

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2021.13.005

高排放标准下城市污水深度脱氮技术研究

张玲玲¹, 曹 洋², 顾 森¹, 单旺盛², 尚 巍¹, 陈 轶¹, 游 佳¹,
张 维¹, 李鹏峰¹, 吕小佳¹, 李家驹¹

(1. 中国市政工程华北设计研究总院有限公司, 天津 300074; 2. 天津创业环保集团股份有限公司, 天津 300381)

摘 要: 在对某城市污水处理厂二级出水中氮组分解析的基础上, 研究将深床滤池改造为深床(反硝化)滤池后的脱氮效果、反硝化启动及脱氮影响因素。结果表明, 在水温为 24 ~ 25 °C、碳源投加量为 20 ~ 35 mg/L 的条件下, 历时 10 d 反硝化功能启动完成, 与深床滤池相比, 对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的去除率提高了 23.1%, 对二级生物处理工艺的脱氮过程起到了有效补充作用。深床(反硝化)滤池去除单位质量 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 消耗的 COD 量随水温降低呈对数增加趋势, 低温期采用高碳源投加量提高脱氮效果存在 COD 超标风险时, 需设置出水 COD 保障单元。

关键词: 城市污水; 深度脱氮; 深床滤池; 反硝化; 碳源

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000 - 4602(2021)13 - 0027 - 06

Advanced Nitrogen Removal Technology of Municipal Wastewater under High Discharge Standard

ZHANG Ling-ling¹, CAO Yang², GU Miao¹, SHAN Wang-sheng², SHANG Wei¹,
CHEN Yi¹, YOU Jia¹, ZHANG Wei¹, LI Peng-feng¹, LÜ Xiao-jia¹, LI Jia-ju¹

(1. North China Municipal Engineering Design and Research Institute Co. Ltd., Tianjin 300074, China; 2. Tianjin Capital Environmental Protection Group Co. Ltd., Tianjin 300381, China)

Abstract: Based on nitrogen components analysis in secondary effluent of a municipal wastewater treatment plant, the nitrogen removal performance, denitrification start-up and influencing factors after the deep bed filter was transformed into the deep bed (denitrification) filter were explored. When water temperature and COD (carbon source) were 24 - 25 °C and 20 - 35 mg/L, the denitrification process was started after 10 days. Compared with the deep bed filter, the removal efficiency of $\text{NO}_3^- - \text{N}$ was increased by 23.1%, and the deep bed (denitrification) filter was an effective supplement to the denitrification process of the secondary biological treatment process. The COD consumption of unit mass $\text{NO}_3^- - \text{N}$ removal by the deep bed (denitrification) filter increased logarithmically with the decrease of water temperature. In low temperature period, an effluent COD guarantee unit should be set if there was a risk of effluent COD exceeding the standard as high carbon source dosage was employed to improve the denitrification efficiency.

Key words: municipal wastewater; advanced nitrogen removal; deep bed filter; denitrification; carbon source

随着水环境质量改善需求的不断提升,我国城镇污水处理厂污染物排放标准不断提高。TN 是水

体富营养化的关键因子之一,在北京、天津和浙江等城市和省区先后发布的地方标准中,对 TN 提出了相对《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)更为严格的要求,例如,天津市《城镇污水处理厂污染物排放标准》(DB 12/599—2015)针对设计规模 $\geq 10\,000\text{ m}^3/\text{d}$ 的城镇污水处理厂,提出了 $\text{TN} \leq 10\text{ mg/L}$ 、 $\text{COD} \leq 30\text{ mg/L}$ 的地方 A 级标准,对城镇污水处理厂脱氮提出了高要求。

