最大回流、峰值进水、反洗废水等)为 16.49 m/h,均大于《生物滤池法污水处理工程技术规范》(HJ 2014—2012)中前置反硝化滤池采用的滤速(8.0 ~ 10.0 m/h)。

CN 滤池设计为 1 座 12 格并联,单格设计尺寸为 7 m × 10.5 m × 7.5 m,设计 BOD₅ 负荷为 0.68 kg/(m³ · d),硝化负荷为 0.40 kgNH₃ - N/(m³ · d),平均滤速(含最大回流)为 5.97 m/h,峰值强制滤速(含最大回流、峰值进水、反洗废水等)为 9.6 m/h,均大于《生物滤池法污水处理工程技术规范》(HJ 2014—2012)中硝化滤池采用的滤速(1.5 ~ 3.5 m/h)。

EBAF® DN/CN 生物滤池均采用第三代生物滤池 BIOFOR 技术,底部为气水混合室,混合室上方设置了专用长柄滤头、垫层、密度大于水的滤料等^[1],滤头安装密度为 63 个/块滤板。采用生物陶粒滤料,DN 池滤料粒径为 4 ~ 8 mm;CN 池滤料粒径为 3 ~ 5 mm。DN 池滤料层厚为 3 m,不设置鹅卵石垫层;CN 池滤料层厚为 4 m,通过滤头进行曝气,未采用传统的单孔膜曝气器。

DN/CN 生物滤池均采用气、水联合反冲洗,反冲洗水洗强度分别为 8.33、5.55 L/(m² · s),气洗强度分别为 25、19.44 L/(m² · s)。

2 调试与运行

2.1 挂膜与驯化

本项目工艺核心单元为 EBAF®,调试期约为 50 d,水温约为 20℃。

2019 年 11 月 30 日起,通过投加絮凝剂,将 EBHES®高密度沉淀池的出水 TP 控制在约 1 mg/L,目的是减少后端滤池进水 SS 浓度以降低滤池运行负荷,同时也满足菌种增殖对磷元素的需求。高密度沉淀池沉淀、浓缩后的污泥经过离心脱水后,产生含水率约 80% 的脱水污泥约 22 t/d。

调试期间(2019 年 11 月 30 日为第 1 天),平均处理量为 2×10^4 m³/d,单池负荷按设计值的 100%,投运 4 座 DN 滤池、6 座 CN 滤池,连续泵入污水进行自然挂膜。DN 生物滤池平均进水水质:COD 为 119.1 mg/L,BOD₅ 为 51.5 mg/L,SS 为 35 mg/L,NH₃ - N 为 29.1 mg/L,TN 为 34.6 mg/L,TP 为 1.0 mg/L。BAF 生物滤池调试情况见表 2。

表2 BAF系统调试情况

Tab.2 Commissioning of BAF system

| 调试阶段 | 时间/d | 调试内容 | 控制参数 | 调试效果 |
|-------------|-------|-----------|--|---|
| 驯化及CN滤池培养阶段 | 0~18 | 硝化菌的培养驯化 | DN滤池DO约0.2 mg/L, ORP约100 mV; CN滤池DO约8 mg/L。DN滤池、CN滤池分别于12月6日、12日完成第一轮反洗,之后保持反洗频率为DN滤池1次/3 d、CN滤池1次/4 d | 从反洗出水判断滤池内已具有一定微生物量 |
| DN滤池培养阶段 | 19~39 | 反硝化菌的培养驯化 | 19~24 d,根据出水硝态氮浓度,将回流比从30%逐渐调整至100%,此时DN滤池仅使用污水内碳源进行挂膜培养。25~39 d,定量进行外碳源(30%乙酸钠)投加,投加COD浓度值为75 mg/L,并逐步调整硝化液回流比至150%。本阶段反洗频率为DN滤池1次/2 d、CN滤池1次/3 d | 其间出水TN逐渐降至15 mg/L左右,但仍存在个别时段COD、TN超标的现象 |
| 稳定运行阶段 | 40~50 | 动态控制,稳定出水 | 根据实时进水在线监测数据和进水流量,对加药量及回流比进行动态控制(频率为1次/2 h)。本阶段反洗频率DN滤池1次/2 d、CN滤池1次/3 d,并根据反洗效果对反洗参数进行调整 | 出水水质达标 |

