

曝气生物滤池中的亚硝酸盐积累及其影响因子

马军, 邱立平(哈尔滨工业大学市政环境工程学院, 哈尔滨 150090)

摘要:通过模型试验研究了曝气生物滤池脱氮过程中的亚硝酸盐积累现象,考察了运行条件对亚硝酸盐积累的影响.试验结果表明,曝气生物滤池在滤速 $1 \sim 2 \text{ m/h}$ 、气水比 $3:1$ 、水温 $20.5^\circ\text{C} \sim 26.5^\circ\text{C}$ 、进水氨氮负荷 $0.26 \sim 0.62 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 、总氮负荷 $0.28 \sim 0.63 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 的条件下,对氨氮和总氮的去除能力分别为 $0.15 \sim 0.52 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 和 $0.18 \sim 0.42 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$.反应器内反应液和处理水连续监测结果、反应器内含氮化合物空间分布分析以及微生物数量及活性测定结果表明,反应器中出现了明显的亚硝酸盐积累现象,表现出显著的短程硝化反硝化特征.初步分析探讨了亚硝酸盐积累的形成机理和运行条件对亚硝酸盐积累的影响,认为反冲洗过程是最主要的影响因素,而曝气生物滤池的结构特征和运行方式是其能够出现亚硝酸盐积累,并进行短程硝化反硝化脱氮的主要原因.

关键词:曝气生物滤池;脱氮;亚硝酸盐积累;短程硝化反硝化;反冲洗

中图分类号:X703.1 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2003)01-07-0084

The Nitrite Accumulation in a Biological Aerobic Filter (BAF) and the Influences Factors

Ma Jun, Qiu Liping (School of Municipal & Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China)

Abstract: The nitrite accumulation in a bench-scale biological aerobic filter (BAF) for nitrogen removal was reported in this paper. The influences of operational variables on filter performance and nitrite accumulation were also investigated. The influent loading of NH_4^+-N and TN were $0.26 \sim 0.62 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ and $0.28 \sim 0.63 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ respectively, the hydraulic loading, gas/water ratio and temperature were $1 \sim 2 \text{ m/h}$, $3:1$ and $20.5^\circ\text{C} \sim 26.5^\circ\text{C}$ respectively, the nitrogen removal loading of NH_4^+-N , TN were among $0.15 \sim 0.52 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ and $0.18 \sim 0.42 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ respectively. The nitrite concentrations in the bulk and effluent, the profiles of inorganic nitrogen compounds, the microbial populations in the reactor and their activity were investigated, suggesting that the nitrite accumulation and shortcut nitrification-denitrification took place in the bioreactor. The mechanism of nitrite accumulation and the influences of operational variables were analyzed. The backwash process was considered as the key influential factor of nitrite accumulation. It was believed that the structure feature and operational pattern were the principal factors that may result in the nitrite accumulation and shortcut nitrification-denitrification occurring in the BAF reactor.

Key words: biological aerobic filter (BAF); nitrogen removal; accumulation of nitrite; shortcut nitrification-denitrification; backwash

短程硝化反硝化过程(shortcut nitrification-denitrification)脱氮的研究近来受到了广泛的关注^[1~4].目前有关短程硝化反硝化的研究主要集中于高浓度含氮废水的处理,并产生了SHARON工艺^[5]、ANAMMOX工艺^[1]、OLAND工艺^[6]等,这些工艺基本都是先控制氨氧化至亚硝化阶段,然后再由亚硝酸盐直接反硝化,或在厌氧及低氧条件下由 NO_2^- 为电子受体,将氨转化为 N_2 .硝化过程中的亚硝酸盐积累及其形成条件的控制研究是该领域的热

点,其中 pH 值^[7]、有机物质^[8]、有害物质^[9]、溶解氧^[10~11],特别是氨负荷和游离氨浓度对亚硝酸盐积累和维持的影响机理及规律得到了比较深入的研究^[4,7,12,13].然而,有关曝气生物滤池处理污水过程中的亚硝酸盐积累现象及其影响因素作用规律的研究尚未见报道.本文通过实

基金项目:国家自然科学基金资助项目(59825106)

作者简介:马军,(1962~)男,长江学者奖励计划特聘教授,博士生导师,主要从事水处理技术的研究.

