

第 14卷第 5期 2020年 5月 Vol. 14, No.5 May 2020

(010) 62941074

爨 文章栏目:水污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.201907157 中图分类号 X703 文献标识码 A

叶星,马凯迪,黄俊生,等.反硝化生物滤池中生物膜量与脱氮效果和脱氢酶活性的关系[J].环境工程学报,2020,14(5): 1210-1215.

YE Xing, MA Kaidi, HUANG Junsheng, et al. Relationship between biofilm mass and nitrogen removal efficiency, dehydrogenase activity in the denitrification biological filter[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(5): 1210-1215.

反硝化生物滤池中生物膜量与脱氮效果和脱氢酶 活性的关系

叶星1,*,马凯迪1,黄俊生1,刘玉红1,关永年1,恽云波2,徐锡梅1,章文华1

1. 苏州工业园区清源华衍水务有限公司,苏州 215021
2. 德国亚琛工业大学水和固体废弃物管理研究所,亚琛 52072

第一作者: 叶星 (1990—), 女, 硕士, 助理工程师。研究方向: 废水生化处理, E-mail: yebbh1210@126.com *通信作者

摘要采用自主研发的中试反硝化生物滤池处理传统活性污泥法的二沉池出水,研究了稳定运行下生物膜量与脱氮效果和脱氢酶活性之间的关系。结果表明:根据VSS/SS=0.78、VSS/SS>0.78、VSS/SS<0.78,将SS分为3个区域,分别为区域1(232.5~1246.6 mg·L⁻¹)、区域2(1246.6~2542.7 mg·L⁻¹)、区域3(2542.7~3523.9 mg·L⁻¹)。在区域2内能获得最大的NO₃-N和TN去除能力、去除率分别为95.0%和85.7%及最大的总脱氢酶活性(TDHA),为112.5g;单位质量生物膜脱氢酶活性(DHA)与SS和VSS之间显著负相关,*R*²分别为0.822和0.876;TDHA随SS的增加而增加,直至VSS/SS开始减小时随之减小。DHA能较好地从微观层面反应微生物的活性,TDHA可从宏观层面反映整个反应器的生物活性、为反硝化生物滤池运行提供参考。

关键词 脱氢酶活性; 生物膜量; 脱氮效果; 反硝化生物滤池

对于使用传统活性污泥法的污水处理厂而言,二级出水中硝氮 (NO₃-N)含量较高,据统计, NO₃-N含量占总氮 (TN)含量的 75% 左右。反硝化生物滤池因其具有去除NO₃-N 能力强、占地面积 小、投资费用低、启动快等优点,已被广泛应用于污水的三级处理中^[1-3]。

脱氢酶活性反映了生物膜内活性微生物量及对有机物的代谢能力,可用来表征生物膜的活性^[4],脱氢酶活性与生物膜量之间存在必然的联系。周春生等^[5]在研究剩余污泥好气消化中发现脱氢酶活性与 MLSS、活菌数之间存在相同的相关性,因此,可使用 MLSS 代替活菌数研究其与脱氢酶活性之间的关系。MOLL等^[6]和向红等^[7]均认为生物膜量高不一定意味着生物活性也较高。 CRISTINA 等^[8]认为微生物种类或同种微生物的不同生长阶段均可表现出不同活性。唐宁等^[9]在研究厌氧活性污泥时发现,当细菌处于对数期、稳定期和衰亡期时,脱氢酶活性与活菌数之间呈正比关系。

由于微生物的不断生长繁殖和水中悬浮颗粒的累积,滤料表面的生物膜量越来越多,若不能

收稿日期: 2019-07-24; 录用日期: 2019-11-01

基金项目:德国联邦教育研究部资助项目(02WCL1335A);苏州市水利水务科技项目(2018004)

及时通过反冲洗将老化的生物膜冲洗去除,将会影响反应器的过水能力^[3,10-12],同时生物膜内杂质 的增多影响微生物对基质的摄取速度和降解能力。周晓黎等^[13]研究发现,反硝化生物滤池在反冲 洗后生物膜的脱氢酶活性和NO₃-N去除率均大大地提高。LIU等^[3]通过实时监测反硝化生物滤池内 生物膜的变化来控制反冲洗强度和频率,从而使系统高效运行。因此,控制好生物膜量,才能使 反硝化生物滤池高效稳定运行。

