

用实时控制 SBR 实现生活污水的短程硝化^①

陈滢^② 王淑莹 彭永臻 宋学起* 刘敏*

(北京工业大学环境与能源工程学院 北京 100022)

(* 哈尔滨工业大学市政环境工程学院 哈尔滨 150090)

摘要 采用间歇式活性污泥法(SBR)处理生活污水,根据反应过程中 DO、pH 值和氨氮、亚硝酸氮、硝酸氮浓度变化的相应关系,控制曝气终点,实现了短程硝化。研究表明,短程硝化与全程硝化是相对的,没有绝对的短程硝化。对亚硝酸菌占绝对优势的混合液,进行长时间延时曝气,短程硝化可向全程硝化转化。实时控制是实现短程硝化的关键。采用实时控制方法,在 $32 \pm 1^\circ\text{C}$,亚硝酸氮积累率长期稳定地维持在 99% 以上。在 $21 \pm 1^\circ\text{C}$,通过控制低溶解氧浓度和曝气时间可实现短程硝化。

关键词 短程硝化,生活污水,溶解氧, pH 值,实时控制, SBR

0 引言

近年来一些地表水体、海域经常会发生因氮、磷营养物过量排放引起的水华、赤潮等富营养化问题。国家环保总局也指出地表水的主要污染物为总氮和总磷。因此,在污水处理工艺中应用脱氮除磷技术已是迫在眉睫。

传统的生物脱氮工艺(简称全程硝化反硝化)是先好在好氧的条件下将废水中的氨氮转化为亚硝酸氮,再氧化为硝酸氮,然后在缺氧条件下将硝酸氮转化为亚硝酸氮,最终还原为氮气^[1]。但是,传统的生物脱氮工艺都普遍存在着基建投资和运行费用较高、运行控制较为复杂等不足。

短程硝化反硝化脱氮技术是将硝化过程控制在亚硝酸氮阶段,阻止亚硝酸氮的进一步氧化,然后直接以亚硝酸氮为电子受体进行反硝化。这一方法可以克服传统生物脱氮存在的问题,并且可节省供氧量和反硝化所需的碳源,缩短反应时间,减小反应器的体积,减少剩余污泥量排放量和反应过程中的投碱量^[2,3]。

影响亚硝酸氮积累的主要因素有:温度、pH 值、游离氨、溶解氧、污泥龄、抑制剂或有害物质等^[4-8]。国内外对短程硝化反硝化脱氮的研究多是针对垃圾渗滤液、消化池上清液、焦化废水、煤气废水等高温、

高氨氮浓度废水^[9-12]。一般认为,在 $15 \sim 30^\circ\text{C}$ 范围内,硝化过程形成的亚硝酸氮可完全被氧化成硝酸氮^[13]。因此,常温下如果不另外添加药剂,则很难实现短程硝化。虽然早在 1975 年,Voets 就提出了短程硝化反硝化生物脱氮的概念^[14],但是至今如何持久稳定地维持较高的亚硝酸氮浓度仍是研究的重点和难点。而且对于生活污水,这种低氨氮污水的短程硝化反硝化的研究尚处于前期研究阶段。

短程硝化反硝化的关键是在硝化阶段维持亚硝酸氮长久稳定地积累。本研究采用 SBR 工艺,对不同温度条件下生活污水的短程硝化进行了重点研究,并考察了短程硝化与全程硝化的相互转化过程。

1 试验材料和方法

1.1 试验用水来源和水质

试验采用北京市某生活小区生活污水。

为尽量保证进水水质的一致,每天在相同时间进水。夏季污水 pH 值在 7.3 左右,冬季 pH 值在 7.6 左右。进水通过兼做初沉池的贮水箱后进入 SBR 反应器,进水水质见表 1。实验所用种泥取自于北京市某城市污水处理厂。