收稿日期:2002-02-02;修订日期:2002-04-01

实验室模型试验研究了曝气生物滤池处理污水的效能与机理,分析探讨了反应器的亚硝酸盐积累特征和形成机理,研究了有机负荷、氨氮负荷、温度、pH 值和反冲洗过程对亚硝酸盐积累的影响规律,以期研究探索出一种基于短程硝化反硝化原理的全新生物脱氮技术和工艺.

1 试验装置与方法

1.1 试验装置

模型反应器为有机玻璃加工的曝气生物滤池,尺寸为 50 mm × 80 mm × 2000 mm,底部为 100 mm 高的砾石承托层,填料选用粒径 3 ~ 5 mm 的陶粒,填充高度 1600 mm.承托层以上每隔 150 mm 设一个取样口,共设 9 个.曝气口位于距底部 400 mm 处,压缩空气经曝气扩散器进入反应器.试验装置示意图见图 1.

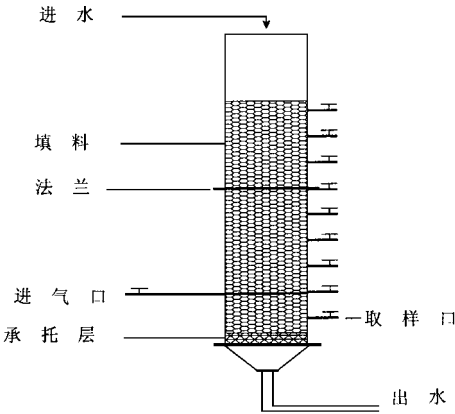


图 1 试验装置示意图

Fig.1 Schematic diagram of the experimental setup

1.2 试验方法

试验用水以淀粉、蛋白胨、牛肉膏、 NH_4Cl 、 KH_2PO_4 、 $\text{CaCl}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、

$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、食用碱等按一定比例配制,水质为 COD 86.61 ~ 424.6 mg/L,氨氮 34.3 ~ 44.38 mg/L,总氮 41.26 ~ 46.16 mg/L,硝态氮 0 ~ 0.82 mg/L,亚硝态氮 0 ~ 0.32 mg/L,pH 值 5.8 ~ 8.18, BOD_5 56.31 ~ 236.45 mg/L,总磷 4 ~ 6 mg/L.

试验采用下向流进水,气水逆向.反应器启动时投加一定量的硝化污泥作种泥,闷曝 3 d 后改为连续流进水,运行 15 d 后,COD 和氨氮的去除率分别达到 75 %和 60 %,至此挂膜成功.试验分别在 1 m/h 和 2 m/h 的滤速下进行,曝气量按气水比 3:1 供给,水温为 20.5 ℃ ~ 26.5 ℃,连续测定反应器进出水及曝气口处水样的 COD、氨氮、总氮、硝态氮、亚硝态氮,pH 值,定时测定溶解氧.反应器内的无机含氮化合物分布梯度、微生物数量及活性.微生物数量分析用 MPN 法,活性分析用呼吸耗氧量法^[14],其它项目均用标准方法进行^[15].反冲洗采用气水联合反冲,反冲洗的进行按运行时水头损失和处理效果确定,过滤周期一般为 24 ~ 48 h.

2 试验结果及分析

2.1 曝气生物滤池的脱氮效果

试验中曝气生物滤池对氨氮和总氮的去除效果见图 2.由图 2 可知,在滤速 1 ~ 2 m/h、气水比 3:1、进水 COD 负荷 1.18 ~ 5.57 kg/(m³·d)、氨氮负荷 0.26 ~ 0.63 kg/(m³·d)、总氮负荷 0.28 ~ 0.63 kg/(m³·d)、进水总氮浓度 41.26 ~ 46.16 mg/L、氨氮浓度 34.3 ~ 44.38 mg/L 时,曝气生物滤池对氨氮的去除效率基本可以达到 80 %以上,出水的氨氮含量 3 ~ 16 mg/L,平均去

