

CAST 工艺处理低 C/N 废水中 DO 对 NO_2^- 积累的影响

王少坡¹, 彭永臻¹, 李 军¹, 甘一萍², 王亚宜³

(1. 北京工业大学 水质科学与水环境恢复工程重点实验室, 北京 100022, E-mail: wspfr@sina.com;

2. 北京城市排水集团, 北京 100063; 3. 哈尔滨工业大学 市政与环境工程学院, 黑龙江 哈尔滨 150090)

摘 要: 研究了有效容积为 72 L 的循环式活性污泥法反应器在不同溶解氧浓度下, 处理低碳氮比生活污水时, 去除氨氮过程中亚硝酸盐积累的情况。选取 5 个 DO 浓度水平进行试验, 结果表明, 在低 DO 浓度下有效去除氨氮的同时, 实现了长期稳定的亚硝酸盐积累, 并且无污泥膨胀发生, 当 DO 在 0.5 mg/L 时, 系统内亚硝化率 ($\text{NO}_2^-/\text{NO}_x^-$) 可达 80% 以上, 氨氮去除率 > 90%, SVI 在 109 mL/g 左右; 当 DO < 0.5 mg/L 时, 氨氮去除率下降; 当 DO > 1 mg/L 时, 硝化反应较彻底, 但硝化过程向全程硝化转化。

关键词: 生物脱氮; 短程硝化; 亚硝酸盐积累; 循环式活性污泥法; 溶解氧

中图分类号: X703

文献标识码: A

文章编号: 0367-6234(2005)03-0344-04

Influence of dissolved oxygen on the nitrite accumulation in the CAST reactor for treating low C/N wastewater

WANG Shao-po¹, PENG Yong-zhen¹, LI Jun¹, GAN Yi-ping², WANG Ya-yi³

(1. Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100022, China, E-mail: wspfr@sina.com; 2. Beijing City Sewage Group Co., Ltd., Beijing 100063, China; 3. School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China)

Abstract: Biological nitrogen removal via nitrite pathway in wastewater treatment is of great benefit to saving the cost of aeration and organic carbon source for denitrification. A cyclic activated sludge technology reactor was operated in nitrification mode, feeding domestic wastewater with low C/N ratio. The influence of DO was studied, changing the DO concentration from 0.3 to 4.0 mg/L. Setting a DO concentration of 0.5 mg/L in the main aerated zone of the reactor, it was possible to achieve a nitrite ratio ($\text{NO}_2^-/\text{NO}_x^-$) more than 80% with a mean ammonia removal rate over 90% and a SVI of 109 mL/g. When the DO concentration was above 0.5 mg/L, the nitrite ratio decreased. While the DO concentration was below 0.5 mg/L, the ammonia removal became lower. From the experimental results, it is concluded that a CAST (cyclic activated sludge technology) reactor with DO control is feasible to achieving stable partial nitrification for treating domestic wastewater with low C/N ratio.

Key words: biological nitrogen removal; partial nitrification; nitrite accumulation; cyclic activated sludge technology (CAST); dissolved oxygen

生物硝化、反硝化是污水脱氮处理中应用得

最为普遍的方法。脱氮过程中, 反硝化反应以硝酸盐 (NO_3^-) 为电子受体时称为全程硝化反硝化; 反硝化反应以亚硝酸盐 (NO_2^-) 为电子受体的脱氮过程则称为短程硝化反硝化 (见图 1)。实现短程硝化可比全程硝化节省 25% 的氧, 还可在反硝化时降低有机碳源总需求量^[1], 这对低碳氮比废水的脱氮处理非常有利。

收稿日期: 2003-10-28.

基金项目: 国家高技术研究发展计划资助项目 (2003AA601010); 北京市教委重点资助项目 (KZ200310005003); 北京市重点实验室资助项目.

作者简介: 王少坡 (1975-), 男, 博士研究生;

彭永臻 (1949-), 男, 教授, 博士生导师.

