

DO对SBBR工艺同步硝化反硝化的影响研究

荣宏伟¹, 张朝升¹, 彭永臻², 张可方¹

(1.广州大学 土木工程学院 广东 广州 510006; 2.北京工业大学 北京市水质科学与水环境恢复工程重点实验室 北京 100022)

摘要 实验研究了序批式生物膜反应器(SBBR)同步硝化反硝化生物脱氮城市污水处理工艺。试验结果表明 DO 是影响 SBBR 工艺实现同步硝化反硝化的一个重要因素,将 DO 控制在 2.8~4.0mg/L 的范围内,可以取得较好同步硝化反硝化效果,总氮去除率可达 67%以上。通过好氧反应过程中溶解氧在生物膜内反应扩散模型以及扫描电镜对生物膜的形态结构观察,分析了 SBBR 工艺同步硝化反硝化机理。SBBR 工艺同步硝化反硝化主要是由微环境引起的,生物膜在好氧条件下能创造缺氧微环境,DO 浓度直接影响生物膜内部好氧区与缺氧区比例的大小,进而影响硝化和反硝化的效果。DO 浓度升高,使氧传递能力增强,使生物膜内部原来的微环境由缺氧性转为好氧性;反之 DO 浓度降低,生物膜内部微环境倾向于向缺氧或厌氧发展。

关键词 SBBR 工艺; 同步硝化反硝化; DO; 微环境

中图分类号 X703.1 **文献标志码** A **文章编号** 1003-6504(2009)10-0016-04

Effect of DO on Simultaneous Nitrification and Denitrification in Sequencing Batch Biofilm Reactor

RONG Hong-wei¹, ZHANG Chao-sheng¹, PENG Yong-zhen², ZHANG Ke-fang¹

(1.School of Civil Engineering, Guangzhou University, Guangzhou510006, China; 2.Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing100022, China)

Abstract : Sequencing batch biofilm reactor (SBBR) was tested for simultaneous nitrification and denitrification (SND) for municipal wastewater. Results showed that the dissolved oxygen (DO) present in SBBR was an important factor in achieving a higher degree of SND, with TN removal efficiency above 67% at DO of 2.8~4.0mg/L. The mechanism of SND in SBBR was analyzed on the basis of DO diffusion model within biofilm and observation of scanning electron microscopy. It was found that SND in SBBR was caused by anoxic microenvironment which existed in the biofilm under aerobic conditions. DO concentration directly affected the proportion of aerobic fraction and anoxia fraction in the biofilm, which led to an effect on efficiency of nitrification and denitrification. With increase of DO concentration, the speed transfer efficiency of oxygen was enhanced to make microenvironment convert from anoxia environment to aerobic environment. Microenvironment inclined to convert from aerobic environment to anoxia or anaerobic environment with decrease of DO concentration.

Key words : sequencing batch biofilm reactor (SBBR); simultaneous nitrification and denitrification(SND); dissolved oxygen (DO); microenvironment

传统的生物脱氮是通过硝化和反硝化两个过程来实现的。由于硝化细菌和反硝化细菌生长条件不同,在生物法处理工艺中,硝化和反硝化往往在两个不同的反应器内或同一反应器的不同阶段进行。近年来一些研究表明硝化和反硝化这两个过程能够在同一反应器中同时发生,证明了存在同步硝化反硝化现象(Simultaneous Nitrification and Denitrification,简称 SND)。尤其在好氧条件下发生反硝化现象已被证实存在于流化床反应器、生物转盘、氧化沟、SBR、CAST

等各种不同的生物处理系统中^[1-4]。同步硝化反硝化(SND)由于具有节省能耗、减少反应设备的数量和容积、运行费用低等优点,为今后简化生物脱氮技术并降低投资提供了可能性,但对其作用机理还需进一步的研究与探讨。

本文通过研究序批式生物膜反应器(SBBR)中溶解氧(DO)变化对同步硝化反硝化过程的影响,结合扫描电镜对生物膜的形态结构观察以及好氧反应过程中溶解氧在生物膜内反应扩散模型,分析了 SBBR

收稿日期 2008-09-08, 修回 2008-11-18

基金项目 国家自然科学基金(50878058);“十一五”国家科技支撑计划重点项目(2006BAC19B03);广东省科技攻关重点引导(2004B33301006)

