

深床反硝化生物滤池碳源优选研究

张朋锋¹, 马乐宁¹, 赵金², 王程³, 赵书勤¹

(1. 赛莱默<中国>有限公司, 上海 200051; 2. 中国恩菲工程技术有限公司, 北京 100038;
3. 重庆市三峡水务北碚排水有限责任公司, 重庆 400700)

摘要: 借助深床反硝化生物滤池对葡萄糖和乙酸钠两种碳源的挂膜及硝态氮去除性能进行了对比研究。试验结果表明,当碳氮比为3时,连续投加葡萄糖36 h以上,滤池内部开始进入缺氧环境,此时出水硝态氮浓度开始降低;而乙酸钠在碳氮比为3.2时,需连续投加碳源26 h,出水DO才开始降低到0.5 mg/L以下,此时滤池出水硝态氮浓度开始降低。当碳源均按照葡萄糖和乙酸钠的最佳碳氮比进行投加时,硝态氮最大去除率分别为82%和85%;此外,当以葡萄糖作为碳源时,反洗排水中MLSS约为乙酸钠的3倍。

关键词: 深床反硝化生物滤池; 葡萄糖; 乙酸钠; 碳氮比; 溶解氧

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2020)03-0092-05

Carbon Source Optimization for Deep Bed Denitrification Biological Filter

ZHANG Peng-feng¹, MA Le-ning¹, ZHAO Jin², WANG Cheng³, ZHAO Shu-qin¹

(1. Xylem <China> Co. Ltd., Shanghai 200051, China; 2. China ENFI Engineering Corporation, Beijing 100038, China; 3. Chongqing Three Gorges Water Beibei Drainage Co. Ltd., Chongqing 400700, China)

Abstract: Biofilm formation and nitrate nitrogen removal performance were compared in a deep bed denitrification biological filter with glucose and sodium acetate as carbon sources. When the carbon and nitrogen ratio was 3, anoxic environment was formed inside the filter after continuous addition of glucose for more than 36 hours, and the effluent nitrate nitrogen began to decrease. When the carbon and nitrogen ratio was 3.2, the effluent DO decreased to less than 0.5 mg/L after continuous addition of sodium acetate for 26 hours, and the effluent nitrate nitrogen began to decrease. The maximum removal rates of nitrate nitrogen were 82% and 85%, respectively, when the carbon sources were added in accordance with the optimal carbon and nitrogen ratio of glucose and sodium acetate. In addition, MLSS of backwash drainage was about 3 times that of sodium acetate when glucose was used as carbon source.

Key words: deep bed denitrification biological filter; glucose; sodium acetate; carbon and nitrogen ratio; dissolved oxygen

对反硝化生物滤池(DNBF)的研究始于20世纪80年代末90年代初,其是在普通生物滤池的基础上,借鉴曝气生物滤池工艺原理开发的新型水处理工艺。它具有挂膜速度快、处理效率高、出水水质好、抗冲击负荷能力强、占地面积小、基建投资省等优点,近年来被广泛用于污水处理厂升级改造及新

建水厂的深度处理。其工艺原理是利用滤料的物理拦截及填料上生物膜的生物降解双重作用去除污染物^[1]。滤池填料上附着的生物膜每天所需的营养物质即为碳源,由于城市污水低碳源化等原因,部分污水厂在反硝化阶段出现碳源不足的情况而需要外加碳源,碳源的选择对反硝化滤池的正常运行起着

重要作用,直接影响工艺处理效能的优劣、基建运行成本的高低,以及能否在水处理中得到更为广泛的推广和应用。

笔者重点对深床反硝化生物滤池所用碳源进行优选研究,通过分析葡萄糖、乙酸钠两种碳源的物理化学性能及运行效果,实现碳源的优选,从而为后续深床反硝化生物滤池的设计调试提供参考。

1 材料与方 法

重庆某市政污水处理厂原处理工艺为氧化沟 + 二沉池 + 消毒接触池,处理能力为 5 000 m³/d。随着国家对排放标准的提高,该工艺已无法满足对 TN 的去除要求。为此,需在二沉池末端增加后置反硝化滤池,以强化对氮及 SS 的去除能力。