城镇污水处理厂的运行表明,通过生物系统的功能优化并在冬季低温期投加碳源可以保障出水 TN 浓度满足国家一级 A 标准^[1-2],但在更为严格的出水 TN 地方标准下,在强化生物系统脱氮效能之外,提高深度处理工艺的脱氮能力,必要时作为二级生物处理工艺脱氮的补充单元势在必行。将混凝/沉淀—深床过滤工艺的深床滤池改造为具有反硝化功能的深床滤池,是提高深度处理脱氮能力的有效措施之一^[3-5]。笔者以执行地方标准的某城市污水处理厂二级出水为研究对象,开展高排放标准下混凝/沉淀—深床(反硝化)滤池脱氮的试验研究,分析深床滤池反硝化功能的启动及脱氮效能,探讨影响深床滤池脱氮的关键因素,并与传统的混凝/沉淀—深床滤池进行对比,以期为污水处理厂针对脱氮的提标改造提供技术支持。

1 试验装置与方法

1.1 试验装置与工艺流程

本研究建立了一套处理规模为 $0.5\text{ m}^3/\text{h}$ 的混凝/沉淀—深床滤池中试装置,工艺流程见图1。

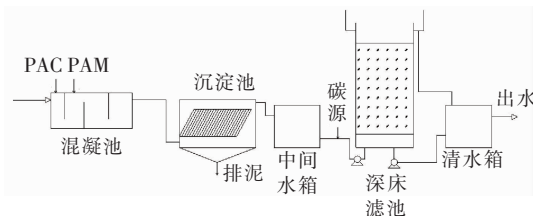


图1 混凝/沉淀—深床滤池工艺流程

Fig. 1 Flow chart of coagulation-sedimentation and deep bed filter process

试验装置由混凝池、沉淀池、中间水箱、深床滤池、碳源投加系统、清水箱以及控制系统组成,深床滤池配套建立了气水反冲洗系统。二沉池出水经过混凝/沉淀处理后,通过清水箱由提升泵进入深床滤池。深床滤池以石英砂为滤料,采用下进上出的运行方式,石英砂粒径为 $1.5 \sim 3.5\text{ mm}$,滤柱高 1.5

m,滤料底部配有粒径依次为 $16 \sim 32$ 、 $8 \sim 16$ 、 $4 \sim 8\text{ mm}$,高度合计 30 cm 的三级砾石承托层。

1.2 运行参数

试验采用的混凝剂和助凝剂分别为商用聚合氯化铝(PAC)和聚丙烯酰胺(PAM),两者的投加量分别为 $5 \sim 10$ 、 0.5 mg/L ;碳源为商用碳源乙酸钠(CH_3COONa),其密度为 $1.1 \times 10^3\text{ kg/m}^3$ 。

混凝采用三级反应,反应时间合计 30 min ;采用斜管沉淀池,沉淀时间为 60 min 。深床滤池反硝化启动期滤速分别控制在 5 、 8 m/h ,反硝化启动完成后的运行期滤速为 5 m/h ;投加碳源后反冲洗周期为 24 h ,采用气洗—气水联合冲洗—水洗的反冲洗方式,气洗强度为 $60 \sim 90\text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,水洗强度为 $12 \sim 16\text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,各段的反冲洗时间分别为 3 、 5 、 10 min 。

1.3 分析项目和方法

TN 采用过硫酸钾氧化—紫外分光光度法测定, $\text{NH}_3\text{-N}$ 采用水杨酸法测定, $\text{NO}_3\text{-N}$ 采用铬变酸法测定,COD 采用消解比色法测定,SS 采用滤膜过滤法测定,STN 和 SCOD 为经过 $0.45\text{ }\mu\text{m}$ 滤膜过滤后测定的 TN 和 COD。

2 试验结果与讨论

2.1 二级出水氮浓度及其组分

选取2018年12月—2019年12月作为一个年度,分析该污水厂二沉池出水 TN 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度的年变化情况,具体如图2所示。

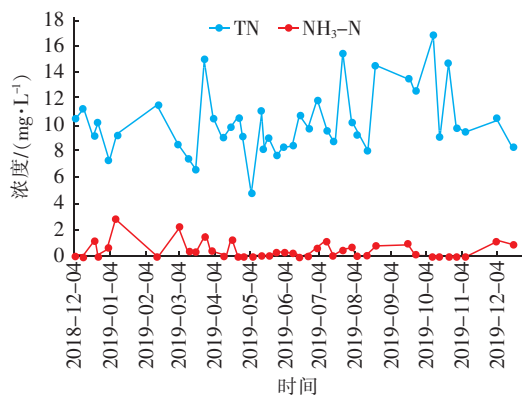


图2 二沉池出水 TN 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度的变化

Fig. 2 Change of TN and $\text{NH}_3\text{-N}$ concentrations in secondary effluent