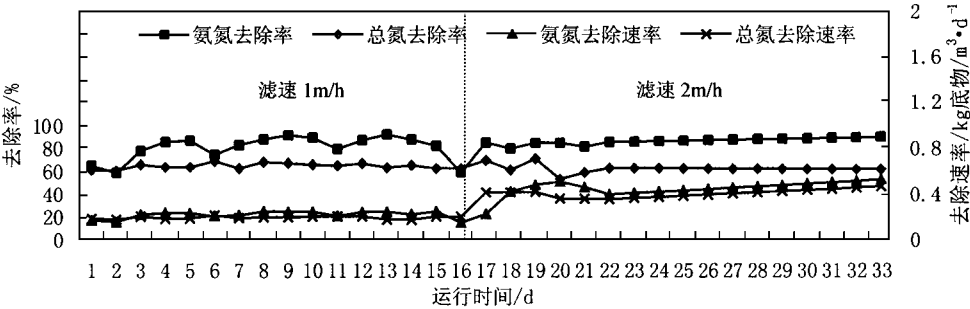


图 2 曝气生物滤池对氨氮、总氮的去除效果

Fig.2 Ammonia and TN removal in BAF

除率为 81.4 %;总氮的去除率可达 60 %左右,出水总氮为 12.3 ~ 19.5 mg/L.图 2 中的结果显示,滤速为 2 m/h 时反应器对氨氮的去除率比滤速为 1 m/h 时没有明显提高或降低,但在高滤速下氨氮去除率明显比低滤速稳定,可能是加大滤速提高了反应器混合液的紊流强度,促进了底物的均匀扩散.在运行的第 17 天将滤速提高至 2 m/h,出现了处理效率短暂下降现象,但是很快在一个过滤周期内即恢复到原有水平,说明曝气生物滤池有一定的抗水力负荷冲击能力.滤速为 2 m/h 时,总氮去除率稍有下降,说明提高滤速对总氮去除率有一定的影响,其原因可能是由于提高滤速相应地增加了曝气量,从而抑制了反硝化细菌的活性.曝气生物滤池对氨氮和总氮的去除速率随滤速增加表现出

明显的升高趋势,说明曝气生物滤池有较好的抗冲击负荷能力和较强的处理能力,这和 Pujol 的研究结果是一致的^[16].需要说明的是,试验中氨氮和总氮去除率并未达到预期的效果,为发挥曝气生物滤池的脱氮效能,还需进行进一步的深入研究.

2.2 反应器内亚硝酸盐积累现象

2.2.1 曝气口处和出水中的亚硝态氮和硝态氮

为了深入探讨曝气生物滤池的脱氮机理,考察了曝气生物滤池混合液和出水中的亚硝酸盐和硝酸盐生成量情况.检测对象分别为曝气口处的水样和滤池最后出水.试验结果见图 3 和图 4.

由图 3 可知,曝气生物滤池混合液中的亚

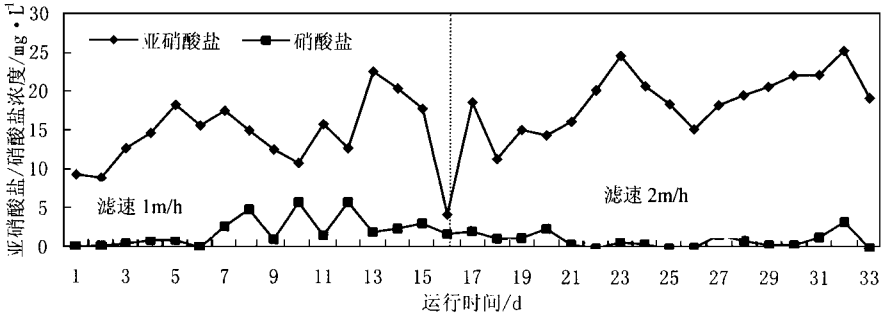


图 3 反应器内亚硝态氮和硝态氮变化情况

Fig. 3 Variation of nitrate and nitrite content in the bulk

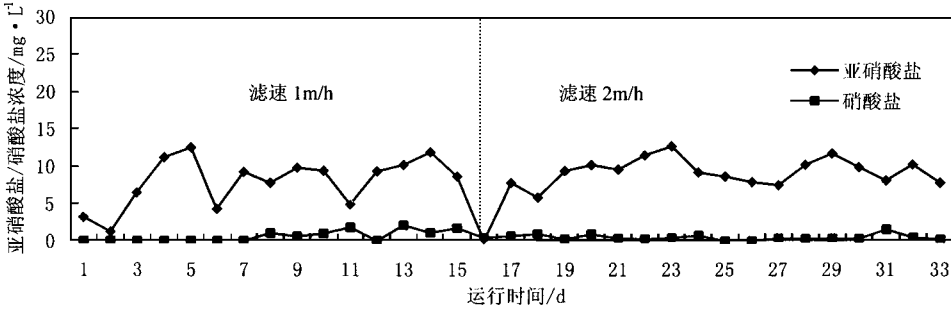


图 4 出水亚硝态氮和硝态氮变化情况

Fig. 4 Variation of nitrate and nitrite content in effluent

硝酸盐含量显著高于亚硝酸盐含量,硝化产物中亚硝态氮所占比例超过 60 %以上,说明反应器内部发生了亚硝酸盐的积累.试验中发现,提高滤速会加快水头损失增加速度,相应地增加了反冲洗次数,而图 3 的试验结果显示,滤速为