1.1 原水水质

滤池进水为该污水处理厂的二级出水,平均水温为(21 ± 2) °C, pH 值为 8.0 ± 0.5。按照提标改造要求,滤池出水 TN、SS 应达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)中一级 A 的排放要求,即 TN ≤ 15 mg/L、SS ≤ 10 mg/L。为保证出水水质的安全,污水厂要求出水 TN ≤ 10 mg/L。滤池具体进水水质如下:DO、NO₃⁻-N、NH₃-N、SS 分别为 4 ~ 8、10 ~ 20、0 ~ 1、10 ~ 20 mg/L。滤池进、出水中硝态氮约占总氮的 95% 以上,本研究将硝态氮等价于总氮。

TN、SS、MLSS 按照《水和废水监测分析方法》(第 4 版)进行测定,NO₃⁻-N 采用 E + H 在线监测仪表进行检测,DO 含量采用 COM280 便携式溶氧仪测定。

由于滤池实际进水中硝态氮浓度波动较大,因此硝态氮的去除率按式(1)计算。

$$\text{硝态氮去除率} = \frac{(\text{进水硝态氮} - \text{出水硝态氮})}{(\text{进水硝态氮} - \text{出水硝态氮目标设定值})} \times 100\% \quad (1)$$

1.2 工艺流程

Leopold 深床反硝化生物滤池系统主要包括池体、反洗水泵、反洗风机、碳源投加系统、进出水仪表等,工艺流程如图 1 所示。

该深床反硝化生物滤池共分为 5 格,总过滤面积为 325 m²,单格过滤面积为 65 m²;设计滤速为 5.12 m/h,但实际流量要远大于设计流量,所以滤池实际滤速接近 6.5 m/h。按照设计要求,深床反

硝化生物滤池的滤速应不超过 10 m/h,若前处理工艺如高效池投加 PAM 及 PAC 等化学药剂时,滤池的滤速要求不超过 6.5 m/h;滤砖采用 Leopold S 型底部配水系统;滤池内的填料为石英砂,安装总高度为 1.83 m,填料直径为 2 ~ 3 mm。

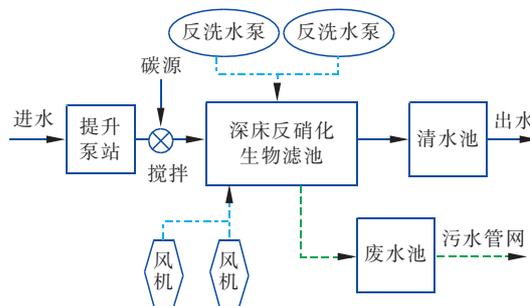


图 1 深床反硝化生物滤池工艺流程

Fig. 1 Flow chart of deep bed DNBF process

反硝化生物滤池的运行主要分为 3 步,即过滤、反冲洗及氮气释放。

过滤:污水厂二级出水经提升泵进入滤池,反硝化滤池碳源的投加采用独立的 PLC 控制系统,其计算得出的碳源投加量信号反馈到碳源 PLC 控制系统,从而实现碳源的自动投加,碳源首先投加到滤池进水端的混合池,经搅拌器搅拌混合后进入反硝化生物滤池。

反冲洗:滤池过滤 24 h 后,开始进行反冲洗。单独气冲,强度为 80 L/(m² · s),历时 2 min;气水联合冲洗,气冲强度为 80 L/(m² · s),水冲强度为 12 L/(m² · s),历时 8 min;单独水冲,强度为 12 L/(m² · s),历时 4 min。

氮气释放:反硝化滤池为下向流滤池,运行一段时间后产生的氮气需定时进行释放,不然容易产生气阻,导致滤池液位升高,甚至发生溢流。为了避免出现此现象,每格滤池间隔 4 ~ 6 h 需开启反洗水泵 2 min 进行氮气释放。