该污水处理厂执行所在城市地方标准中的 A 标准,要求出水 $\text{TN} \leq 10\text{ mg/L}$,出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度在11月1日—次年3月31日不大于 3.0 mg/L 、其余

时间不大于 1.5 mg/L。从图 2 可以看出,全年二沉池出水氨氮浓度在 0 ~ 2.9 mg/L 之间,可满足地方标准要求;出水 TN 浓度在 4.79 ~ 16.9 mg/L 之间,40.5% 的时间出水 TN 浓度高于 10 mg/L,若要满足地方标准,除原有生物处理系统继续优化运行之外,有必要在二沉池后设置可以进一步降低 TN 浓度的工艺单元。

进一步分析二沉池出水中 TN 的组分构成,结果见图 3。可知,在由 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 和有机氮组成的 TN 中, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 占到了绝大部分比例,在 52.0% ~ 98.3% 之间,平均为 89.0%;其次为有机氮和氨氮,比例分别为 0 ~ 44.4% 和 0 ~ 31.3%,平均为 7.4% 和 3.6%。因此,在二级生物处理系统硝化作用正常的情况下,深度处理中进一步降低出水

TN 浓度主要是提高对 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的去除作用。

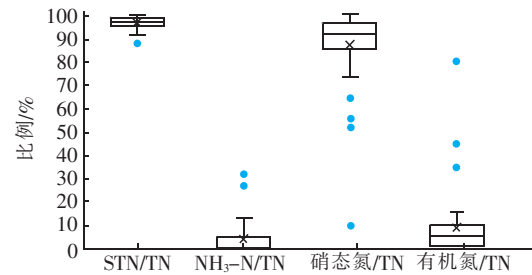


图3 二沉池出水中 TN 的组分构成

Fig.3 TN components in secondary effluent

2.2 混凝/沉淀—深床滤池的脱氮效果

传统的混凝/沉淀—深床滤池在不投加碳源情况下,对二沉池出水 TN 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的去除效果如表 1 所示。

表1 混凝/沉淀—深床滤池对 TN 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的去除效果

Tab.1 Removal of TN and $\text{NO}_3^- \text{-N}$ by coagulation - sedimentation and deep bed filter process $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$

项 目	二沉池出水	混凝/沉淀出水	深床滤池出水
TN	7.13 ~ 11.87(9.23)	6.94 ~ 11.81(9.12)	6.54 ~ 11.54(8.95)
TN 去除量	—	0 ~ 0.48(0.07)	0 ~ 0.60(0.25)
$\text{NO}_3^- \text{-N}$	6.40 ~ 10.80(8.90)	6.40 ~ 10.70(8.89)	6.40 ~ 10.75(8.89)
$\text{NO}_3^- \text{-N}$ 去除量	—	0 ~ 0.01(0.00)	0 ~ 0.01(0.00)

注: 括号内为平均值。

研究表明,混凝/沉淀—深床滤池对二沉池出水 TN 的最高去除量仅为 0.60 mg/L,平均去除量和去除率分别为 0.25 mg/L 和 2.7%,对 TN 没有明显去除效果;二沉池出水与滤池出水的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度基本相同,对 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 几乎无去除作用。二沉池出水 TN 中 STN 的平均占比为 97.0%,而混凝/沉淀—深床滤池对溶解态物质的去除能力较弱^[6],并且该污水厂全年二沉池出水中 90% 的时间 BOD_5/COD 值显著低于污水可生化性较好时的下限值(0.3)^[7],73% 的时间低于可生物处理性较差的极限值(0.25),因而滤料表面极难附着生长微生物,无法依靠生物同化或反硝化作用降低 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 或 TN 浓度。若进一步降低终端出水 TN 浓度,深床滤池需要额外投加碳源发挥反硝化作用强化脱氮。

