

短程硝化反硝化研究

范雪

(哈尔滨市建筑设计院)

摘要: 短程硝化反硝化新技术也是国内外污水处理领域中一个前沿性的研究课题,其内容涉及科学机理的阐释、工艺的开发设计、运行工况的优化控制及微生物种群优化等诸多方面,这些理论和工艺研究将进一步完善生物脱氮技术体系,这将对整个污水处理领域一个重大贡献,实现短程硝化反硝化技术的关键是将硝化过程稳定控制在亚硝化阶段。研究短程硝化反硝化新技术也是国内外污水处理领域中一个前沿性的研究课题,这将对整个污水处理领域一个重大贡献,因此本课题也具有非常重要的科学意义。

关键词: 短程硝化; 反硝化; N_2O

相比于传统的硝化反硝化技术,短程硝化反硝化具有如下优点(Beccari et al. 1983; Turk and Mavinic 1987): ① 好氧阶段节省 25% 的氧消耗量; ② 缺氧阶段节省 40% 的外碳源消耗量; ③ 亚硝酸盐反硝化反应以硝酸盐反硝化反应速率的 1.5-2 倍进行; ④ 降低剩余污泥产量。实现短程硝化反硝化生物脱氮工艺的关键在于实现短程硝化作用。目前,实现短程脱氮的途径主要有合理地控制温度、泥龄、DO、pH 值、基质浓度与负荷、抑制剂和运行方式等。

1 控制温度

氨氧化菌和亚硝酸盐氧化菌对温度变化的敏感性呈现明显的不同(Hellinga et al., 1998)。20℃条件下,氨氧化菌和硝化菌的比增长速率 μ_{max} 分别为 0.801d⁻¹ 和 0.788d⁻¹。温度低于 20℃ 时,氨氧化菌的 μ_{max} 大于硝化细菌,而温度大于 20℃ 时,氨氧化菌的 μ_{max} 超过硝化细菌,因此升高温度不但能加快氨氧化菌的生长速率,同时还能扩大氨氧化菌和硝化细菌的生长速率上的差距,有利于筛选氨氧化菌,淘汰硝化细菌(Balmelle et al. 1992; Hunik 1993; Yoo et al. 1999)。

目前在短程硝化反硝化生物脱氮工艺中,国内外学者对于最佳温度持有不同的看法。在纯培养条件下 AOB 和 NOB 的最佳温度分别为 35℃ 和 38℃(Camilla et al. 2001)。Hyungseok 等认为实现短程硝化的最佳温度为 22-27℃,或者至少不能低于 15℃。他们观点的理论根据是在该温度范围内氨氧化菌的活性最强,而在 15℃ 以下亚硝酸盐氧化菌的活性变为最强。Balmelle 等的研究结果与 Hyungseok 的一致,同样认为实现短程硝化的最佳温度为 25℃。上面所谈到的 SHARON 工艺利用氨氧化菌和亚硝酸盐氧化菌比增长速率的不同从而成功地实现了短程硝化反硝化。从比增长速率的角度考虑,只有在温度高于 25℃ 时,氨氧化菌才能在与亚硝酸盐氧化菌的竞争中胜出(Brouwer et al. 1996),而在温度低于 15℃ 时情况恰好相反。

2 控制 DO 浓度

亚硝酸盐的氧饱和常数一般为 0.2-0.4mg/L,而硝酸菌为 1.2-1.5mg/L,这就意味着亚硝酸盐细菌对氧的亲力和耗氧速率均高

于硝酸细菌(Hunik, 1993; Picioreanu et al. 1997)。因此当反应体系中的溶解氧浓度成为限制性因素时,即在较低的 DO 浓度下,而在低 DO 条件下,硝酸菌代谢能力大幅度下降,其氧化亚硝酸氮的能力大为减弱,而氨氧化菌仍可维持正常的或略微低的代谢活动,氨氮氧化为亚硝酸氮的过程不会受到明显影响,从而造成体系中亚硝酸氮的积累(Peng et al. 2004)。

尽管关于 DO 临界值的报道不太一致,但可以看出 DO 的临界值与所采用的污水处理工艺和反应器内微生物菌群的分布相关。在生物膜法处理系统中, AOB 主要生长在生物膜的表面和中部,最为重要的是氧扩散受限, DO 浓度随着膜厚的增加逐渐降低,培养生物膜的条件不同, DO 扩散至内部的深度亦有所区别,因而,在生物膜处理系统中实现短程硝化几乎没有临界的 DO 值。与之相反,在活性污泥法处理系统中所有的短程都是在 DO<1.5mg/L 的条件下获得的,而超过此值,亚硝酸盐积累将得到破坏。值得引起注意的是,控制低溶解氧实现短程硝化所带来的硝化效率降低和活性污泥解体以及引发丝状菌污泥膨胀等问题(Hanaki et al. 1990; Hao et al. 2002; Peng et al. 2004)。