2 m/h 时亚硝酸盐积累现象比滤速为 1 m/h 时更加明显,说明反应器内的亚硝酸盐积累与反冲洗有一定关系.图 4 中出水的硝态氮浓度平均为 0.53 mg/L,而亚硝态氮平均含量为 8.72 mg/L,明显高于硝态氮量,但与图 3 的结果相

比,亚硝酸盐含量减少了约 8.02 mg/L 。根据传统的生物脱氮理论^[17], 1 mol 的氨氮可以氧化生成 1 mol 的亚硝态氮, 1 mol 的亚硝态氮可以氧化生成 1 mol 的硝态氮。试验期间进水总氮浓度 $41.26 \sim 46.16 \text{ mg/L}$ 、氨氮浓度 $34.3 \sim 44.38 \text{ mg/L}$, 反应器对总氮和氨氮的平均去除率分别为 63.4% 和 81.4% 。出水总氮减少量平均为 27.76 mg/L , 而出水中的亚硝态氮和硝态氮平均浓度之和为 9.25 mg/L , 即有 18.51 mg/L 的含氮化合物通过生物同化、挥发和吹脱、反硝化作用被去除。试验进水的 pH 值为 $6.05 \sim 8.18$, 温度变化幅度为 $20.5 \sim 26.5^\circ\text{C}$, 氨氮的主要存在形式应该是 NH_4^+ ^[17], 因而在本试验条件下, 曝气生物滤池作为一种固定床生物反应器, 通过生物同化、挥发和吹脱去除氨氮的作用是很小的, 故而反应器内发生了相当程度的反硝化作用。综合图 3 和图 4 的试验结果, 可以推知曝气生物滤池在运行中出现了亚硝酸盐的积累, 通过分析反应器内的含氮化合物物料平衡关系, 可以推测出进水中的氨氮先是被氧化成亚硝酸盐, 随后大部分亚硝态氮总氮直接经反硝化作用转化为气态含氮化合物逸出, 即曝气生物滤池发生了短程硝化反硝化。

2.2.2 反应器内含氮化合物变化情况

为确证曝气生物滤池内亚硝酸盐积累现象和短程硝化反硝化过程, 研究了反应器内各种不同无机含氮化合物的浓度沿水流方向的空间变化。采样时间为反冲洗后 6 h , 水温 22°C , 气水比 $3:1$, 滤速 2 m/h , 试验结果见图 5。

由图 5 可知, 氨氮的减少与亚硝酸盐的增加表现出一定的相关性, 与此同时, 硝酸盐量几乎没有变化, 数量低且趋势平稳。从进水到 0.7 m 深滤层处, 氨氮减少量稍高于亚硝酸盐和硝酸盐的生成量。在 0.7 m 到 1 m 深滤层区域, 氨氮量急剧下降, 亚硝态氮迅速升高, 但亚硝酸盐的增加幅度却明显低于氨氮降低量, 到 1 m 深滤层处以后, 氨氮浓度比较平稳地下降, 亚硝酸盐浓度在 1.15 m 深滤层处达到最大值, 随后表现出与氨氮降低相一致的变化趋势。由图 5 可以推知: 试验中曝气生物滤池对氨氮的最大

去除能力主要集中于 $0.7 \text{ m} \sim 1 \text{ m}$ 深滤层处, 在 $0.4 \sim 0.7 \text{ m}$ 深滤层和 1.3 m 深滤层以下对氨氮去除的贡献较小; 氨氮氧化的主要产物是亚硝态氮, 但形成的亚硝态氮并没有进一步被氧化为硝态氮, 反应器中出现了明显的亚硝酸盐积累现象, 说明硝化细菌的活性受到抑制。结合图 3 和图 4 的结果分析, 并比较图 5 中的各种无机含氮化合物的数量关系不难看出, 氨氮的减少量远远大于出水中的亚硝态氮和硝态氮之和, 减少的氨氮大部分是以气态含氮化合物的形式逸出的。