1.2 实验装置

采用 SBR 工艺,实验装置如图 1 所示。SBR 池总有效容积 14L。采用鼓风微孔曝气方式,用空气流量计调节曝气量。利用温度控制系统提高水温并

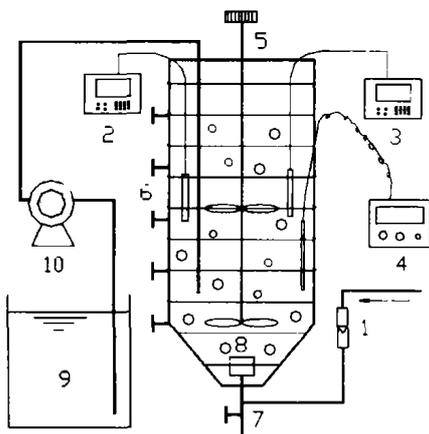
① 863 计划(2003AA601010),“十五”攻关(2002BA806B04)和北京市教委科技重点(KZ200310005003)资助项目。
② 女,1975 年生,博士生;研究方向:污水生物处理;联系人。
(收稿日期:2003-06-23)

保持水温恒定。

表 1 进水水质特征

	COD	BOD	NH ₄ ⁺ - N	NO ₃ ⁻ - N	NO ₂ ⁻ - N
平均值 mg/L	365	182	93	1.25	0.16
范围	224 ~ 655	112 ~ 393	70 ~ 150	0.07 ~ 2.14	0.08 ~ 0.28

SBR 工艺运行过程中采用限制性曝气,进水 3 分钟,曝气(碳化和硝化反应)和缺氧搅拌(反硝化)时间根据在线检测 pH、DO、ORP 值的变化来确定。



1. 气体流量计; 2. pH 仪; 3. 溶解氧仪; 4. 温控仪; 5. 搅拌器
6. 取样口; 7. 排泥管; 8. 曝气头; 9. 贮水箱; 10. 进水泵

图 1 SBR 系统试验示意图

1.3 检验分析项目

COD 采用 5B-3 型 COD 快速测定仪测定; BOD 采用 WTW TS 606/S 红外遥控 BOD 仪测定; 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; NH₄⁺ - N 采用纳氏试剂分光光度法; MLSS 采用滤纸重量法。利用 WTW inoLab Oxi level2 实验室台式溶解氧仪和 WTW inoLab pH level2 实验室台式 pH 测试仪分别在线检测 DO 和 pH 值。

1.4 试验方法介绍

本课题研究对象为北京市某居民小区的氨氮浓度相对较高的生活污水。

在(32 ± 1) °C, 通过在线检测 DO、pH 的变化, 及时停止曝气, 阻止亚硝酸氮的进一步氧化, 实现短程硝化。(21 ± 1) °C, 通过控制低溶解氧环境, 抑制硝化菌的生长, 实现亚硝酸氮的积累。

采用两个相同的 SBR 反应器。初始时两个反应器中接种同样的污泥, 进水水质、污泥浓度 (MLSS

在 2000 ~ 3000 mg/L 左右)、温度、溶解氧等条件相同。当驯化出亚硝酸菌占优势的污泥后, 其中一个反应器始终维持原有条件不变, 考察其长期运行的稳定性。另一个反应器污泥则在驯化期和稳定运行期两个不同的阶段, 分别考察短程硝化向全程硝化的转化情况。

2 结果与讨论

2.1 通过实时控制实现短程硝化

在(32 ± 1) °C, 将污泥培养驯化一段时间后, 发现每个反应周期的三氮(氨氮、硝酸氮、亚硝酸氮)浓度随反应时间变化都有相似的变化规律。图 2 为三氮浓度的典型变化情况。随着曝气时间的延长, 亚硝酸氮浓度越来越高, 达到某一最大值。如果继续曝气, 亚硝酸氮浓度又会逐渐降低。当亚硝酸氮浓度达到最大值时, 氨氮浓度已降到较低值, 一般在 5 mg/L 以下。在此过程中硝酸氮浓度始终随曝气时间的延长不断增加。因此, 如果能在 NO₂⁻ - N 浓度达到最大值时, 及时停止曝气, 进入缺氧搅拌的反硝化阶段, 阻止亚硝酸氮继续氧化成硝酸氮, 即可在保证出水氨氮浓度较低的同时实现短程硝化(亚硝酸氮的积累率 NO₂⁻ - N / (NO₃⁻ - N + NO₂⁻ - N) 至少大于 50% 以上^[13])。