2.3 深床滤池反硝化的启动

具有反硝化功能的深床滤池在水温适宜时完成反硝化菌的挂膜培养,是其实现根据二级出水 TN 情况灵活选择仅去除 SS 或外加碳源完成 SS 和 TN 同步去除的基础。外加碳源条件下深床滤池反硝化的启动情况如图 4 所示。

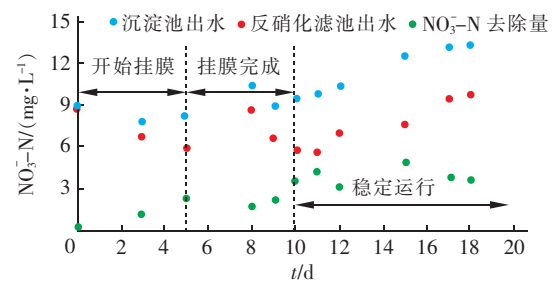


图4 深床滤池反硝化的启动

Fig.4 Start-up of denitrification in deep bed filter

深床滤池启动反硝化功能试验期间的水温为 24 ~ 25 °C,设计外加碳源(以 COD 计)与滤池进水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 质量比为 3 : 1,依据滤池进水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的变化,碳源投加量为 20 ~ 35 mg/L。研究表明,投加碳源后的第 3 天,外加碳源为 20 mg/L 条件下对 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的去除率为 12.8%,微生物反硝化作用开始显现;第 5 天和第 10 天,外加碳源为 30 mg/L 的条件下对 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的去除率逐渐提高到 23.2% 和 35.8%;而后反硝化效果基本稳定,在进水硝态氮为 9.5 ~ 13.3 mg/L 的条件下,其去除量在 3.2 ~ 4.8 mg/L 之间,去除率在 27.1% ~ 40.5% 之间,历时 10

d 左右达到了稳定的反硝化效果。本研究中滤池达到稳定的反硝化所需时间基本与其他文献中,以甲醇为碳源、石英砂为滤料、相近水温与相同滤速下 10~20 d 中的相对较短的启动时间一致^[5],采用商用乙酸钠为碳源,与文献中的甲醇相比,在其他条件相似的情况下深床滤池反硝化达到稳定所需要的时间并没有延长。

滤速是深床滤池运行的重要控制指标,是否有必要调整滤速以得到较短的反硝化挂膜时间,是具有反硝化功能的深床滤池工程应用中的一项关注点。因此,选择深床滤池应用于污水厂深度处理时常规采用的 5~8 m/h 的滤速上下限值,开展滤速对深床滤池反硝化挂膜时间的影响,结果如图 5 所示。

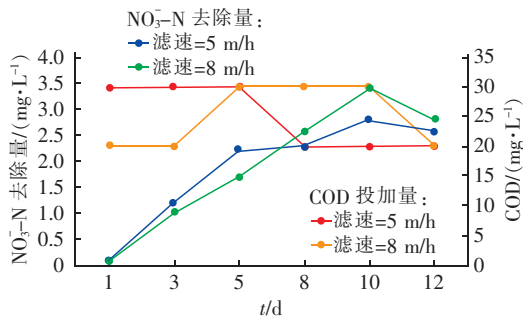


图 5 滤速对深床滤池反硝化生物量培养的影响

Fig. 5 Effect of filtration rate on denitrification biomass in deep bed filter

从图 5 可以看出,在基本相同的运行条件下,滤速分别为 5 和 8 m/h 时 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 去除量的变化趋势基本相似。运行至第 12 天,外加碳源均为 20 mg/L,两种滤速下深床滤池对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的去除量分别为 2.6 和 2.8 mg/L,反硝化达到稳定的时间基本相同。滤速控制滤池的水力停留时间(HRT)并且为反冲洗周期的一个重要因素,本试验沉淀池出水即滤池进水 SS 低于 3 mg/L,基本与工程中运行稳定的高效沉淀池出水 SS 相近,因此在沉淀池正常运行条件下,调整滤速产生的 HRT 变化对滤料挂膜影响不大;但在滤池进水 SS 过高情况下,采用高滤速运行有可能造成反冲洗周期缩短,而频繁的气水反冲洗会对滤料上生物膜的生长产生不利影响^[8]。因此,深床滤池启动反硝化功能期间,可以依旧按照滤池进水 SS 的情况选择合理的滤速。