然而,关于反硝化生物滤池生物膜量与脱氮效果和脱氢酶活性之间关系的研究鲜有报道。本研究探讨了稳定运行状态下的反硝化生物滤池内生物膜量与脱氮效果和脱氢酶活性之间的相互关系,进而获得更高的 TDHA 以提高脱氮效果,为系统内生物膜量控制提供参考,同时也为滤池反冲洗控制提供技术指导。

1 材料与方法

1.1 实验装置及运行

自主研发的反硝化生物滤池装置见图 1, 装置由生物过滤反应柱、反冲洗系统和碳源投加系统组成。滤池直径为 300 mm,总高为 1 930 mm,底部有 200 mm 的空心承托层,滤料 层高为1 100 mm,有效容积为 57.96 L。滤料采 用德国 Liapor 公司生产的具有延展性的球状黏 土材料,粒径为 4~8 mm,比表面积为 500 m²·m⁻³, 密度为 1.2~1.4 kg·L⁻¹。



图1 实验装置示意图

水力停留时间 (HRT) 为 20.2 min。反冲洗采用 Fig. 1 Schematic diagram of the experimental setup 气-水联合冲洗方式,时间为周一至周五 24 h、周末为 72 h,气冲强度为 80 L·h⁻¹,水冲强度为 1 200 L·h⁻¹,

在稳定运行工况下,处理流量为90L·h⁻¹,

冲洗时间共11 min,反冲洗水取自反硝化生物滤池的出水箱。

1.2 实验用水

本研究装置坐落于苏州工业园区某污水处理厂二沉池旁,该污水处理厂采用 AAO 工艺,进水 以生活污水为主。反硝化生物滤池的进水即为该污水处理厂二沉池出水。经检测,实验期间水温 为13.2~18.6 ℃,该二沉池出水水质较稳定,其中 COD 为(22.2±13.6) mg·L⁻¹, TN 为(8.9±1.3) mg·L⁻¹, NO₃-N 为(7.1±1.3) mg·L⁻¹, NH₃-N 为(0.9±0.5) mg·L⁻¹。由潜水泵将二沉池出水作为原水引入反硝化 生物滤池,由加药泵自动添加乙酸钠作为反应碳源,按 COD/TN 为5添加乙酸钠后的进水通过溢 流方式均匀流入滤池中。

1.3 样品采集与分析

反应器投加碳源后混匀,取水样测定进水指标,用 W_0 表示;在反应器稳定运行情况下,采集出水测定出水指标,用 W_1 表示。水样均在每次反冲洗前 30 min 采集,并采用国标法测定其 TN 和 NO₃-N。

在反应器稳定运行条件下,沿反应器滤料段从上至下设置3个生物膜样品采样点,分别以上部(TF)、中部(MF)和底部(BF)表示。TF距滤料顶端为190mm,MF与TF和BF与MF的距离均为360mm。生物膜样品均在每次反冲洗前30min采集。生物膜样品采集后,使用超纯水对滤料表面进行冲洗,使生物膜脱落,立即采用氯化三苯基四氮唑(TTC)法^[14]测定脱氢酶活性,然后计算单位质量生物膜脱氢酶活性(dehydrogenase activity,DHA)和反硝化生物滤池总脱氢酶活性(total dehydrogenase activity,TDHA);采用称重法测定生物膜量和生物量,换算成单位体积滤料表面附着

的生物膜量(SS)、生物量(VSS)。同时以TF、MF、BF的脱氢酶活性和生物膜量的平均值作为当日 有效值。

2 结果与讨论

2.1 脱氮效果与生物膜量

本研究累计时间为 58 d, 在实验过程中, 出水 TN 浓度为 0.41~2.55 mg·L⁻¹, 平均浓度 (1.15± 0.24) mg·L⁻¹, 平均去除率为 87.1%。出水NO₃-N 浓度为 0.03~1.26 mg·L⁻¹, 平均浓度为 (0.52±0.13) mg·L⁻¹, 平均去除率为 92.5%。