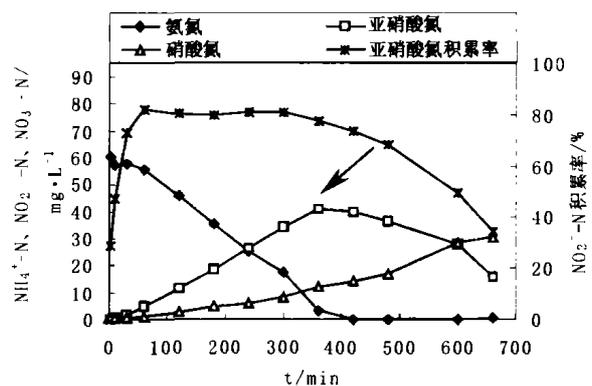


图 2 驯化期, SBR 法一个反应周期内氨氮、亚硝酸氮、硝酸氮和亚硝酸氮积累率的变化曲线

反应过程中, 在线检测溶解氧与 pH 值的变化情况, 结果如图 3 所示。图 3 中溶解氧浓度先有一较小幅度的升高, 然后持续一段时间, 出现第一个稳定平台。随着反应进行, 在第 350 分钟开始大幅度快速上升, 达到较高值, 而后变化趋于平缓, 出现第二个平台。pH 值先是快速升高, 在第 30 分钟达到一最大值, 然后开始下降, 到第 365 分钟降低到最小

值 7.13 后,如果继续曝气,pH 值会再次升高,pH 变化曲线上出现转折点。对比图 2 与图 3 可见,溶解氧大幅度快速上升、pH 值曲线转折点和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度最大值、氨氮浓度较低值几乎是在同时间发生。也就是说,绝大部分氨氮转化为亚硝酸氮时,DO、pH 有较明显的变化。因此,通过在线实时检测溶解氧与 pH 值的变化,在出现溶解氧大幅度快速上升和 pH 值由下降转为上升的转折点处及时地停止曝气,可阻止亚硝酸氮进一步氧化为硝酸氮,实现亚硝酸氮的积累。

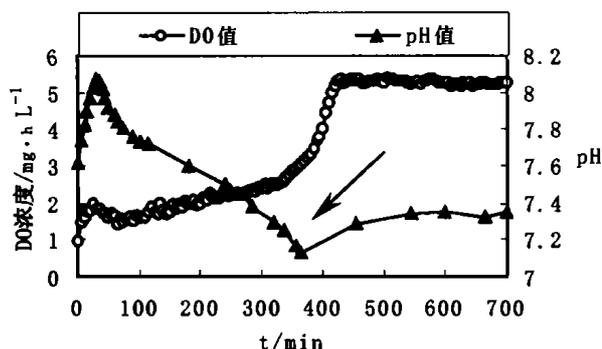


图 3 SBR 法一个反应周期内 DO 和 pH 的变化曲线

采取该方法,培养驯化一段时间后,成功实现了短程硝化。图 4 是该系统运行 4 个月的进水、出水氨氮浓度和 $\text{NO}_2^- - \text{N}/\text{NO}_x^- - \text{N}$ 比值的变化情况。出水氨氮一般都在 5mg/L 以下,氨氮去除率可达到 98%,亚硝酸氮积累率达到 99%。短程硝化污泥适应能力强,可长期保存。系统运行 1 个月后,曾停止 1 个月,再次启动时,恢复周期很短。仅用了 6 天时间,出水氨氮就降到 11mg/L,亚硝酸氮积累率达到 94%(图 4 所示第 36 天)。