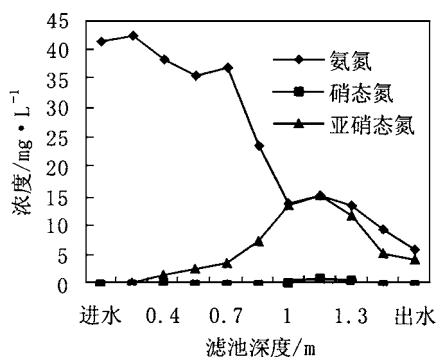


图 5 反应器内无机含氮化合物的空间变化情况

Fig. 5 Profiles of inorganic nitrogen compounds in the reactor

2.2.3 微生物活性分析

为进一步研究曝气生物滤池的亚硝酸盐积累情况, 分析了反应器内不同部位的亚硝化细菌和硝化细菌数量以及反应器内部生物膜耗氧量沿流程变化特点。采样时间为反冲洗后 6 h , 水温 23°C , 气水比 $3:1$; 生物膜耗氧量测定以一定量的氨氮和亚硝酸盐, 加上二次蒸馏的无菌水, 经无菌充氧后做为培养基质, 同时测定内源呼吸耗氧速率以进行校正, 测定结果主要反映氨氧化细菌和硝化细菌的呼吸耗氧量。试验结果见表 1 和图 6。

表 1 的试验结果表明, 曝气生物滤池中的亚硝化细菌数量远远超过硝化细菌。亚硝化细菌数量沿流程逐渐增加, 在填料厚度 1 m 处达到最大值, 随后又稍有下降。硝化细菌数量少且变化不大, 仅在填料层底部稍有增加, 但增幅不到一个数量级。表 1 的结果进一步证实了曝气生物滤池中的亚硝酸盐积累现象。

表 1 亚硝化细菌、硝化细菌的沿流程分布

Table 1 Spatial distribution of nitrifying bacteria and in BAF

填料厚度/cm	5	55	100	160
填料中亚硝化细菌数量/个·mg ⁻¹	2.34×10 ²	3.56×10 ⁶	1.25×10 ⁷	1.38×10 ⁶
填料中硝化细菌数量/个·mg ⁻¹	未检出	27	43	1.65×10 ²

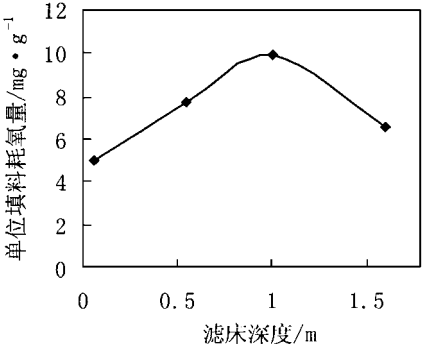


图 6 反应器内部生物膜耗氧量沿流程变化

Fig.6 Spatial variation of biomass activity in reactor

由图 6 可见,曝气生物滤池反应器内部生物膜的耗氧量在填料厚度1 m处达到最大值,

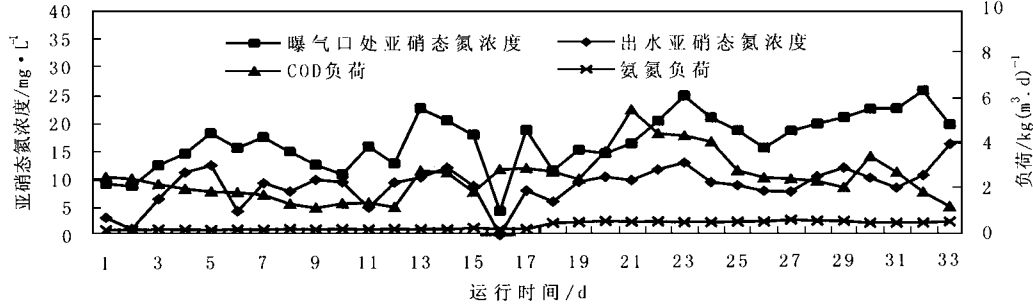


图 7 COD、氨氮负荷及亚硝态氮浓度逐日变化曲线

Fig.7 Variation of COD, ammonium loading and nitrite concentration

负荷的变化对反应器内的亚硝酸盐积累没有明显的影响,说明本试验条件下有机负荷和氨氮负荷不是形成亚硝酸盐积累的主要因素.