作者简介 荣宏伟(1973-),男,副教授,博士,硕士生导师,研究方向为水污染控制工程(电话)020-39366657(电子信箱)rhwcw@126.com。

工艺中的同步硝化反硝化机理, 为同步硝化反硝化脱氮新工艺的开发奠定了理论基础。

1 试验材料与方法

1.1 试验装置

试验装置如图 1 所示。反应器由有机玻璃制成, 填料选用组合纤维填料, 柱体内径约 15cm, 有效水深约 120cm, 有效容积为 17L, 曝气采用微孔曝气, 转子流量计调节曝气量。填料选用由高分子聚合塑料和全醛化合成维纶纤维长丝组成的组合纤维填料, 填料直径 150mm, 比表面积 1236m²/m³, 空隙率 99%, 反应器内共安置了 12 片组合纤维填料, 每片间距 60mm。

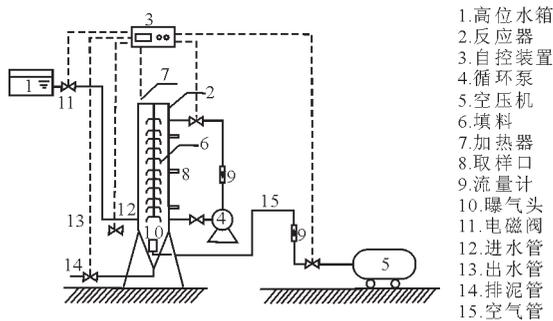


图 1 序批式生物膜法试验装置图
Fig.1 Flow diagram of the SBBR

1.2 试验水质

试验采用人工配水, 分别以淀粉、氯化铵、磷酸二氢钾为碳源、氮源和磷源, 同时添加硫酸镁、氯化钙、氯化铁等作为微量元素配制而成, 水质如表 1 所示。

1.3 试验分析方法

试验水质分析方法均采用国家发布的标准方法, COD:重铬酸钾消解法;氨氮:纳氏试剂分光光度法;亚硝酸盐氮:N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法;硝酸盐氮:麝香草酚分光光度法;总氮:碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法;DO、pH:德国 WTW 在线监测仪。文中给出的试验数据采用多个稳定运行周期内重现性良好的试验结果。

2 结果与讨论

2.1 DO 对同步硝化反硝化的影响

序批式生物膜反应器(SBBR)试验运行采用瞬间进水, 曝气 5.0h, 静沉 20min, 排水 10min, 运行周期 5.5h。试验过程中进、出水采用全换容方式。温度控制在 25℃, 通过调整曝气量使整个曝气过程中 DO 分别控制在 1.3mg/L、1.8mg/L、2.8mg/L、3.5mg/L、4.0mg/L、4.5 和 5.0mg/L 左右七种情况下, 考察不同 DO 对同步硝化反硝化的影响, 实验结果如表 2 所示。

表 1 原水水质

Table 1 Raw water quality

(pH除外, mg/L)

| 项目 | COD | TN | TP | NH ₃ -N | NO ₃ -N | NO ₂ -N | pH |
|----|-------------|-------------|-----------|--------------------|--------------------|--------------------|-----------|
| 数值 | 229.2~267.5 | 29.17~35.29 | 2.19~5.42 | 26.23~33.89 | 0.26~1.95 | 0.02~0.83 | 6.78~7.84 |

表 2 不同 DO 浓度时 COD、NH₃-N、NO₂-N、NO₃-N 及 TN 变化

Table 2 Variation of COD, NH₃-N, NO₂-N, NO₃-N and TN at different DO concentration

(mg/L)

| DO | COD | | | NH ₃ -N | | | NO ₂ -N | | NO ₃ -N | | TN | | |
|-----|-------|------|--------|--------------------|-------|--------|--------------------|------|--------------------|-------|-------|-------|--------|
| | 进水 | 出水 | 去除率(%) | 进水 | 出水 | 去除率(%) | 进水 | 出水 | 进水 | 出水 | 进水 | 出水 | 去除率(%) |
| 1.3 | 232.3 | 45.4 | 80.45 | 29.61 | 18.60 | 37.18 | 0.16 | 0.11 | 0.75 | 1.57 | 31.85 | 21.82 | 31.49 |
| 1.8 | 247.5 | 30.1 | 87.84 | 30.02 | 13.18 | 56.09 | 0.27 | 0.76 | 1.03 | 2.62 | 32.78 | 17.73 | 45.91 |
| 2.8 | 229.6 | 20.5 | 91.08 | 31.68 | 4.64 | 85.35 | 0.16 | 1.15 | 0.57 | 4.93 | 34.75 | 11.4 | 67.17 |
| 3.5 | 258.4 | 21.6 | 91.64 | 30.02 | 0.51 | 98.3 | 0.29 | 0.76 | 0.84 | 6.26 | 33.64 | 7.73 | 77.02 |
| 4.0 | 230.1 | 18.6 | 91.92 | 28.72 | 0.22 | 99.23 | 0.32 | 1.25 | 0.91 | 8.47 | 33.59 | 10.12 | 69.87 |
| 4.5 | 260.3 | 19.4 | 92.55 | 32.12 | 0.47 | 98.49 | 0.12 | 0.56 | 1.16 | 12.09 | 35.17 | 14.83 | 57.83 |
| 5.0 | 237.8 | 17.9 | 92.48 | 29.74 | 0.31 | 98.96 | 0.16 | 0.11 | 0.75 | 1.57 | 32.41 | 19.52 | 39.77 |