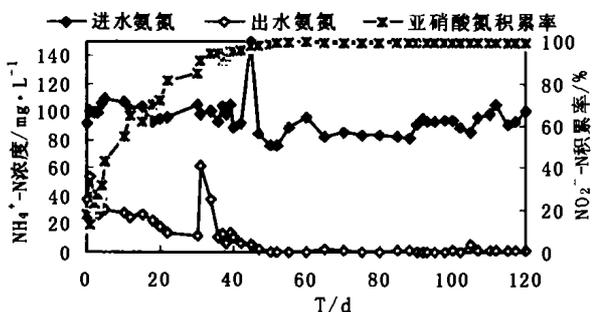


图 4 系统长期运行中进水、出水氨氮浓度和亚硝酸氮积累率变化情况

由上分析可见,短程硝化和全程硝化只是相对而言。传统观念认为,30℃ 以上有利于亚硝酸菌的生长,实现短程硝化。本试验表明即使在 30℃ 以上,如果不采取控制措施,仍然无法实现短程硝化。

由图 2 可见,延时曝气至 660 分钟,硝酸氮浓度升高,亚硝酸氮积累率降到 34.4%。所以,pH 和 DO 的实时控制是实现短程硝化的关键所在。

由于利用实际生活小区污水,进水氨氮浓度通常在 70~115mg/L 之间波动,最大曾达到 150mg/L。图 5 是进水氨氮分别为 81、93、115mg/L 时,SBR 法一个运行周期中氨氮的变化情况。图 6 是相应的 DO 和 pH 值的变化情况。根据前述方法,分别在 3 种情况下的第 240、300、390 分钟取样,氨氮浓度都在 1mg/L 以下。

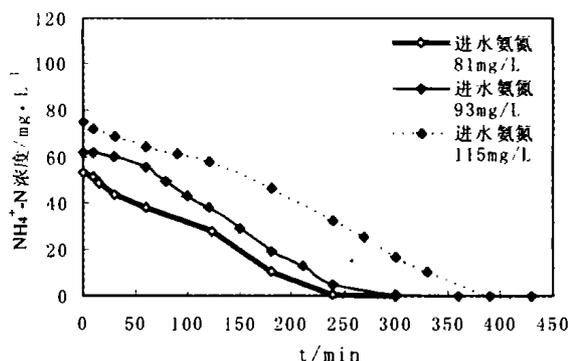


图 5 不同进水氨氮浓度下 SBR 法一个反应周期内氨氮浓度的变化曲线

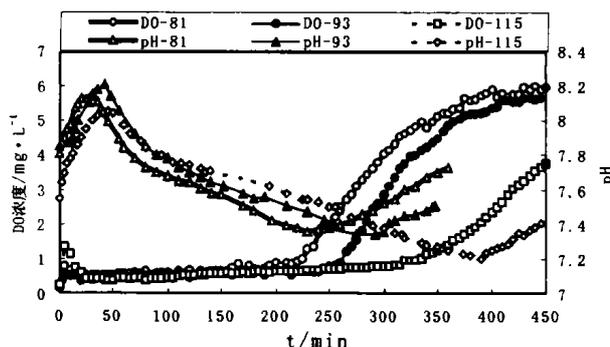


图 6 不同进水氨氮浓度下 SBR 法一个反应周期内 DO 和 pH 值的变化曲线

实际运行过程中,有时因为曝气设备的原因,曝气量发生变化,直接影响到系统内溶解氧的浓度。图 7 和图 8 是在 3 种不同曝气量 0.06m³/h、0.08m³/h、0.128m³/h 条件下,SBR 法一个反应周期内 DO、pH 值和氨氮的变化。进水氨氮浓度为 80mg/L,MLSS 为 1900mg/L 左右。根据 DO、pH 的变化,分别第 570、330、250 分钟取样,氨氮浓度在 1mg/L 以下。由此可见,尽管进水氨氮浓度或曝气量发生变化,通过在线检测 pH 和 DO,仍可准确判断硝化反应的终点,及时停止曝气。这样,既可达到较低的出水氨氮浓度,又降低能耗,缩短运行时间,保证了长