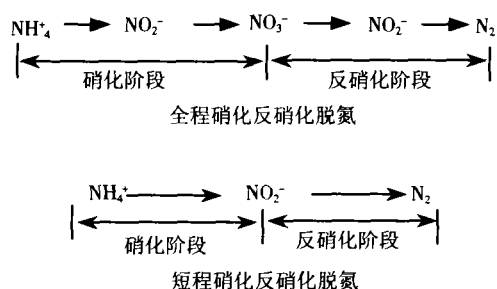


图1 全程硝化反硝化和短程硝化反硝化脱氮途径

有两种方法可实现短程硝化:亚硝酸菌纯种分离与固定化技术^[2],或者在不影响亚硝酸菌活性的前提下,抑制硝酸菌的活性.前者成本昂贵且不易实施;后者可通过营造适于亚硝酸菌生长而不利于硝酸菌生长的环境来实现.由硝化微生物动力学方程可知,底物浓度、温度、pH、溶解氧(DO)浓度均对微生物生长有影响,国内外许多研究人员对这些影响亚硝酸盐型硝化的因素进行了研究,Ruiz等人采用连续流反应器处理人工模拟高氨氮废水,结果表明控制DO质量浓度在0.5~1.7 mg/L时,NO₂⁻-N得以长期累积^[3];Balmelle认为适合于亚硝酸菌生长的最佳pH在8.5左右^[4];Hyungseok Yoo等人认为实现亚硝化反应的最佳温度应控制在22~27℃,或者至少不能低于15℃^[5];Chung等人采用连续流反应器处理垃圾渗滤液,当系统内游离氨(FA)质量浓度为10 mg/L左右时,可取得最大氨氮去除率和稳定的NO₂⁻-N积累^[6].然而,在这些影响因素当中,底物浓度与污水水质有关而不宜作为运行控制参数;当原水水温不高时,控制水温难以实现也不经济;调节pH也需通过投加药剂来实现,在经济上也不利;因此,选择DO浓度作为控制参数进行研究是合适的.

1 试验

1.1 试验装置

试验采用有机玻璃CAST反应器模型,总体积约100 L,有效容积72 L,其中生物选择器容积约为总容积的1/10,反应器的运行由定时器自动控制,根据需要对进水、曝气、回流、沉淀各过程的启动、停止时间进行调整.整个试验过程均在室温下进行,进水由蠕动泵供给;曝气气源由空气压缩机提供,采用粘砂块曝气头,由转子流量计控制气量.生物选择器设立搅拌器,提供混合作用.

试验每周期进水3 h,非限制性曝气(边进水边曝气)5 h,缺氧搅拌1 h,沉淀1 h,排水1 h,共8 h,每天3个周期.混合液回流量为进水流量的

20%.定时检测混合液的SV、SVI、MLSS、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N和COD等参数,在线监测DO、pH和水温.

1.2 试验用水

试验原水采用北京工业大学教工生活区生活污水,原水水质:COD 200~260 mg/L;NH₄⁺-N 50~80 mg/L;TN 60~95 mg/L;TP 7~10 mg/L;水温22~27℃;pH 7.2~8.0;C/N为2~3.5:1.

1.3 分析项目及方法

水样分析项目中NH₄⁺-N采用纳氏试剂光度法;NO₃⁻-N采用麝香草酚分光光度法;NO₂⁻-N采用N-(1-萘基)-乙二胺光度法;COD采用5B-3型快速测定仪;DO、pH采用WTW Multi 340i多功能在线测定仪;SV、SVI、MLSS均按环保局发布的标准方法测定^[7].

2 结果与分析

2.1 污泥的培养和驯化

本试验以北京市高碑店污水处理厂曝气池回流污泥为种泥,进行培养驯化,历时2个月,前一个月采用瞬时进水,限制性曝气,当MLSS达到4 000左右时,按试验方案进行运行.其间,定期采样检测出水水质,当出水COD低于50 mg/L,氨氮去除率达90%以上时结束驯化.

2.2 结果和讨论

本研究中采用了5个溶解氧水平(本文DO浓度均指CAST反应器主反应区内混合液的溶解氧浓度),即:ρ(DO)分别为0.3、0.5、1.0、2.0、4.0 mg/L,每一个溶解氧水平下都待系统运行稳定一段时间后才切换到另一个溶解氧水平进行运行,系统内MLSS维持在3 800~4 000 mg/L.