由表 2 中可以看出, 在不同的 DO 浓度下, 对 COD 的去除率影响较小, 当 DO>1.8mg/L 时, COD 的去除率保持在 87%以上, 出水浓度低于 30mg/L。但不同的 DO 对 NH₃-N 和 TN 去除有较大的影响。

当 DO<1.8mg/L 时, NH₃-N 的出水浓度高, 去除效率较低, <60%, 出水 TN 组成基本为 NH₃-N, TN 的去除率<50%。主要原因是由于系统中 DO 较低, 微生物浓度又较高, 溶解氧主要被异氧菌利用, 用于氧化降解有机物, 供氧已严重不足, 极大地抑制了硝化菌的活性, 使得硝化效果降低。同时, 由于 DO 较低, 在

反应器中形成缺氧及厌氧环境, 而达到反硝化菌的适宜条件, 反硝化能力加强, 使得硝化生成的 NO₂-N 和 NO₃-N 迅速被还原成 N₂。

当 DO 在 2.8mg/L~4.0mg/L 范围内变化时, TN 的去除率在 67.17%~77.02%之间, 平均去除率在 65%以上, NH₃-N 去除率则随 DO 浓度增加而增加, 平均去除率达到 85%以上。说明随着 DO 升高, 反应器中硝化菌活性增强, 硝化反应较彻底, 反硝化菌的活性逐渐减弱, 但由于系统中微生物浓度较高, 生物膜具有一定的厚度, 氧的传递速率较低, 溶解氧不能完全

扩散到生物膜内部,在生物膜内部形成部分缺氧或厌氧环境,使系统反硝化反应能力得以保持。

当 DO 浓度进一步增加,达到 4.5mg/L 以上时, $\text{NH}_3\text{-N}$ 基本全部去除,去除率达到 99% 左右。而 TN 去除率却逐渐降低,在达到 DO 达到 5.0mg/L 时仅为 39.77%,出水 TN 组成基本为 $\text{NO}_3\text{-N}$ 。主要原因是系统中 DO 较高,提高了溶解氧对生物膜的穿透力,增加了生物膜内部的溶解氧浓度,系统中主要是好氧环境,硝化菌的活性较强,而反硝化菌受到抑制,反硝化能力较差,因此 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的出水浓度随之升高。

从上面的分析发现,在序批式生物膜反应器中存在着同步硝化反硝化现象,在同步硝化反硝化过程中,由于硝化菌和反硝化菌对 DO 的需求不同,表明 DO 是影响同步硝化反硝化的一个重要因素,在不影响硝化效果的前提下,DO 的降低有助于保持生物膜内的缺氧环境,提高反硝化能力。因此将 DO 控制在 2.8~4.0mg/L 的范围内,在保证有机物得到良好降解的条件下,既能保证硝化反应的顺利进行,又能较好实现反硝化反应,使硝化速率和反硝化速率越接近,总氮的去除效果就越好。

2.2 生物膜内溶解氧反应扩散模式分析

在上述试验中我们发现,在好氧 5h 的反应时间内要达到较好的硝化效果,DO 需要达到 2.8mg/L 以上,而在相同的条件下活性污泥法 DO 只需控制在 2.0mg/L 以上。在生物膜反应器中之所以需要较高的溶解氧,主要是因为 DO 从液相到生物膜需要一个传递过程。在生物膜系统内,一般认为物质在液相及生物膜相的传递可由两种机制完成:(1)扩散,即在固相或液相内,物质从高浓度向低浓度方向的运动现象;(2)平流,它是指在单一相内或相界上由于流体运动而形成的物质传递方式。在生物膜系统内,一般认为平流运输可以忽略。图 2 为溶解氧在生物膜内扩散的图解过程。