2 结果与讨论

2.1 DO 对挂膜的影响

污水处理系统中,大多数反硝化微生物属于变形菌门,生理学上属于兼性厌氧菌,其在 O₂ 存在时以 O₂ 呼吸,没有 O₂ 时能够以 NO₃⁻ 呼吸^[2]。对于兼性厌氧菌而言,反硝化需在无分子氧的环境中进行。在兼性厌氧菌呼吸链中有两套不同的酶系统,利用 O₂ 作为电子受体被称为“好氧呼吸”,利用 NO₃⁻、NO₂⁻ 作为电子受体被称为“缺氧呼吸”。这两

种呼吸作用的代谢途径相似,最大的区别在于电子传递链中进行最终电子传递的酶不同,兼性厌氧菌利用 O_2 和 NO_3^- 进行电子传递。因此,向滤池进水中投加碳源之后,会首先消耗水中分子态氧,再以 NO_3^- 、 NO_2^- 为电子受体进行反硝化反应^[3]。

研究发现,向进水中投加碳源之后,兼性厌氧菌首先进行“好氧呼吸”,随着滤池内水深的增加,DO 开始逐渐降低,水流到达滤料表层时,水中 DO 降到 1.0 mg/L 以下,此时兼性厌氧菌开始进行“缺氧呼吸”,出水硝态氮浓度也随之降低。未投加碳源之前,出水 DO 和进水 DO 基本一致,随着碳源投加量的增加,出水 DO 开始降低,直至 0.5 mg/L 以下。投加两种碳源之后,出水 DO 的变化如图 2 所示。

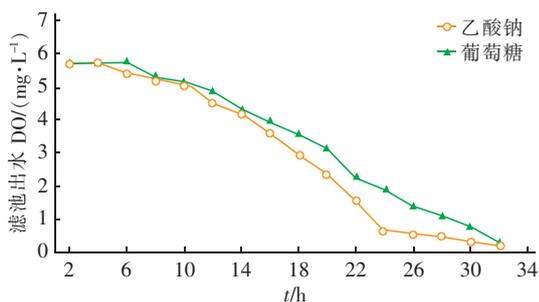


图 2 投加两种碳源后滤池出水 DO 的变化

Fig. 2 Change of DO after dosing different carbon sources

由图 2 可知,当乙酸钠投加量为 45 mg/L 时(约为计算值的 0.8 倍),24 h 后滤池出水中 DO 可以降低到 0.5 mg/L 以下。而同样投加量时,葡萄糖需要 32 h 才能达到此效果,主要原因在于乙酸钠是易被生物降解的低级羧酸,容易被反硝化细菌利用,而葡萄糖作为相对复杂的有机化合物,其微生物降解较乙酸钠复杂、缓慢。葡萄糖需要首先转化为丙酮酸,在无氧条件下,丙酮酸在乙酰辅酶 A 的作用下氧化不完全,最终转化为乙醇,然后进一步降解,被异养细菌吸收利用^[4]。

葡萄糖的挂膜速度虽然稍慢于乙酸钠,但 20 °C 时葡萄糖在水中的配制浓度最高可达 50%,而当乙酸钠溶液浓度超过 20% 时即有结晶析出,因此在碳源投加量相同的情况下,葡萄糖可以配制相对更高浓度的碳源溶液,水泵和加药储罐可以选型更小,能够节约基建投资成本。

2.2 不同碳源对滤池反冲洗的影响

按照最佳碳氮比投加碳源时,考察滤池出水 SS 的情况。结果表明,以乙酸钠为碳源时出水 SS 均可

以达到一级 A 标准,即 5 mg/L。而当投加葡萄糖时,滤池出水 SS 有时会超过 10 mg/L,主要原因是当葡萄糖作为碳源时微生物细胞合成作用较强,产率高,所以生物膜生长较快,老化脱落后致使 SS 升高。由此可以看出,当以葡萄糖为碳源时,为保证出水水质,需减少滤池的反冲洗周期。