2.2 调试阶段对主要污染物的去除效果

2.2.1 对COD的去除效果

调试阶段BAF对COD的去除效果见图2。

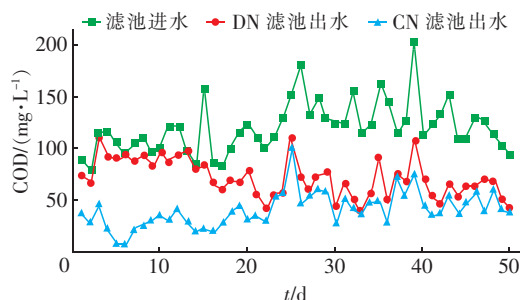


图2 EBAF®生物滤池对COD的处理效果

Fig.2 COD removal effect by EBAF®

由图2可知,2019年11月30日—12月17日(0~18 d),COD去除主要在CN滤池内进行,其间CN滤池出水COD呈上升趋势。因为此阶段BAF生物量较少,去除有机物的作用机理主要为过滤截留,同时DN滤池使用的滤料粒径较CN滤池大,故DN滤池孔隙率较大,截留能力弱,主要的过滤截留发生在CN滤池内。另外,CN滤池出水COD呈现上升趋势的原因主要是在适宜的水温、好氧、低营养条件下,CN滤池内好氧自养型的硝化细菌大量增殖,并不断新陈代谢,老化的生物膜被气水冲刷脱落,部分菌胶团随着出水流走,造成COD上升。同时考虑到挂膜初期,生物膜黏着性较差,降低了滤池反洗强度,滤池更容易吸附饱和,造成局部穿透。

2019年12月18日—2020年1月7日(19~39 d),COD主要通过DN滤池经反硝化作用进行消耗。12月18日起,通过将回流比从30%逐渐调整至100%,大量回流的硝化液为反硝化细菌提供了

充足的电子受体,同时DN滤池维持的缺氧环境进一步促进反硝化反应的进行,消耗污水中的内碳源^[2]。随着反硝化细菌的增殖,DN滤池的出水COD呈现下降的趋势,但受制于内碳源的可利用率,最后DN滤池的COD去除率稳定在50%左右(12月20日—23日DN滤池平均COD去除率为54.3%)。2019年12月24日—2020年1月7日(25~39 d)进行外碳源(30%乙酸钠)的定量投加后,DN滤池COD平均去除率提高到68.0%,但由于进水TN变化较大,导致回流液硝态氮浓度与碳源浓度不匹配,造成DN滤池出水COD波动较大。

2020年1月8日—18日(40~50 d),经过动态控制加药量,DN滤池出水COD趋于平稳,DN滤池平均COD去除率为69.5%,出水COD平均为59.1 mg/L;BAF系统平均COD去除率为77.4%,出水COD平均为43.8 mg/L。

2.2.2 对NH₃-N的去除效果

BAF系统启动的关键步骤是CN滤池硝化液的产生,之后方能通过回流进行反硝化菌的培养。CN滤池的运行情况可通过NH₃-N的变化情况进行判断。BAF系统NH₃-N的去除效果如图3所示。

由图3可知,2019年11月30日—12月12日(0~13 d),由于调试初期CN滤池的硝化细菌附着量较少,物理过滤截留作用对NH₃-N无去除效果,所以滤池NH₃-N去除率较低。

12月13日—20日(14~21 d),随着运行时间增加,CN滤池内的生物量逐渐增多,同时低COD、高氧的环境,有利于自养型硝化细菌在同异养菌的竞争中成为优势菌种,硝化效率急剧上升。此外,BAF具有水力停留时间(HRT)与污泥停留时间

(SRT)分离的特点,在人工干预下,延长了调试初期CN滤池的反洗频率,进一步有利于世代时间较长的硝化细菌富集。所以,CN滤池在短时间内取得了良好的硝化效果^[3], $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率由12日的2.9%骤升至20日的92.6%。12月21日后,滤池平均 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率稳定在93.0%,出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 平均为1.7 mg/L。