2.3.2 温度及 pH 值的影响

试验期间水温及 pH 值的变化见图 8.

试验期间温度变化幅度为 20.5℃~26.5℃,总体趋势为由高至低;pH 值为 6.05~8.18,总体趋势为逐渐升高,但两者的变化趋势并不稳定.一些研究认为温度低于 15℃或高于 30℃时会出现亚硝酸盐积累^[18],但图 8 显示,当温度在 20.5℃~26.5℃变化时,反应器出现了亚硝酸盐积累,亚硝态氮浓度变化不稳定,从总体趋势来看,温度降低反倒促进了亚硝酸盐

而表 1 的结果表明这个位置的亚硝化细菌数量也最多,可见生物膜耗氧量变化与亚硝化细菌数量的变化趋势是一致的,这意味着反应器内的亚硝化细菌的数量和活性都占有明显的优势,因而出现了亚硝酸盐的积累.

2.3 运行条件对亚硝酸盐积累的影响

2.3.1 有机负荷及氨氮负荷的影响

有机负荷对亚硝态氮氧化细菌的活性有抑制作用^[8],而国内外许多学者的研究也认为氨氮负荷过高也会促进亚硝酸盐的积累^[4,12,13].试验期间 COD、氨氮负荷及亚硝态氮浓度的逐日变化情况见图 7.

图 7 表明,本试验条件下,有机负荷和氨氮

的积累.Hellinga^[5]认为,提高 pH 值会增加水中的游离氨浓度,因而促进亚硝酸盐的积累,所以反应器内的 pH 值条件应保持在 7~8.但图 8 中亚硝态氮浓度变化并未表现出与 pH 同步变化的趋势.图 8 的结果表明,在温度 20.5℃~26.5℃,pH 值 6.05~8.18 的试验条件下,能够发生亚硝酸盐的积累,但亚硝态氮浓度变化与温度和 pH 值变化没有明显的相关性,因此不能肯定温度和 pH 值条件是曝气生物滤池内亚硝酸盐积累的主要成因.

2.3.3 反冲洗的影响

反冲洗是曝气生物滤池主要的运行特征之一,试验期间曝气生物滤池的反冲周期为 24~

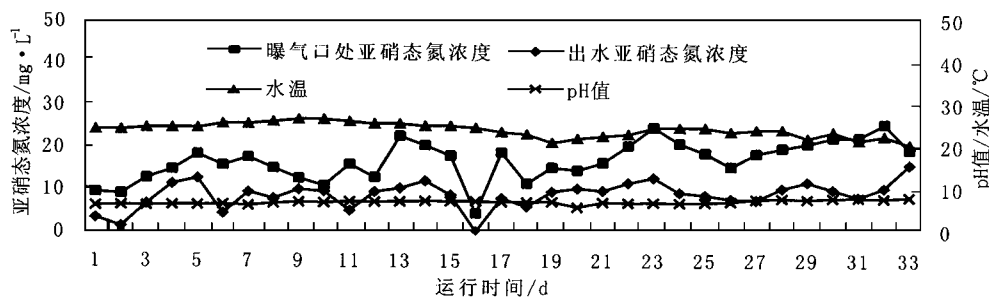


图 8 反应器内温度、pH 值及亚硝态氮浓度逐日变化曲线

Fig. 8 Variation of temperature, pH and nitrite concentration

48 h, 反冲用水为自来水。试验中发现, 延长运行周期能够降低亚硝酸盐的积累量, 反应器不经反冲洗而连续运行 3 d 后, 曝气口处和出水的亚硝态氮浓度可以降低 8 mg/L , 而硝态氮的浓度则相应地增加 6.5 mg/L , 说明反冲洗对亚硝态氮氧化过程有很大的影响, 可能是本试验中出现亚硝酸盐积累的主要原因。有关反冲洗强度、反冲洗水水质、反冲洗方式及反冲洗持续时间对反应器内不同生态类型的微生物的数量及生物活性的影响机理及规律研究正在进行。

2.3.4 曝气的影响

曝气量是好氧生物反应器的重要控制参数。本试验采用的气水比为 3:1, 因此供氧量与滤速有一定关系, 而由图 3 和图 4 可知, 滤速为 1 m/h 和 2 m/h 时出水的亚硝态氮浓度无明显变化, 但曝气口处亚硝态氮浓度似乎随滤速提高而有所增加, 所以不能肯定曝气量的大小对亚硝酸盐积累有作用, 需作进一步的深入研究。