2.4 深床滤池反硝化稳定期的脱氮效果

深床滤池反硝化启动完成后稳定运行期的脱氮效果如图 6 所示。为稳定达到出水 $\text{TN} \leq 10 \text{ mg/L}$

的排放标准,深床滤池反硝化启动完成进入运行期后,以滤池出水 $\text{NO}_3^- - \text{N} \leq 9 \text{ mg/L}$ 为目标,依据进出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的变化调整外加碳源量在 10~60 mg/L 之间。

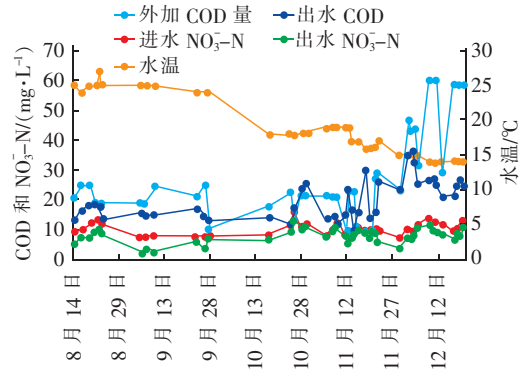


图 6 深床滤池稳定运行期的反硝化效果

Fig. 6 Denitrification efficiencies of deep bed filter during stable operating period

试验结果表明,在进水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度为 7.2~15.0 mg/L 的条件下, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 去除率在 3.3%~69.1% 之间,平均为 23.1%,深床滤池对二级生物脱氮起到了有效补充作用。深床滤池反硝化能力的变化符合生物处理工艺脱氮效果在同一水温期外加碳源量高时对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的去除量高,随着温度的降低对碳源的利用效率下降这一规律。例如,在 9 月 27 日,由于前一天滤池出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度仅为 3.2 mg/L,试验中将碳源投加量由 25 mg/L 降低为 10 mg/L,系统对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的去除量由 4.7 mg/L 降低为 1.1 mg/L, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的去除受到了外加碳源量的显著影响。此外,由于试验中碳源投加量按照前一天滤池进出水的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度确定,造成滤池进水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度冲击时出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度的升高,例如,10 月 27 日,在进水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 突然提高为 15.1 mg/L 的条件下,碳源投加量仍然按照前一天的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度控制,造成当日出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 高于 13.1 mg/L。因此,工程应用中除关注碳源投加量与水温的变化之外,有必要设置进出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度与碳源投加量的在线实时反馈控制,用于保障深床滤池出水 TN 浓度的稳定。

表 2 具体列出了不同水温期下深床滤池反硝化能力的变化。深床滤池稳定运行期的水温为 14~24 °C,总结不同水温期去除单位质量 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 消耗的碳源量($\Delta\text{COD}/\Delta\text{NO}_3^- - \text{N}$)变化,在高于 20 °C、

15~20℃和14~15℃三个水温期条件下, $\Delta\text{COD}/\Delta\text{NO}_3^- - \text{N}$ 均值分别为8.1、12.4和13.4,深床滤池反硝化的碳源利用率随着水温降低基本呈对数下降趋势。低于20℃的常温期相比高于20℃的高温期, $\Delta\text{COD}/\Delta\text{NO}_3^- - \text{N}$ 增加了53.0%,在其他运行条

件近似相同的情况下,两个水温期对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的平均去除率相差了19.6%;在14~15℃的低温期,相比高于20℃的高温期, $\Delta\text{COD}/\Delta\text{NO}_3^- - \text{N}$ 增加了65.5%,表明低温期深床滤池的微生物活性显著下降,为达到反硝化目标碳源消耗量大幅度增加。

表2 不同水温期深床滤池反硝化能力的变化

Tab.2 Change of denitrification of deep bed filter in different temperature periods