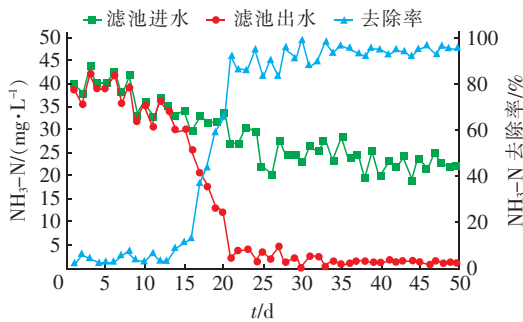


图3 EBAF®生物滤池对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的处理效果

Fig. 3 $\text{NH}_3\text{-N}$ removal effect by EBAF®

2.2.3 对TN的去除效果

反硝化菌在无氧或缺氧的条件下以硝态氮作为电子受体,将其还原为 N_2 或 N_2O ,这个过程主要在DN滤池内进行^[4]。通过观察TN的变化,可以判断DN滤池运行情况。BAF系统对TN的去除效果如图4所示。由图4可知,调试初期在无硝化液回流的作用下系统TN无明显的去除效果。2019年12月6日进行第一轮反洗,观察到反洗出水悬浮了大量生物絮体,且沉降性良好,可见DN滤池内已具有一定微生物量。

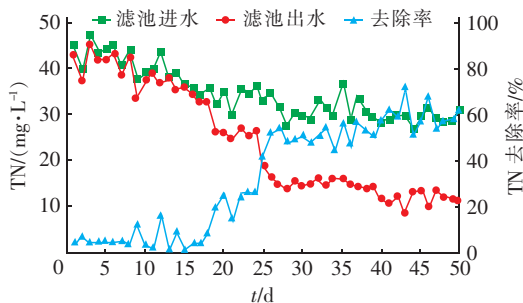


图4 EBAF®生物滤池对TN的处理效果

Fig. 4 TN removal effect by EBAF®

2019年12月18日—23日(19~24 d),开启硝化液回流,回流比从30%逐渐调整至100%,此时的TN去除率逐步从15.5%提高到26.6%。但经过计算发现,有效的回流比仅为18%~36%,与实际效果偏差较大[由最大脱氮率 $=R/(1+R)$ 推导得 $R=$

最大脱氮率/(1-最大脱氮率)],计算出理论回流比]。推测主要由碳源浓度不足所致,一般 $\text{BOD}_5/\text{TN} \geq 4$,才可认为碳源刚刚满足反硝化菌利用,滤池进水 $\text{BOD}_5/\text{TN} = 1.49 < 4$,含有相对较多的氮,反硝化反应营养物质不足,需外加碳源。

2019年12月24日—2020年1月7日(25~39 d),定量投加外碳源(30%乙酸钠)后,TN去除率上升明显,达到了50.6%。但是,滤池出水TN仍在14.0~16.6 mg/L之间波动,无法稳定控制在15 mg/L以下。尝试将回流比从设计流量的100%逐渐调整至150%,收效甚小。

经过分析,原因主要是生活污水水质和水量变化较大,在无均量均质的情况下,定量加药以及定回流比无法匹配实际需去除的TN浓度。或造成碳源不足,限制反硝化反应,导致出水TN超标;或由于碳源投加量过高,超出系统有机负荷范围,造成出水COD增大^[5]。

2020年1月8日—18日(40~50 d),经过前后反馈动态控制碳源的投加量,同时以实时进水水质、水量作为基数计算得理论回流比并进行动态调整。其中前反馈碳源投加量计算公式如下:

$$C_m = 5N \quad (1)$$

式中: C_m 为外部碳源投加量(以COD计),mg/L; N 为需要依靠外部碳源反硝化去除的硝酸盐氮量^[6],mg/L。

后反馈是以出水TN在线监测仪表数值进行预警,控制投加药量,保证出水稳定达标。

最终滤池出水TN趋于平稳,平均值为12.6 mg/L,平均去除率达到57.0%。

2.3 EBAF®生物滤池稳定运行效果

2020年1月19日—2月18日,BAF水温约为20℃,单池水力负荷约为设计值的100%,回流比为理论值的120%,日平均投加碳源(30%乙酸钠)COD为67 mg/L,DN池ORP保持在-300 mV;CN池DO控制在4~6 mg/L,运行效果如表3所示。

表3 EBAF®系统污染物去除效果

Tab. 3 Removal effect of EBAF® system

mg·L⁻¹

| 项目 | COD | BOD ₅ | SS | $\text{NH}_3\text{-N}$ | TN | TP |
|--------|------|------------------|-----|------------------------|------|-----|
| BAF 进水 | 74.0 | 30.5 | 30 | 23.2 | 28.7 | 0.8 |
| BAF 出水 | 32.6 | 6.1 | 5.0 | 0.55 | 13.1 | 0.2 |