期稳定的实现短程硝化。进一步证明了实时控制方法在实际运行中的重要作用。

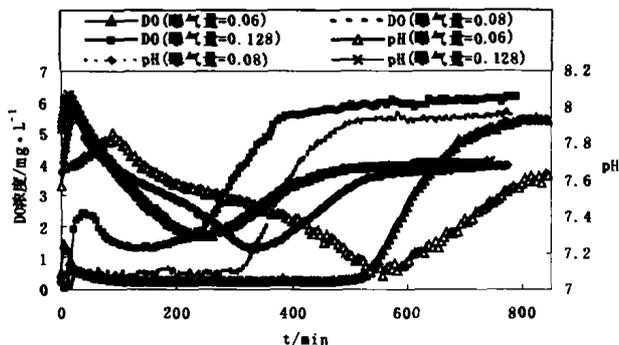


图7 不同曝气量下 SBR 法一个反应周期内 DO 和 pH 值的变化曲线

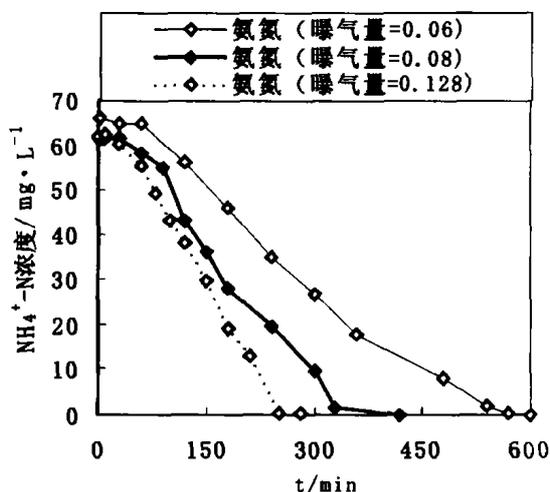


图8 不同曝气量下 SBR 法一个反应周期内氨氮的变化曲线

2.2 通过控制低溶解氧浓度实现短程硝化

系统处于全程硝化阶段,即使 $\text{NO}_3^- - \text{N}/\text{NO}_x^- - \text{N}$ 的比值在 99% 以上,通过减小曝气量,使反应器内溶解氧维持在较低水平 0.3 ~ 1.2mg/L,亚硝酸氮的积累率可达到 80% 以上。这是因为溶解氧浓度降低后,硝化菌的活性会受到抑制。但亚硝酸菌与硝酸菌相比,前者对溶解氧的亲合能力更大,所以受到的抑制程度要小一些,在竞争中逐渐取得优势地位,而硝酸菌则无法继续将亚硝酸氮氧化为硝酸氮,从而使全程硝化转变为短程硝化。实验中发现,低溶解氧引发的短程硝化,其 pH 值变化曲线中也会发生类似与前面所述的由低升高的转折点。反应中,要注意控制曝气时间,延时曝气会导致短程硝化向全程硝化转化。

文献中介绍游离氨对硝酸菌的抑制浓度为 0.1 ~ 1.0mg/L,对亚硝酸菌的抑制浓度为 10 ~ 150mg/

L^[13]。试验中所用的小区生活污水的 pH 值较高,在 7.2 ~ 7.8 之间,计算得游离氨浓度在 0.48 ~ 5.83mg/L。考虑到可能是高游离氨的原因致使亚硝酸产生积累,因此有必要对此进行验证。在培养驯化的不稳定期,加大曝气量,使溶解氧达到 2.0mg/L (进水 pH 值仍在 7.2 ~ 7.8 之间),运行一段时间后短程硝化转变为全程硝化。证实了低溶解氧浓度确实是引起常温下短程硝化的主要原因。

通过控制低溶解氧实现短程硝化,不需要外加其他药剂,对水质水量的变化要求也不严。

2.3 短程硝化的稳定性研究

试验分别在驯化阶段和短程硝化稳定运行阶段,考察了短程硝化向全程硝化的转化情况。

在培养驯化阶段,亚硝酸氮浓度达到最大值后,没有及时地停止曝气,而是延时曝气 3 小时左右。运行了多个周期后,发现短程硝化将转化为全程硝化。图 9 所示为该运行条件下,第 1、3、7、12、14、20 天的三氮和 $\text{NO}_2^- - \text{N}/\text{NO}_x^- - \text{N}$ 比值的变化情况。可见, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 比例越来越低, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的浓度逐渐升高,以至超过了 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的浓度,短程硝化转变为全程硝化。