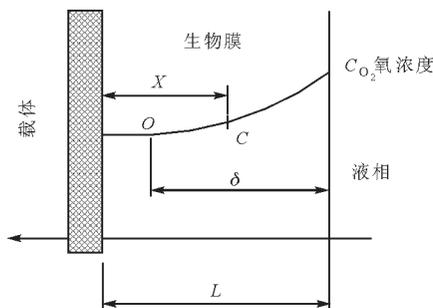


图2 DO在生物膜内的扩散示意图
Fig.2 Profile of DO diffusion within biofilm

根据生物膜内溶解氧反应扩散模型,在序批式生

物膜反应器好氧过程中溶解氧在生物膜内扩散也符合公式 1^[5]:

$$C = C_0 \frac{\exp\left[\sqrt{\frac{K}{D}}(\delta - L + x)\right] - \exp\left[\sqrt{\frac{K}{D}}(L - \delta - x)\right]}{\exp\left(\sqrt{\frac{K}{D}}\delta\right) - \exp\left(-\sqrt{\frac{K}{D}}\delta\right)} \quad (1)$$

式中 C 为生物膜内 x 处 DO 浓度, mg/L; D 为 DO 在生物膜中的扩散系数, m^2/s ; C_0 为液相主体 DO 浓度, mg/L; x 为距载体表面的距离, m; L 为生物膜厚度, m; δ 为好氧活性生物膜厚度, m; K 为常数。

从公式中可以发现,生物膜内的溶解氧随着生物膜深度的增加而减少,而在同一深度处膜内的溶解氧随着液相主体中溶解氧浓度的升高而增加。同时扩散到生物膜内的溶解氧量还跟氧在生物膜内的扩散系数、生物膜内微生物的数量以及氧在好氧反应中的半饱和和常数有关。因此,为了满足生物膜内硝化细菌对氧的需求量,加快氧的传递速率,增加生物膜的微生物活性厚度,提高硝化反应速率,必须提高液相主体中溶解氧的含量。所以在生物膜反应系统为了保持硝化菌良好的活性,反应器内所需的溶解氧浓度往往要高于活性污泥系统的溶解氧浓度。但当反应器中液相的 DO 过高时,DO 会穿透生物膜,使生物膜内的缺氧微环境逐步缩小,反硝化反应受到抑制。

2.3 序批式生物膜反应器同步硝化反硝化机理探讨

在序批式生物膜反应器系统中,填料是种群生态位的空间基础,填料和其上附着的生物膜各种不同菌群有机结合,形成一个不同种群占据不同空间生态位的微环境体系。图 3 与图 4 即为填纤维填料上生物膜的外层结构及生物膜的表面形态的扫描电子显微镜照片。

在代谢底物的过程中,附着在填料表面的菌群不断增生并生成大量的胞外聚合物,使膜厚度增加,丝状菌体交错缠绕在生物膜内,使生物膜紧紧地束缚在填料上,增强了生物膜自身禁锢作用,大量的生物聚合物和丝状菌体又将各纤维丝上形成的生物膜相互连接,形成一个稳定的缠结结构,表面起伏层叠,凸凹伸展,并伴有频繁的孔隙,生物膜表面形成的孔隙度及粗糙度不仅增加了生物膜与底物间的有效面积,而且有利于传质效率的提高。在填料表面,由于溶解氧扩散程度的限制,也使好氧菌群和厌氧菌群呈现分层分布的不均匀特征,进一步导致了空间生态位的分离。如图 5 所示,在生物膜表面由于氧的浓度较高形成好氧区,主要进行硝化反应,而在生物膜内部氧的浓度较低,形成缺氧区,异氧反硝化菌占优势,主要进行反硝化反应。

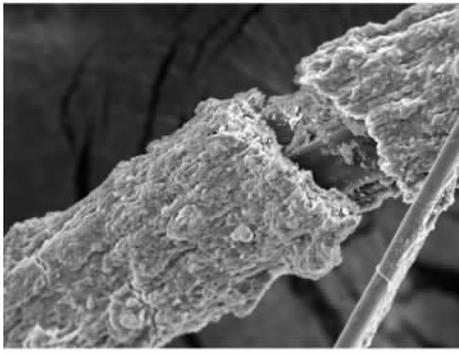


图3 生物膜的外层结构 (SEM×1000)
Fig.3 Outer structure of biofilm (SEM×1000)