图2描述的是不同DO浓度下的系统运行结果,DO在0.3 mg/L左右时,系统平均亚硝化率(NO₂⁻-N/(NO₂⁻-N+NO₃⁻-N)×100%)可达75.7%,氨氮平均去除率为91%;DO升至1.0 mg/L左右后,系统亚硝化率逐渐下降直至维持在一个稳定的值35.7%附近,与前段相比约降低了一半,平均氨氮去除率则增加到97%;而当DO从1.0 mg/L变化到0.5 mg/L后,亚硝化率又逐渐回升,到系统运行稳定时在80.5%左右. DO增加到2.0 mg/L后,亚硝化率迅速跌落到19.8%左右,而氨氮去除率则接近100%;最后阶段DO水平为4.0 mg/L,此期间内亚硝化率锐减到不足3%,氨氮则几乎完全去除.图3中总结了各溶解氧浓度下系统稳定运行时亚硝化率、氨氮

去除率和污泥指数 (SVI) 的平均值, 其中误差线为各参数值的标准误差. 可以看出 DO 在 0.5 mg/L 左右时, 系统亚硝化效率达到最大; 当 DO < 0.5 mg/L 时, 氨氮去除率和亚硝化率均有下降, 此时, 溶解氧浓度成为硝化过程的限制因素; 当 DO > 1.0 mg/L 时, 系统亚硝化率迅速下降到 50% 以下, 氨氮则几乎完全去除; 当 DO 超过 2.0 mg/L 以后, 亚硝化率逐渐趋向于零. SVI 平均值在 $\rho(\text{DO}) = 1.0 \text{ mg/L}$ 时最低, 为 97 mL/g; 在 $\rho(\text{DO}) = 0.3$ 时最高, 为 134 mL/g. 需要说明的是, 各个 DO 水平下系统对 COD 的去除率均达到 80% 以上, 出水 COD 在 50 mg/L 以下.

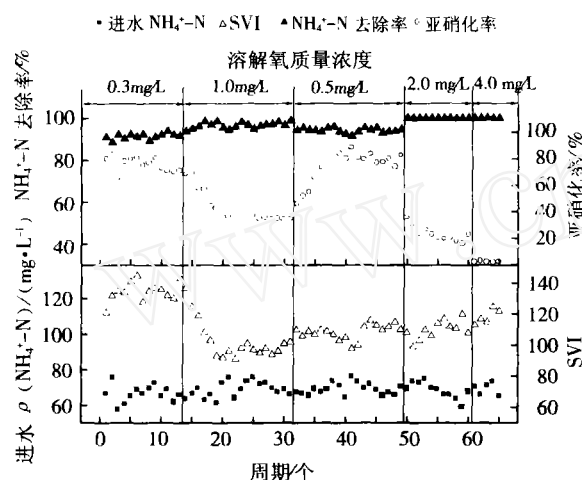


图 2 不同 DO 下的试验结果

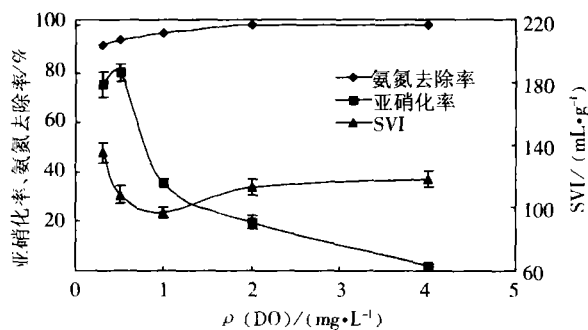


图 3 不同 DO 下的 SVI、氨氮去除率和亚硝化率

有研究指出, 低 DO 浓度下, 悬浮活性污泥系统内易发生丝状菌污泥膨胀^[8]. 由于丝状菌具有较大的比表面积和较低的氧饱和常数, 在低 DO 浓度下比絮状菌增殖速度快, 从而导致丝状菌污泥膨胀. 在本研究中系统 DO 在 0.5 mg/L 左右时, SVI 平均值为 109 mL/g, 并无污泥膨胀现象发生, 即使 DO 在 0.3 mg/L 时, SVI 值也在 150 mL/g 以下. 这是由于 CAST 工艺中设立了生物选择器, 废水首先进入生物选择器, 在其中形成很高的底物浓度, 根据 J. Chudoba 于 1973 年提出的动力学选择理论可知, 高有机底物浓度条件下, 絮状细菌对有机物的利用速率要高于丝状细菌, 所以选

择器内创造出的环境有利于絮状细菌的繁殖, 而抑制丝状菌的增长^[9,10], 从而在一定程度上避免了污泥膨胀的发生.