实验过程中系统内 SS 为 232.5~3 523.9 mg·L⁻¹, 平均值为1209.1 mg·L⁻¹; VSS 为71.8~ 2 496.1 mg·L⁻¹, 平均值为 844.3 mg·L⁻¹, VSS/SS 平均值为0.70。如图2所示, VSS 与SS 之间存 在较好的线性关系 (R²=0.949)。根据 VSS/SS 的 大小, 可将 SS 划分为3 段区域, 在区域1(232.5~ 1 246.6 mg·L⁻¹) 中, VSS/SS 均匀分布于拟合曲 线上下, VSS/SS 接近 0.78。在区域 2(1 246.6~ 2 542.7 mg·L⁻¹) 中, VSS/SS 大多位于拟合曲线 上方,这表明此区域内生物量占生物膜量的比 值高于区域1,即 VSS/SS 大于 0.78。在区域3 (2 542.7~3 523.9 mg·L⁻¹) 中, VSS/SS 均位于拟 合曲线的下方,这表明此区域的生物量占生物 膜量的比值最小,即VSS/SS小于0.78。有研究^[15] 表明, 生物膜在增长后期, 非活性物质积累明 显。由此可见,生物量和生物膜量呈正比,可 以采用生物膜量表示生物量的多少,但随生物 膜量的增加, 生物量增加的趋势是先与生物膜 量同速增加,后加速增加,最终减速增加。

图 3 反映了 3 段区域内反硝化生物滤池的 脱氮效果。由图 3 可知, TN 和NO₃-N 的去除 率随生物膜量的增加先增加后减小。当 SS 处 于区域 2 时,系统的脱氮效果最佳,出水NO₃-N 平均为 (0.34±0.06) mg·L⁻¹,去除率为 95.0%;





Fig. 3 Nitrogen removal efficiency in three regions

出水 TN 平均为 (0.88±0.04) mg·L⁻¹, 去除率为 89.7%, 且区域 2 内的脱氮效果更加稳定。区域 3 脱氮 效果次之, 区域 1 脱氮效果最差。这说明脱氮效果不仅受生物膜量的影响, 还受其他因素如脱氢 酶活性的制约, 这与 MOLL 等^[6] 和向红等^[7] 所得到的结果一致, 即生物膜量高不一定意味着生物 活性也较高。

2.2 DHA 与生物膜量

图 4 反映了 DHA 与 SS 和 VSS 之间的关系。可以看出, DHA 与 SS、VSS 之间存在明显的负相 关关系。随着 SS 和 VSS 的增加, DHA 反而减小。采用 Origin 分析软件分别对 DHA 与 SS 和 VSS 的曲线进行拟合,如图 4 所示, *R*² 分别为 0.822 和 0.876,均大于 0.800,这表明 DHA 与 SS 和 VSS 之间具有相关性,同时 DHA 与 VSS 之间具有显著相关性。

如图 5 所示,区域1中的DHA 最大,为(2.7±1.91) mg·g⁻¹;区域2次之,为(1.06±0.04) mg·g⁻¹;







区域3最小,为0.59 mg·g⁻¹。这一结果与向红 等^[7]的研究结果相一致,即生物量高并不代表 生物活性也高,他们所研究的生物活性也是单 位生物膜的脱氢酶活性。该现象可表明,在稳 定运行条件下,微生物细胞内的脱氢酶活性是 可以随外界环境的改变而变化的,当环境基质 多或微生物量少时,DHA 会变大;当环境基 质少或微生物量多时,DHA 会变小。因此, 在进水基质含量一定的情况下,完全降解这些 基质所产生的脱氢酶活性也是一定的。只要微 生物量不低于降解这些物质的极限,无论生物