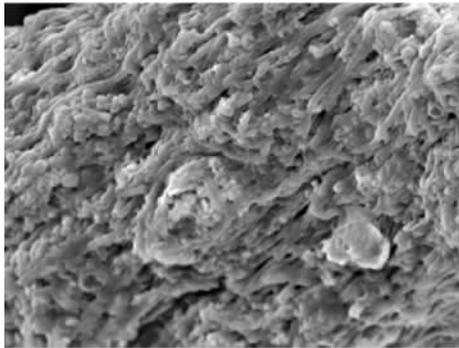


图4 生物膜的表面形态 (SEM×2000)
Fig.4 Surface of biofilm (SEM×2000)

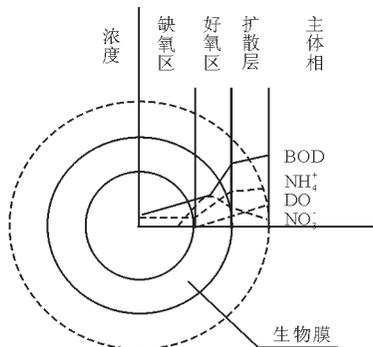


图5 生物膜内DO分布和底物浓度的变化
Fig.5 Variation of DO and substance in the biofilm

当 $DO < 1.8 \text{ mg/L}$ 时, 由于液相中氧浓度较低, 氧在生物膜内的扩散程度受到限制, 好氧活性生物膜厚度 δ 较小, 同时由于生物膜表面存在着大量的好氧异氧菌与硝化细菌对氧产生竞争, 硝化效果一般, 说明硝化细菌的硝化能力较弱, 虽然在生物膜内部可形成较大的缺氧区, 异氧反硝化菌占有明显优势, 但由于生成的硝态氮较低, 对 TN 的去除率不高。当 DO 在 $2.8 \text{ mg/L} \sim 4.0 \text{ mg/L}$ 范围时, 由于 DO 浓度较高提高了氧的穿透能力, 好氧活性生物膜厚度 δ 增大, 硝化能

力增强, 同时也保证了生物膜内部的缺氧区, 具有较强的反硝化能力, 从而分别进行硝化和反硝化反应, 总氮的去除率明显提高。当 DO 增大到 4.5 mg/L 以上时, 由于 DO 较高, 好氧活性生物膜厚度 δ 明显增厚, 硝化细菌可将氨氮快速彻底的氧化成硝态氮, 但由于生物膜内部的缺氧区域减少, 反硝化能力减弱, 无法进行反硝化, 使得 TN 去除率又明显降低。

3 结论

(1) 将 DO 控制在 $2.8 \sim 4.0 \text{ mg/L}$ 的范围内, 序批式生物膜反应器可以取得较好同步硝化反硝化效果: 氨氮和总氮的平均去除率可达 85% 和 65% 以上。

(2) 根据溶解氧在生物膜内反应扩散模型以及通过扫描电镜对生物膜的形态结构观察, 对同步硝化反硝化机理进行分析发现, SBBR 工艺中的同步硝化反硝化主要是由在生物膜上所形成的一个不同种群占据不同空间生态位的微环境体系所引起的。

(3) DO 是实现同步硝化反硝化的一个关键因素, DO 值直接影响生物膜内部好氧区与缺氧区比例的大小, 进而影响硝化和反硝化的效果。

【参考文献】

- [1] Oskar Modin, Kensuke Fukushi, Kazuo Yamamoto. Denitrification with methane as external carbon source[J]. Water Research, 2007, 41(6): 2726-2738.
- [2] A B Gupta, S K Gupta. Simultaneous carbon and nitrogen removal from high strength domestic wastewater in an aerobic RBC biofilm[J]. Water Research, 2001, 35(5): 1714-1722.
- [3] Gao Shou-you, Peng Yong-zhen, Wang Shu-ying, et al. Novel strategy of nitrogen removal from domestic wastewater using pilot Orbal oxidation ditch[J]. Journal of Environmental Sciences, 2006, 1(9/10): 833-839.
- [4] Wang X J, Xia S Q, Chen L, et al. Nutrients removal from municipal wastewater by chemical precipitation in a moving bed biofilm reactor[J]. Process Biochemistry, 2006, 41(4): 824-828.
- [5] 荣宏伟, 彭永臻, 张朝升, 等. 曝气量对 SBBR 生物除磷的影响研究[J]. 中国给水排水, 2008, 24(5): 72-76.
Rong Hong-wei, Peng Yong-zhen, Zhang Chao-sheng, et al. Effect of aeration rate on biological phosphorus removal using sequencing batch biofilm reactor (SBBR)[J]. China Water and Wastewater, 2008, 24(5): 72-76. (in Chinese)