为了比较不同 DO 下系统内氮的转化, 从 DO 的质量浓度为 0.3、0.5、1.0、2.0 mg/L 四个水平下分别选出一个运行稳定具有代表性的周期的数据进行比较. 图 4~6 分别为 4 个周期中曝气阶段内的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 质量浓度随时间的变化, 4 个周期的进水氨氮质量浓度均在 68 mg/L 左右.

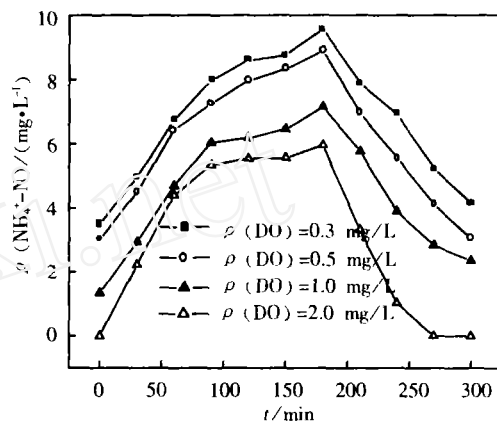


图 4 不同 DO 下一个周期内曝气段 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 变化

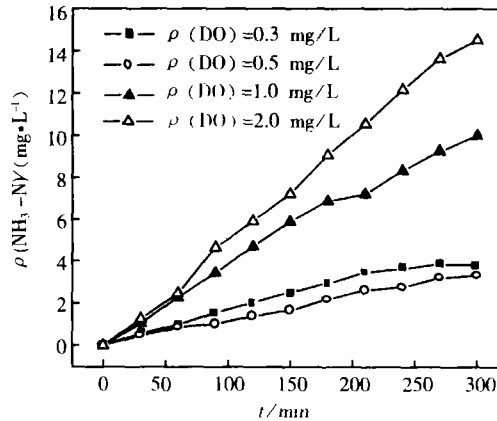


图 5 不同 DO 下一个周期内曝气段 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 变化

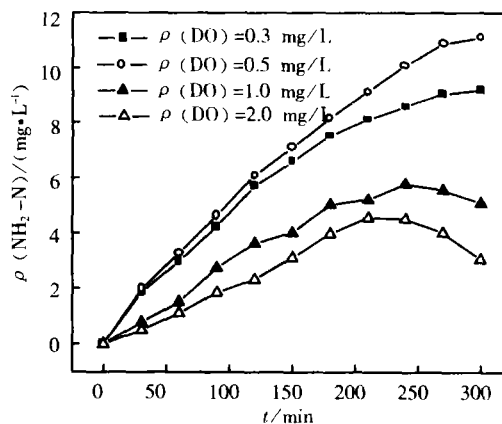


图 6 不同 DO 下一个周期内曝气段 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 变化

由图4可看出,曝气初期,主反应区内氨氮浓度随着不断进水逐渐增加,180 min进水结束时,达到最大值。然后,由于继续曝气氨氮浓度逐渐降低,可以看出,在高DO浓度下氨氮浓度下降速度较快, $\rho(\text{DO}) = 2.0 \text{ mg/L}$ 时,在270 min氨氮浓度已接近于零。而在较低DO浓度下曝气结束时,系统内还残留一部分氨氮。