膜量或生物量如何变化, DHA 大小均朝着完全降解这些基质的方向改变。

换言之,当生物量较少时,基质分摊到单位质量生物膜上的量较多,DHA 变大才能完全降解 这些基质;当生物量较多时,基质分摊到单位质量生物膜上的量较少,因此,DHA 会变小。所以 DHA 的大小是由进水基质量和生物膜量共同决定的,当基质量处于稳定状态时,DHA 与生物膜量 呈反比。综合上述分析得出,DHA 所表征的是单位微生物(微观)自身的脱氢酶活性大小,而整个 系统脱氮能力是由系统内所有微生物(宏观)共同作用的结果。

2.3 TDHA 与生物膜量

在一个稳定运行的反硝化生物滤池系统 中,总脱氢酶活性(TDHA)是由DHA与生物膜 量共同来决定的。DHA强而生物膜量少,以 及生物膜量多而DHA弱时,TDHA均无法达 到最佳值。只有平衡好DHA和生物膜量,才 能将系统内的TDHA控制在最佳范围。如图6 所示,区域2中的TDHA最大,为112.5g,且 波动最小;区域1和区域3中的TDHA分别为 107.2g和92.7g。从区域1到区域2,TDHA是 随着SS与VSS的增加而增加;在区域3中, 虽然SS与VSS还在增大,但由于无机物、非



活性物质的积累增多,导致 DHA、TDHA 均有所降低。

通过对比图 6 和图 3 可知,在区域 2 内,反应器的脱氮效果也是最佳;区域 3 的脱氮效果略高 于区域 1,这表明反硝化生物滤池的脱氮能力与 TDHA 变化规律一致。因此,若能将反硝化生物滤 池的 TDHA 控制在区域 2(VSS/SS 最大)内,系统就能保持最高活性和最强脱氮能力。对此,在实 验用水基质不变的条件下,可以通过控制反冲洗频率将 SS 控制在区域 2 内,从而将系统内的微生 物活性激发到最大水平,最终实现系统的高效稳定运行。

3 结论

1) 当系统稳定运行时,生物量和生物膜量呈正比,可以采用生物膜量表示生物量的多少,但 随生物膜量的增加,生物量增加的趋势是先与生物膜量同速增加,后加速增加,最终减速增加。

2) DHA 是从微观层面反映微生物的脱氢酶活性,TDHA 是从宏观层面反映整个反应器的脱氢 酶活性,因此,系统的脱氮效果与TDHA 呈正比。DHA 大小由进水基质和生物膜量同时决定,且 与 SS 和 VSS 显著负相关。TDHA 由 DHA 与生物膜量共同决定,同时当系统内的生物膜量增加到 VSS/SS 开始减小时,TDHA 将开始减小。

3) SS 处于 1 246.6~2 542.7 mg·L⁻¹ 区域时, VSS/SS 值最大,大于 0.78;脱氮能力最强,出水 NO₃-N 平均为 (0.34±0.06) mg·L⁻¹,去除率为 95.0%,出水 TN 平均为 (0.88±0.04) mg·L⁻¹,去除率为 89.7%; TDHA 最大,为 112.5 g。因此,可以通过调节反冲洗频率将 SS 控制在此区域,从而使系 统获得最佳的生物活性。