图 3 为乙酸钠与葡萄糖反洗排水污泥浓度的变化。可以看出,当反冲洗周期为 24 h 时,以葡萄糖为碳源的滤池反洗排水污泥浓度为 661 mg/L,当反冲洗周期达到 36 h 时,达到 879 mg/L,且此时的滤池液位已经超过滤池设定液位 30 ~ 40 cm,很难保持恒定液位运行,出水 SS 也存在超标的风险,急需通过反冲洗将液位恢复到正常水平并保证出水 SS 达标。当反冲洗周期为 24 h 时,以乙酸钠为碳源的滤池反洗排水污泥浓度为 221 mg/L,反冲洗周期达到 36 h 后,上升至 291 mg/L,滤池可以维持恒定液位运行,反冲洗周期达到 48 h 后,反洗排水污泥浓度为 391 mg/L,滤池依然可以维持恒液位运行。可见,以葡萄糖为碳源时,滤池反冲洗周期小于以乙酸钠为碳源时的滤池。

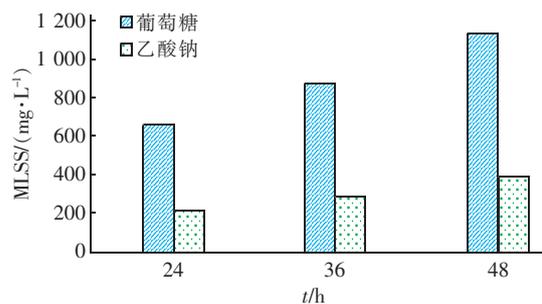


图 3 乙酸钠与葡萄糖反洗排水中污泥浓度的变化

Fig. 3 Change of MLSS in backwash drainage during dosing sodium acetate and glucose

反冲洗周期是影响滤池效能的重要参数,反冲洗的主要作用是去除老化的生物膜和杂质,对保证滤池连续稳定运行起着至关重要的作用。一般来说,反冲洗频率越高,能耗会随之增加,同时也会产生更多的反冲洗废水,影响滤池的经济运行。因此,选择碳源时,需同时考虑滤池反冲洗周期及经济可行性,根据滤池运行的经济性及处理要求进行优化选择。在实际运行中,一般选择反冲洗周期不得低于 24 h 的碳源。

2.3 碳氮比分析

向滤池中投加不同碳源时,除反硝化速率有差

此外,完成反硝化所需要的碳源量也不同,根据试验结果,当葡萄糖和乙酸钠作为碳源时,计算反硝化适宜的碳氮比(不考虑DO的影响),结果见表1。

表1 不同碳源的最佳碳氮比

Tab.1 Optimum carbon and nitrogen ratio of different carbon sources

项目	消耗碳源量/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	去除 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 量/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	碳氮比
葡萄糖	23.85	2.87	8~9
乙酸钠	18.18	3.97	4~5

从表1可以看出,采用乙酸钠作为碳源时,碳氮比较低。这主要是由于葡萄糖容易被大多数微生物利用合成细胞物质,而且可以产生能量供合成代谢,所以葡萄糖参与细胞合成的比例较高,而进行反硝化反应的比例较低,所以当去除同等质量硝态氮时消耗葡萄糖的量较高^[5]。

多次试验表明,葡萄糖的最佳碳氮比为8~9,乙酸钠为4~5。而实际投加碳源过程中还要考虑水中DO的影响,根据多次试验数据得出葡萄糖和乙酸钠的投加量,见式(2)和式(3)。

$$\text{葡萄糖投加量} = 8.31 \times [\text{硝态氮去除量}] + 0.89 \times [\text{溶解氧}] \quad (2)$$

$$\text{乙酸钠投加量} = 4.37 \times [\text{硝态氮去除量}] + 3.57 \times [\text{溶解氧}] \quad (3)$$

当葡萄糖与水中的DO反应时,其最佳碳氧比约为0.89,低于乙酸钠的3.57。因此,虽然葡萄糖的碳氮比高于乙酸钠,但在进水溶解氧较高时,可以抵消掉投加的葡萄糖。整体考虑,两者在去除硝态氮时的总投加剂量比较接近,通过计算,当溶解氧高于6.70 mg/L时,若去除5 mg/L硝态氮,葡萄糖的消耗剂量反而低于乙酸钠。