水温/℃	进水 $\text{NO}_3^- - \text{N}/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\text{NO}_3^- - \text{N}$ 去除率/%	外加碳源量/ $(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\Delta\text{COD}/\Delta\text{NO}_3^- - \text{N}$
>20	7.2~12.8(9.6)	2.6~69.1(32.1)	6.8~25.0(18.9)	2.9~14.4(8.1)
15~20	7.5~15.0(10.4)	3.3~44.3(12.5)	7.0~29.1(16.0)	3.6~28.0(12.4)
14~15	7.5~14.2(11.3)	18.0~30.6(25.3)	23.0~60.0(49.0)	3.9~21.0(13.4)

为研究低温期深床滤池的脱氮效果,在14~15℃的低温期,将碳源投加量分别设置为30、40、50和60 mg/L(由于实际配药浓度的误差,加药量在设定的目标值上下浮动),以保证投加足量碳源。由图6可以发现,低温期随着碳源投加量的增加,脱氮效果提高不明显,过高的碳源投加量反而造成了滤池出水COD浓度的升高。在实际碳源投加量分别为32、47 mg/L条件下, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 去除量分别为2.2、3.1 mg/L;当碳源投加量增至60 mg/L时, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 去除量仅提高至3.8 mg/L,而此时滤池进水COD为11.1~16.1 mg/L、出水COD达到了21.4~27.8 mg/L,如继续增加碳源投加量,则存在滤池出水COD超过30 mg/L的风险,除需要设置后续COD去除单元之外,碳源利用率也过低。低温期深床滤池对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的去除量有限与其HRT仅为0.3 h和长期进水低基质下滤料表面生长的生物量有限有关,如需要进一步降低 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度,可以考虑增加深床滤池过滤级数。因此,污水处理厂强化脱氮建议由效能提升后的二级生物处理单元作为脱氮主体,配合深床(反硝化)滤池作为出水TN波动时的补充保障,发挥各工艺单元的最佳效能,从而满足低出水TN浓度的高排放标准要求。

3 结论

① 某城市污水处理厂二级出水TN在4.79~16.9 mg/L之间,STN和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 平均占TN的比例分别为97.0%和89.0%;将深床滤池改造为深床(反硝化)滤池后,包括冬季低温期在内对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的去除率由0提高为3.3%~69.1%(23.1%),对二级生物脱氮工艺起到了有效补充作用。

② 以乙酸钠为碳源,在水温为24~25℃、碳

源投加量为20~35 mg/L的条件下,历时10 d深床滤池反硝化功能达到稳定;滤速在5~8 m/h的常规滤速内变化,对反硝化稳定时间没有明显影响,启动反硝化功能期间可以根据进水SS情况选择合理的滤速。

③ 水温和碳源投加量显著影响滤池反硝化效果,在水温>20、15~20和14~15℃时 $\Delta\text{COD}/\Delta\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的平均值分别为8.1、12.4和13.4,呈现对数增加趋势;低温期采用高碳源投加量方法提高脱氮效果,需要防范COD超标风险。

④ 在满足低出水TN浓度的高排放标准要求下,建议由效能提升后的二级生物处理单元作为脱氮主体,配合深床(反硝化)滤池作为出水TN波动时的补充保障,发挥各单元去除TN的最佳效能。

参考文献:

- [1] 赵欣萍,刘继先,王姬芳,等. 无锡市芦村污水处理厂升级改造工程设计总结[J]. 中国给水排水,2010,26(12):36-38.
ZHAO Xinpeng, LIU Jixian, WANG Jifang, et al. Design review of upgrading reconstruction project of Lucun Wastewater Treatment Plant in Wuxi[J]. China Water & Wastewater, 2010, 26(12): 36-38 (in Chinese).
- [2] 镇祥华,余琴芳,万年红,等. 污水处理厂二级出水深床滤池超深度脱氮研究[J]. 中国给水排水,2020,36(11):91-96.
ZHEN Xianghua, YU Qinfang, WAN Nianhong, et al. Advanced denitrification of secondary effluent of a wastewater treatment plant in deep bed filter[J]. China Water & Wastewater, 2020, 36(11): 91-96 (in Chinese).
- [3] JI X Y, LIU Y Y, ZHANG J B, et al. Development of

(下转第39页)