参考文献

- [1] SHI Y H, WU G X, WEI N, et al. Denitrification and biofilm growth in a pilot-scale biofilter packed with suspended carriers for biological nitrogen removal from secondary effluent[J]. Journal of Environmental Sciences, 2015, 32: 35-41.
- [2] JEONG J, HIDAKAB T, TSUNOB H, et al. Development of biological filter as tertiary treatment for effective nitrogen removal: Biological filter for tertiary treatment[J]. Water Research, 2006, 40: 1127-1136.
- [3] LIU X H, WANG H CH, YANG Q, et al. Online control of biofilm and reducing carbon dosage in denitrifying biofilter: Pilot and full-scale application[J]. Frontiers Environmental Science Engineering, 2017, 11(1): 1-8.
- [4] 李今, 吴振斌, 贺锋. 生物膜活性测定中TTC-脱氢酶活性测定法的改进[J]. 吉首大学学报(自然科学版), 2005, 26(1): 37-39.
- [5] 周春生, 韩相奎. 剩余活性污泥好气消化中TTC-DHA与其它活性参数的相关性[J]. 环境科学, 1991, 12(1): 2-7.
- [6] MOLL D M, SUMMERS R S, FONSECA A C, et al. Impact of temperature on drinking water biofilter performance and microbial community structure[J]. Environmental Science & Technology, 1999, 33(14): 2377-2382.
- [7] 向红, 刘武平, 李璇, 等. 生物滤池中生物量与生物活性分析及其净水效果[J]. 中国给水排水, 2011, 27(3): 48-51.
- [8] CRISTINA F A, SCOTT S, HERNANDEZ M T. Comparative measurements of microbial activity in drinking water biofilter[J]. Water Research, 2001, 35(16): 3817-3824.
- [9] 唐宁,柴立元,闵小波,等. 厌氧污泥体系脱氢酶活性表征细菌数的研究[J]. 微生物学杂志, 2005, 25(3): 31-34.
- [10] LEVEREN H L, TCHOBANOGLOUS G, DARBY J L. Clogging in intermittently dosed sand filters used for wastewater treatment[J]. Water Research, 2009, 43: 695-705.
- [11] 张宝杰, 闫立龙, 甄捷, 等. 曝气生物滤池最佳反冲洗周期及反冲洗方式研究[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2006, 38(7): 1045-

1050.

- [12] SNOWBALL M. water treatment: Reducing backwash with air scouring[J]. Filtration Separation, 2006, 43: 39-40.
- [13] 周晓黎, 孙迎雪, 沈丹丹, 等. 反硝化生物滤池反冲洗前后的生物膜特征研究[J]. 环境科学与技术, 2015, 38(6P): 26-29.
- [14] 王建辉, 尹军, 陆海, 等. SBR反应器中有机物去除与硝化反硝化过程TTC-ETS活性变化[J]. 化工学报, 2012, 63(7): 2234-2240.
- [15] 陈胜. 悬浮填料生物膜特性及其处理高浓度有机废水效能研悬浮填料生物膜特性及其处理高浓度有机废水效能研究 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2006.

(本文编辑:曲娜,郑晓梅,张利田)

Relationship between biofilm mass and nitrogen removal efficiency, dehydrogenase activity in the denitrification biological filter

YE Xing^{1,*}, MA Kaidi¹, HUANG Junsheng¹, LIU Yuhong¹, GUAN Yongnian¹, YUN Yunbo², XU Ximei¹, ZHANG Wenhua¹

1. Suzhou Industrial Park Qingyuan & Hong Kong China Water Co. Ltd., Suzhou 215021, China

2. Research Institute for Water and Waste Management at RWTH Aachen University, Aachen 52072, Germany

*Corresponding author, E-mail: yebbh1210@126.com

Abstract A self-developed pilot denitrification biological filter was used to study the relationship between biofilm mass and nitrogen removal efficiency, dehydrogenase activity in stable state when treating the secondary effluent from a conventional activated sludge process. The results showed that SS could be divided into three regions: region 1(232.5~1 246.6 mg·L⁻¹), region 2(1 246.6~2 542.7 mg·L⁻¹), region 3(2 542.7~3 523.9 mg·L⁻¹) according to VSS/SS ratio equal to 0.78, higher than 0.78 or less than 0.78. In Region 2, the maximum removal rates of NO₃⁻-N and TN were obtained, and they were 95.0% and 85.7%, respectively. At the same time, the maximum total dehydrogenase activity(TDHA) was also obtained with a value of 112.5 g. Biological membrane dehydrogenase activity per unit mass (DHA) was negatively correlated with SS and VSS, with the R^2 of 0.822 and 0.876, respectively. TDHA increased with the increase of SS, and decreased until VSS/SS began to decrease. DHA could better reflect the microbial activity at a micro-level, while TDHA could reflect the biological activity of the whole reactor at a macro-level, which provides theoretical basis for the denitrification biological filter operation.

Keywords dehydrogenase activity; biofilm mass; nitrogen removal efficiency; denitrification biological filter