2.4 对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的去除效果

图4为投加葡萄糖后硝态氮的变化。进水DO基本维持在6.5~7.5 mg/L,而进水硝态氮浓度相对稳定,基本在10~12 mg/L之间。未投加碳源之前,出水硝态氮比进水高0.3~1 mg/L,主要原因是进水溶解氧达到5 mg/L,微生物进行好氧呼吸,滤池会首先利用进水中的氮氮进行硝化反应,导致未投加碳源时出水硝态氮高于进水。

初期为防止投加碳源后出水COD超标,葡萄糖投加量控制在10~15 mg/L,碳氮比约为3,连续投加32 h后,清水池中DO降低到0.3 mg/L,此时滤

池内部已经是缺氧环境,微生物进行缺氧呼吸^[6],出水硝态氮浓度比进水降低0.6 mg/L;在此之后的16 h,逐步增加葡萄糖投加量至40 mg/L,当碳氮比达到8时,出水硝态氮浓度可降低到7.26 mg/L;继续投加葡萄糖,72 h后投加量增加到42 mg/L时,尽管去除的硝态氮目标设定值为5 mg/L,但此时硝态氮实际去除率最高可达82%。

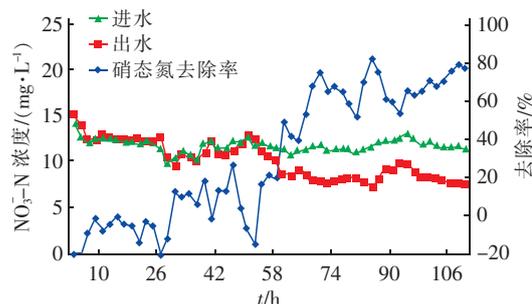


图4 投加葡萄糖后硝态氮的变化

Fig.4 Change of nitrate nitrogen after dosing glucose

图5为滤池投加乙酸钠后硝态氮的变化。当进水溶解氧为 (7.0 ± 1.0) mg/L时,为防止出水COD超标,乙酸钠投加量控制在35 mg/L,此时碳氮比约为3.2,连续投加24 h之后,微生物开始进行缺氧呼吸,出水硝态氮浓度开始降低;增大乙酸钠投加量至48 mg/L,碳氮比约为4.7,30 h之后,硝态氮去除率可达到54%;随着时间的延长,当运行时间达到50 h后,根据目标硝态氮的设定值,硝态氮去除率稳定在75%~85%。通过两种碳源的挂膜情况可以看出,当条件相同时,乙酸钠的挂膜速度要快于葡萄糖。试验结果表明,当满足碳源投加剂量或碳氮比的情况下,出水总氮均可以达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)一级A的排放要求。

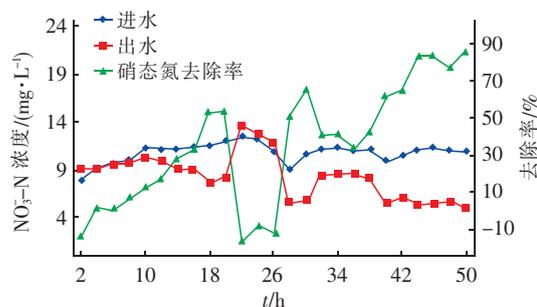


图5 投加乙酸钠后硝态氮的变化

Fig.5 Change of nitrate nitrogen after dosing sodium acetate

3 结论

① 投加碳源之后,当出水 DO 低于 0.5 mg/L 时,滤池开始进行反硝化反应,同等条件下进行反硝化挂膜时,乙酸钠的挂膜速度要快于葡萄糖,乙酸钠需要 24 ~ 32 h,而葡萄糖则需要 32 ~ 48 h。

② 当葡萄糖为碳源时,运行同样时间后污泥产量约为乙酸钠的 3 倍,运行时间超过 24 h 需要进行反冲洗,而乙酸钠可将反冲洗周期延长至 36 ~ 48 h,从运行经济成本考虑,乙酸钠更具优势。