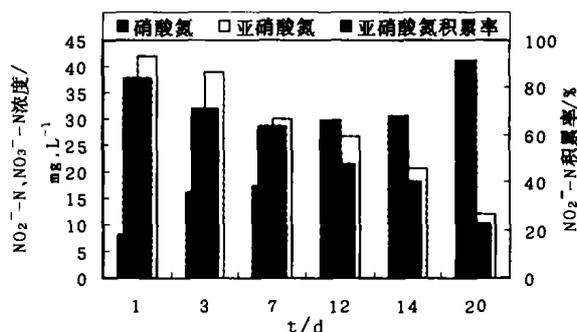


图9 驯化期,短程硝化向全程硝化的转变过程

短程硝化稳定运行期,即亚硝酸氮的积累率达到 99% 以上。在 DO、pH 值变化点出现后,没有立即结束曝气,继续延时曝气 6 ~ 8 小时。运行了 10 天,检测 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的结果显示,出水中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度仍很低,在 1mg/L 以下, $\text{NO}_2^- - \text{N}/\text{NO}_x^- - \text{N}$ 比值在 98% 以上;运行到第 20 天, $\text{NO}_2^- - \text{N}/\text{NO}_x^- - \text{N}$ 降低到 96%,图 10 所示为第 20 天对三氮进行跟踪检测的结果。为了进一步考察系统的稳定性,将长期稳定运行的短程硝化污泥,进行连续长时间的延时曝气(见图 11),第 73 小时出现较高浓度的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$,到第 121 小时亚硝酸氮全部转化为硝酸氮,亚硝酸氮积累率降到 1.7%。

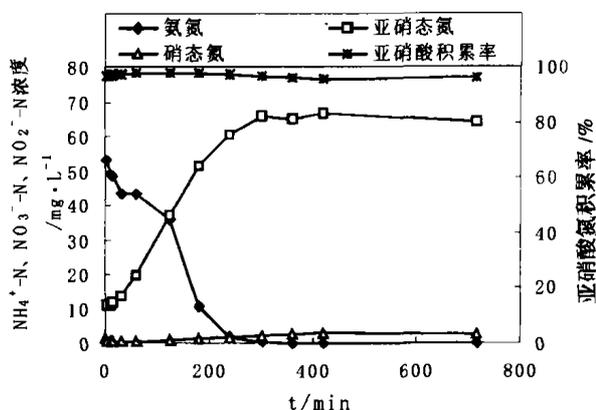


图 10 稳定运行期,延时曝气 8 小时,SBR 法一个反应周期内氨氮、亚硝酸氮、硝酸氮和亚硝酸氮积累率的变化曲线

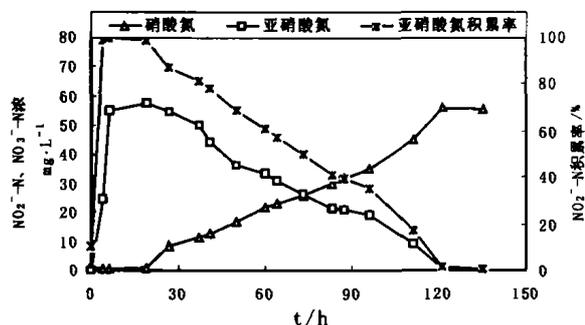


图 11 稳定运行期,通过延时曝气致使亚硝酸氮向硝酸氮的转化过程

可见,短程硝化与全程硝化只是相对而言,没有绝对的短程硝化。尽管硝酸菌的比例很小,如果长时间延时曝气,短程硝化仍可向全程硝化转化。进一步证实了实时控制对长久稳定维持短程硝化的重要作用。

2.4 生活污水短程硝化的实用性

本试验最有特色的是采用的小区生活污水,试验中未加其他任何成分,没有对水质进行调解。另外,笔者还对北京市部分小区生活污水的水质进行了调查,发现确实存在一些较高氨氮浓度(达到 80mg/L 以上)的情况。因此,采用上述短程硝化的方法,可减小运行费用,具有一定实际意义。