3 pH 值

pH 值对短程硝化的影响主要表现为两方面,一方面是硝化菌对环境中的 pH 值有一定要求,即氨氧化菌和亚硝酸盐氧化菌有各自最佳的生长环境;另一方面, pH 值对游离氨及亚硝酸的浓度有很大影响,因为废水中氨氮随 pH 值不同分别以分子态和离子态形式存在,分子态游离氨对硝化菌的抑制要强于亚硝酸菌。因此,通过控制 pH 值可实现短程硝化反硝化生物脱氮工艺。

在氨浓度和亚硝酸盐浓度分别为 130 和 300mg/L 的条件下, pH 对硝化细菌生长速率的影响不同。当 pH 大于 7.0 时,氨氧化菌的生长速率明显高于硝酸细菌,两者的最小 SRT 相差悬殊,易于通过控制 SRT 淘汰硝酸细菌。但当 pH 小于 6.3 时,氨氧化菌的生长速率低于硝酸细菌,难于通过控制 SRT 淘汰硝酸细菌(van Kempen et al.

2001)。

4 基质浓度

氨氮既能作为基质加快氨氧化反应,又能作为抑制剂抑制氨氧化菌和硝化细菌的活性。研究表明亚硝酸菌可分为两类,慢速生长型和快速生长型,分别适合于生长的基质浓度较低和较高的条件下(Zheng et al. 2004)。在传统工艺中,为保证出水达标,通常将氨浓度控制在较低的水平,装置内富集的一般是慢速生长型氨氧化菌,而在短程硝化反硝化中,通常将氨浓度控制在较高的水平,富集的显然是快速生长型硝化细菌(Joanna et al. 1997)。这也证明了为什么在处理高氨氮废水时较易实现短程硝化反应,而在处理普通城市污水时,不易实现和控制稳定的短程硝化反应(Sliegrist et al. 1998; van Dongen et al., 2001)。

5 抑制剂

对硝化反应有抑制作用的物质有: 过高浓度的 NH_3 、重金属、有毒有害物质以及有机物(Garrido 1998; Zhang et al., 2000; Lopez-Fiuza et al., 2002)。重金属会对硝化反应产生抑制, 如 Ag、Hg、Ni、Cr 和 Zn 等, 其毒性作用由强到弱; 当 pH 由高到低时, 毒性由弱到强。锌、铜和铅等重金属对硝化反应的两个阶段都有抑制, 但抑制程度不同(Camilla Grunditz et al., 1998)。某些有机物如苯胺、邻甲酚和苯酚等对硝化细菌具有毒害或抑制作用, 因为催化硝化反应的酶内含 $\text{Cu}^1-\text{Cu}^{\text{II}}$ 电子对, 凡是与酶中的蛋白质竞争 Cu 或直接嵌入酶结构的有机物, 均会对硝化细菌发生抑制作用。这些有机物对硝化菌的抑制作用要比亚硝化菌强, 所以会在对含这类物质的污水生物脱氮中产生亚硝酸盐积累现象(Neufeld et al. 1986)。不同于以往的抑制作用, 氯酸盐的抑制作用具有选择性 (Belsler, L.W., and E.L. Mays¹⁹⁸⁰)。氯(Cl_2)、二氧化氯(ClO_2) 和溴等被广泛应用于给水处理中的消毒剂都可以选

择性的抑制硝化菌, 且具有经济上的可行性(Cotteux and Duchene, 2003; Peng et al. 2004)。在处理含海水的污水的过程中, 一定浓度的盐度有助于实现亚硝酸盐的积累(Peng et al. 2004 2006)。

6 污泥停留时间

在活性污泥处理系统中, 实现稳定的短程硝化, 需要通过控制泥龄将亚硝酸盐氧化菌淘洗出活性污泥, 而保留氨氧化菌(Hellinga et al. 1998)。Pollice 等人发现, 在 32°C 条件下, 随着泥龄的缩短, 由 40d 降为 10d, 亚硝酸盐浓度逐渐增多。在 Sharon 工艺由于水力停留时间 HRT 等于污泥停留时间 SRT, 故通过直接调节 HRT 即可实现稳定的短程硝化反应。

综上所述, 短程硝化反硝化生物脱氮技术, 由于具有降低能耗、节省源、减少污泥生成量、反应器容积小及占地面积省等优点, 越来越受到人们普遍关注。该技术的核心是将硝化过程控制在亚硝酸盐氧化阶段, 随后进行反硝化。从微生物学的角度, 分析该工艺在技术上是可行的。通常利用 AOB 和 NOB 动力学特性上存在的固有差异, 采用控制温度、溶解氧浓度和 pH 值等可进一步增大 AOB 和 NOB 生长速率的差异, 实现短程硝化。

参考文献:

- [1] 新型生物脱氮工艺的研究进展[J]. 彭金, 杨义飞, 赵新. 水科学与工程. 2009(06)
- [2] 废水生物脱氮新工艺[J]. 齐美富, 皮义仁, 吴建平, 陈瑛. 安全与环境工程. 2009(05)