③ 葡萄糖的最佳碳氮比为 8.31,乙酸钠约为 4.37,实际计算碳源投加量时需将 DO 对碳源的消耗考虑在内。

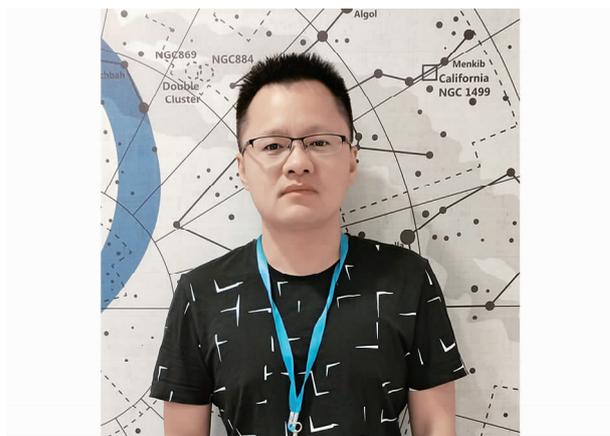
④ 投加葡萄糖时 54 h 后滤池才开始具有反硝化效果,当碳氮比增大至 8 时,挂膜时间可以缩短至 48 h,而乙酸钠最快则需 32 ~ 36 h 即可使滤池完成挂膜,乙酸钠的挂膜时间稍快于葡萄糖。当进水 DO 为 (7.0 ± 1.0) mg/L、葡萄糖投量为 42 mg/L 时,硝态氮最大去除率达到 82%;当乙酸钠投加量为 48 mg/L、碳氮比为 4.7 时,硝态氮去除率最大可达 85%,两者比较接近。

参考文献:

- [1] 杨碧印,李文龙,许仕荣,等. 不同外加碳源反硝化滤池的挂膜与启动特性研究[J]. 水处理技术,2015,41(4):104-107.
Yang Biyin, Li Wenlong, Xu Shirong, *et al.* Biofilm culturing and start-up properties of denitrification biological filter with different external carbon sources[J]. Technology of Water Treatment, 2015, 41(4):104-107 (in Chinese).
- [2] 吉芳英,陈思,刘娜. 污水处理中微生物反硝化脱氮过程及代谢规律[J]. 四川理工学院学报:自然科学版,2013,26(4):10-14.
Ji Fangying, Chen Si, Liu Na. Denitrifying denitrification process and metabolic rule of microorganisms in wastewater treatment[J]. Journal of Sichuan University of Science & Engineering: Natural Science Edition, 2013, 26

(4):10-14 (in Chinese).

- [3] Madigan M T, Martinko J M, Dunlao P V, *et al.* Brock Biology of Microorganisms[M]. 13th ed. San Francisco: Benjamin Cum-mings Publishing Company, 2010.
- [4] 王冲,江帆,王红宇,等. 碳源和进水 pH 值对聚糖菌代谢的短期影响[J]. 中国给水排水,2012,28(1):1-6.
Wang Chong, Jiang Fan, Wang Hongyu, *et al.* Short-term effect of carbon sources and influent pH on metabolism of glycogen accumulating organisms [J]. China Water & Wastewater, 2012, 28(1):1-6 (in Chinese).
- [5] 夏琼琼,颜秀琴,张向阳,等. 不同外加碳源生物滤池的深度处理特性与经济分析[J]. 中国给水排水,2011,27(15):91-94.
Xia Qiongqiong, Yan Xiuqin, Zhang Xiangyang, *et al.* Advanced treatment characteristics of biofilter with different external carbon sources and its techno-economic analysis[J]. China Water & Wastewater, 2011, 27(15):91-94 (in Chinese).
- [6] Bothe H, Ferguson S J, Newton W E. Biology of the Nitrogen Cycle[M]. Oxford: Elsevier Science Ltd., 2007.



作者简介:张朋锋(1982-),男,山东青岛人,硕士,工程师,主要研究方向为生物脱氮除磷。

E-mail: frank.zhang@xylem.com

收稿日期:2019-06-17