2.4 亚硝酸盐积累的机理探讨

亚硝酸盐积累现象和较高的脱氮效能说明曝气生物滤池发生了短程硝化反硝化, 而曝气生物滤池独特的结构特征和运行特点是其能够进行短程硝化反硝化脱氮的根本原因。曝气生物滤池采用颗粒填料作为过滤阻留和生物氧化的介质和载体, 进水沿填料推流而下, 但在填料空隙间则为局部紊流, 因而在整体上和每一单元填料表面所附着生物膜中都存在着基质和溶解氧的浓度梯度分布, 为各种不同生态类型的微生物在生物膜内不同部位占据优势生态位提供了条件, 存在着不同的微生物代谢优势区。在

反应器的上部区域, 有机基质丰富, 溶解氧充足, 异养菌本身的增殖速度较快, 氨氧化细菌的比增长速率较低, 生长速度慢, 对氧的争夺能力又不如异养菌, 因此增殖较快的异养菌总会占据生物膜表面位置, 而氨氧化细菌的代谢优势区将位于生物膜内部稍浅的区域。将亚硝酸盐氧化为硝酸盐是由亚硝酸盐氧化细菌即硝化细菌完成的, 硝化细菌与氨氧化细菌具有互利共生的生态关系, 前者以后者的代谢产物为基质。在活性污泥工艺中, 由于供氧充足, 两者可以形成混合优势区域。但在生物膜体系中, 异养菌和氨氧化细菌对氧的争夺能力都强于硝化细菌, 故硝化细菌的代谢优势区域只能存在于亚硝酸盐浓度和溶解氧较高, 而有机物和氨氮浓度较低的区域。当主体相溶解氧较低, 生物膜扩散阻力较大, 而氨氮和有机物浓度较高时, 受供氧限制, 硝化细菌的代谢活性将受到抑制, 因此氨氧化产物会被反硝化细菌直接用于反硝化过程。曝气生物滤池在运行过程中需要经常进行反冲洗以恢复过水通量, 除去多余的生物膜和截留的 SS, 所以世代时间较长的自养菌很难在主体液相中形成优势, 同时曝气生物滤池的反冲洗过程对生物膜也有很好的更新作用, 使反应器内的微生物处于一种周期性变化的环境中, 由于氨氧化细菌在氧饱和常数^[11]、基质供应等方面的优势, 在这种反复冲洗的振荡生态条件下, 要比硝化细菌更容易建立和形成稳定的生态群系。另外, 曝气生物滤池一般采用较低的曝气量即可以取得良好的有机物去除效果, 而 Hanaki 的研究成果表明^[10], 低溶解氧时氨氧化细菌的

增殖速度加快了近一倍,补偿了因低溶解氧所造成的代谢活性下降,使得氨氧化过程不受影响,而硝化细菌的增殖速率没有任何提高,这也限制了生物膜中硝化细菌代谢优势区的形成。尽管反应器的中下部区域有机基质浓度降低,异养菌代谢活跃区有所减小,但氨氧化细菌的代谢活性相应地增加,扩散到生物膜内部的溶解氧依然很低,而在生物膜外层,由于反复的冲洗,硝化细菌亦很难形成稳定的优势群落,所以氨氧化产生的亚硝态氮或扩散到厌氧区被反硝化去除,或出现亚硝酸盐的积累。当溶解氧较低时,反硝化菌代谢活性增强,将形成从主体相到生物膜内部的亚硝酸盐扩散梯度,可实现完全反硝化脱氮。

3 结论

(1)在滤速 $1 \sim 2 \text{ m/h}$ 、气水比 $3:1$ 、水温 $20.5 \sim 26.5^\circ\text{C}$ 、进水氨氮负荷 $0.26 \sim 0.62 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 、总氮负荷 $0.28 \sim 0.63 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 的条件下,曝气生物滤池可以取得良好的硝化反硝化脱氮效果,其氨氮和总氮去除能力分别为 $0.15 \sim 0.52 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 和 $0.18 \sim 0.42 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。

(2)处理出水 and 反应器内曝气口处水样连续监测结果表明,曝气生物滤池运行过程中出现了明显的亚硝酸盐积累现象,反应器内部含氮化合物的空间分布分析结果、亚硝化细菌和硝化细菌数量及生物膜耗氧量分析结果进一步确证了亚硝酸盐的积累,表明曝气生物滤池能够进行短程硝化反硝化脱氮。