从图5、图6可知,曝气起始时主反应区内硝态氮($\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$)浓度接近于零,随着反应的进行, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度均逐渐上升,只是低DO下 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度增加的幅度比高DO时要低,相反,低DO下 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度增加的幅度则较高DO时大,在系统内引起亚硝酸盐积累。这是因为亚硝酸菌氧饱和常数一般为 $0.2 \sim 0.4 \text{ mg/L}$,硝酸菌氧饱和常数则为 $1.2 \sim 1.5 \text{ mg/L}$ ^[11]。低DO下,亚硝酸菌和硝酸菌增殖速率均下降,亚硝酸菌DO为 0.5 mg/L 时的增殖速率,约为其在DO为 2.0 mg/L 时的70%左右;而硝酸菌在DO为 0.5 mg/L 时的增殖速率则为其在DO为 2.0 mg/L 时的45%左右。所以低DO浓度下亚硝酸菌对DO的亲合力较硝酸菌强。因此,系统在低DO浓度下硝酸细菌的活性受到抑制,使得亚硝酸菌在数量上占多数,从而引起了亚硝酸盐的积累。

图6中,在DO为 1.0 mg/L 和 2.0 mg/L 时, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度不仅增加幅度较低DO时低,而且到反应后期均有下降的趋势,这是因为到反应后期,系统内氨氮基本被氧化完毕,亚硝酸菌已经没有底物,从而使得硝化过程逐渐向全程硝化转变, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度逐渐降低。

结果表明,在试验运行条件下,可以在CAST工艺中取得长期稳定的亚硝酸盐积累,DO在 0.5 mg/L 时,13个周期内,氨氮平均去除率为94.1%,平均亚硝化率达到80.5%。

3 结 论

1) 以低C/N生活污水为原水,在CAST反应器内通过控制溶解氧浓度取得长期稳定的亚硝酸盐积累,实现短程硝化,DO浓度在 0.5 mg/L ,13个周期内的氨氮平均去除率达94.1%,平均亚硝化率为80.5%;

2) DO质量浓度 $< 1.0 \text{ mg/L}$ 时,系统发生亚

硝酸盐积累,DO在 0.5 mg/L 左右亚硝化率达到最大,当DO质量浓度 $< 0.5 \text{ mg/L}$ 时,亚硝酸盐的积累程度降低,同时氨氮去除率下降;当DO质量浓度 $> 1 \text{ mg/L}$ 时,硝化过程向全程硝化转化;

3) DO浓度不仅是控制硝化过程在短程硝化阶段的重要因素,而且低DO浓度意味着曝气量的节省,从而节约曝气费用。

参考文献:

- [1] HIPPEN A. Six years practical experience with aerobic/anoxic deammonification in biofilm systems[J]. Water Science and Technology, 2001, 44(2-3): 39-48.
- [2] UEMOTO H, SAIKI H. Distribution of nitrosomonas europaea and paracoccus denitrificans immobilized in tubular polymeric gel for nitrogen removal[J]. Appl Environ Microbiol, 2009, 66(2): 816-819.
- [3] RUIZ C. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration[J]. Water Research, 2003, 37(6): 1371-1377.
- [4] BALMELLE B. Study of factors controlling nitrite build-up in biological processes for water nitrification[J]. Water Science and Technology, 1992, 26: 1017-1025.
- [5] YOO H. Nitrogen removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and denitrification via nitrite in an intermittently-aerated reactor[J]. Water Research, 1999, 33(1): 145-154.
- [6] CHUNG J W. Investigation of the effect of free ammonia concentration upon leachate treatment by shortcut biological nitrogen removal process[A]. Proc of IWA strong nitrogenous and agro wastewater symposium[C]. Seoul, Korea: IWA publishing, 2003. 93-103.
- [7] 国家环境保护局. 水和废水监测分析方法[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1989.
- [8] PALM J C. Relationship between organic loading, dissolved oxygen concentration and sludge settleability in the completely-mixed activated sludge process[J]. J W P C F, 1980, 52(10): 2484-2506.
- [9] CHUDOKA J. Control of activated sludge filamentous bulking[J]. Water Research, 1985, 19(2): 191-196.
- [10] DEMOULIN G. Cyclic activated sludge technology-recent operating experience with a 90,000 p. e. plant in Germany[J]. Water Science and Technology, 2001, 43(3): 331-337.
- [11] 孙英杰. 亚硝酸型硝化的控制途径[J]. 中国给水排水, 2002, 18(6): 29-31. (编辑 杨波)