由表3可知,EBAF®可在冬季且有机物浓度较

低($BOD_5/TN = 1.05$)的情况下稳定运行。各项指标均能满足一级 A 标准。

3 运行中存在的问题及解决办法

① CN 滤池反洗过程中,偶尔会出现“炸料”现象。主要是因为 CN 滤池长时间未进行反洗或进水有机物浓度高,水温适宜等有利于微生物快速增殖的条件,导致滤料间生物膜变厚,局部滤料黏结。随着反洗进程的推进,尤其是在气水洗阶段,板结的滤料下方不断气压累积,最后在滤料层较薄的区域释放出来,这是滤池洗透的一种表现,但会引起部分滤料流失。对此,一方面可通过工艺调整,控制反洗参数与反洗周期,充分反洗消除滤料黏结的情况;另一方面建议在今后 BAF 的设计中,通过设计适当的防滤料流失结构减少“炸料”引起的滤料流失。

② 由于进水水质、水量波动较大,导致碳源投加量需要进行动态调整。目前水塘江水质净化厂已经初步实现前后反馈来控制碳源的投加量,但仍需要进一步经验积累以及逻辑优化,同时还需要提升流量计、在线监测仪表以及加药泵等配套设备的准确性、精确性和稳定性。

4 结论

经过调试,在低碳氮比的进水水质条件下,采用了更高的设计滤速与负荷的南宁水塘江水质净化厂 EBAF[®]可在冬季水温约为 20℃ 的情况下,50 d 内完成挂膜与驯化,并稳定运行,出水均可满足一级 A 标准。该 BAF 污水厂的快速启动、稳定运行可为处理低浓度南方生活污水提供新的工艺思路。

参考文献:

- [1] 郭景玉. 曝气生物滤池处理化肥工业废水的中试研究[D]. 上海:华东理工大学,2012.
- GUO Jingyu. Pilot Study of Fertilizer Industry Wastewater Using Biological Aerated Filter [D]. Shanghai: East China University of Science and Technology, 2012 (in Chinese).
- [2] 李彭. 不同电子供体深度脱氮工艺及微生物群落特征研究[D]. 北京:清华大学,2014.
- LI Peng. A Study on Processes and Microbial Communities of Tertiary Nitrogen Removal with Different Electron Donors [D]. Beijing: Tsinghua University, 2014 (in Chinese).
- [3] 师帅. 前置反硝化生物滤池的脱氮效能与微生物群落结构解析[D]. 哈尔滨:哈尔滨工业大学,2014.
- SHI Shuai. Nitrogen Removal and Microbial Community Structure in a Pre-denitrification Biofilter [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2014 (in Chinese).
- [4] 娄金生,谢水波,何少华,等. 生物脱氮除磷原理与应用[M]. 北京:国防科技大学出版社,2002.
- LOU Jinsheng, XIE Shuibao, HE Shaohua, et al. Principle and Application of Biological Nitrogen and Phosphorus Removal [M]. Beijing: National University of Defense Technology Press, 2002 (in Chinese).
- [5] 刘秀红,甘一萍,杨庆,等. 碳源对反硝化生物滤池系统运行及微生物种群影响[J]. 水处理技术,2013,39(11):36-40,44.
- LIU Xiuhong, GAN Yiping, YANG Qing, et al. Effects of carbon source types on the operation and nitrifying microbial community of denitrifying biofilter for advanced nitrogen removal [J]. Technology of Water Treatment, 2013, 39(11): 36-40, 44 (in Chinese).
- [6] 郭小春. 污水脱氮工艺外部碳源投加量计算方法探讨[J]. 中国给水排水,2019,35(13):97-100.
- GUO Xiaochun. Discussion on calculation method of external carbon source dosage in sewage denitrification process [J]. China Water & Wastewater, 2019, 35(13): 97-100 (in Chinese).

作者简介:黄伟瑜(1993-),男,广西百色人,大学本科,注册环保工程师,主要从事城镇污水处理厂的运行管理工作。

E-mail:415644292@qq.com

收稿日期:2020-04-17

修回日期:2020-06-10

(编辑:衣春敏)