(3)初步分析探讨了有机负荷、氨氮负荷、温度、pH 值、曝气量以及反冲洗对亚硝酸盐积累的影响,认为反冲洗是最主要的影响因素。

(4)亚硝酸盐积累的形成机理在于曝气生物滤池独特的结构特征和运行方式,颗粒填料为异养菌、氨氧化细菌、亚硝态氮氧化细菌和反硝化细菌分别占据不同生态位,形成合理的微环境体系提供了有效的载体,较低的曝气供氧量和定期的反冲洗又使得竞争能力较弱的亚硝态氮氧化细菌不能在反应器内形成优势群体而被自然淘汰,因而氨氧化产生的亚硝态氮可直

接被反硝化去除,或出现亚硝酸盐积累现象。

参考文献:

- 1 Strous M, Gerven E V, Zheng P et al. Ammonium removal from concentrated waste streams with and without anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) process in different reactor configurations. *Wat. Res.*, 1997, **31** (8): 1955 ~ 1962.
- 2 Helmer C, Kunst S. Simultaneous nitrification/ dinitrification in an aerobic biofilm system. *Wat. Sci. Tech.*, 1998, **27** (4 ~ 5): 183 ~ 187.
- 3 刘俊新. 生物膜与活性污泥结合新工艺脱氮除磷研究. 哈尔滨建筑大学博士学位论文, 1999, 88 ~ 103.
- 4 Turk O, Mavinic D S. Maintaining nitrite build-up in a system acclimated to free ammonia. *Wat. Res.*, 1989, **23** (11): 1383 ~ 1388.
- 5 Hellenga C, Schellen A A J C, Mulder J W et al. The Sharon process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich waste water. *Wat. Sci. Tech.*, 1998, **37** (9): 135 ~ 142.
- 6 Verstraete W, Philips S. Nitrification-dinitrification process and technologies in new contexts. *Environ. Pollution*, 1998, **102** (5): 717 ~ 726.
- 7 Ford D L. Comprehensive analysis of nitrification of chemical processing wastewaters. *J. W. P. C. F.*, 1980, **52** (11): 2726 ~ 2746.
- 8 Sharma B, Alert R C. Nitrification and nitrogen removal. *Wat. Res.*, 1977, **11** (10): 897 ~ 925.
- 9 Huang C S, Hopson N E. Metal inhibition of nitrification. In *Proc. 37th. Ind. Waste Conf. Indiana: Purdue University*, 85 ~ 98.
- 10 Hanaki K, Wantawin C, Ohgaki S. Nitrification at low levels of dissolved oxygen with and without organic loading in a suspended growth reactor. *Wat. Res.*, 1990, **24** (3): 297 ~ 302.
- 11 Laanbroek H J, Gerards S. Competition for limiting amounts of oxygen between *Nitroso monas europaea* and *Nitrobacterium winogradskyi* grown in mixed continuous cultures. *Arch. Microbiology*, 1993, **159**: 453 ~ 459.
- 12 Abeling U, Seyfried C F. Anaerobic-aerobic treatment of high-strength ammonium waste water: nitrogen removal via nitrite. *Wat. Sci. Tech.*, 1992, **26** (5 ~ 6): 1007 ~ 1015.
- 13 Fdz-Polanco F, Garcia P, Villaverde S. Temperature effect over nitrifying bacteria activity in biofilters: activation and free ammonia inhibition. *Wat. Sci. Tech.*, 1993, **30** (11): 121 ~ 130.
- 14 Urfer D, Huck P M. Measurement of biomass activity in drinking water biofilters using a respirometric method. *Wat. Res.*, 2001, **35** (6): 1469 ~ 1477.
- 15 国家环保局. 水和废水监测分析方法. 北京: 中国环境科学出版社, 1989.
- 16 Pujol R, Hamon M, Kandel X et al. Biofilters: flexible, reliable biological reactors. *Wat. Sci. Tech.*, 1994, **29** (10 ~ 11): 33 ~ 38.
- 17 张自杰. 排水工程(第三版). 北京: 中国建筑工业出版社, 1996, 274 ~ 278.
- 18 袁林江, 彭党聪, 王志盈. 短程硝化-反硝化脱氮. 中国给水排水, 2000, **16** (2): 29 ~ 31.