通过实时控制实现短程硝化,对实际运行很有指导意义。如果污水处理现场没有氨氮在线检测的条件,可使用便携式溶解氧仪和 pH 计来培养和驯化短程硝化污泥。传统的 SBR 工艺,其每周期的硝化、反硝化等几个阶段都是根据事先的设定值来运行,当进水浓度或曝气量发生变化时,无法根据实际需要而及时调整。采用实时控制方法则使这一问题迎刃而解,即可保证出水水质又节省了能源。

另外需要说明的是较高温度下(30℃以上)实现的短程硝化,如果运用于实际将有一定的局限性。所以本课题将进一步深入研究常温下低溶解氧结合实时控制实现的短程硝化。

3 结论

1. 通过实时控制,根据 DO 大幅度快速上升和 pH 值由低升高的转折点,及时停止曝气,成功实现短程硝化。

2. 短程硝化与全程硝化只是相对而言,即使在有利于亚硝酸菌生长的中温(30℃以上)条件下,如果不采取控制措施,短程硝化会向全程硝化转化。所以,采用实时控制才能保证高效、稳定地实现短程硝化。

3. 采用实时控制实现的短程硝化,一旦亚硝酸氮积累率达到 99% 以上,运行将非常稳定,即使偶尔的误控制也不会影响短程硝化污泥。

4. 常温下,控制低溶解氧实现的短程硝化也要根据 pH 变化及时停止曝气,否则也会向全程硝化转化。

参考文献

- [1] Van Loosdrecht M C M, Jetten M S M. *Wat Sci Tech*, 1998, 38(1):1
- [2] Hellings C, Schellen A A J C, Mulder J W, et al. *Wat Sci Tech*, 1998, 37(9):135
- [3] Münch E V, Lant P, Keller J. *Wat Res*, 1996, 30 (2):277
- [4] Helmer C, Kunst S, Juretschko S, et al. *Wat Sci Tech*, 1999, 39(7):13
- [5] Strotnann U J, Windecker G. *Chemosphere*, 1997, 35(12): 2939
- [6] Surmacz-Górska J, Cichon A, Miksch K. *Wat Sci Tech*, 1997, 36(10):73
- [7] Villaverde S, García-Encina P A, Fdz-Polanco F. *Wat Res*, 1997, 31(5):1180
- [8] Villaverde S, Fdz-Polanco F, García-Encina P A. *Wat Res*, 2000, 34(2):602
- [9] Siegrist H, Reithaar S, Lais P. *Wat Sci Tech*, 1998, 37(4-5): 589
- [10] Pollice A, Tandoi V, Lestingi C. *Wat Res*, 2002, 36:2541
- [11] 耿艳楼,钱易,顾夏声. *环境科学*, 1991, 14(3):2
- [12] 李春杰,耿琰,周琪等. *中国给水排水*, 2001, 17(11):8
- [13] 袁林江,彭党聪,王志盈. *中国给水排水*, 2000, 16(2): 29
- [14] Voets J P. *JWPCF*, 1975, 47:394

Achieving Nitritation by Real-time Controlled Treating Domestic Wastewater

Chen Ying, Wang Shuying, Peng Yongzhen, Song Xueqi^{*}, Liu Min^{*}

(College of Environmental and Energy Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100022)

(* School of Municipal & Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090)

Abstract

The nitritation in Sequencing Batch Reactors (SBR) fed with domestic wastewater was investigated. Based on the on-line indirect measurements of DO and pH, relationship between pH (or DO) and nutrient concentration ($\text{NH}_4^+ \text{--} \text{N}$, $\text{NO}_3^- \text{--} \text{N}$ and $\text{NO}_2^- \text{--} \text{N}$) was studied. The result indicated that pH and DO profile can be used as control parameters for the real-time aeration control strategy to obtain nitritation. There was no absolute nitritation, whose key point was the real-time control of aeration. The type of nitrification turned from nitritation to nitrataion, when the period of aeration was extended. The result indicated that keeping long-term stable nitritation was possible at $32 \pm 1^\circ\text{C}$. Nitrite accumulation was also achieved under low DO condition with aeration time control at $21 \pm 1^\circ\text{C}$.

Key words: Nitritation, Domestic wastewater, DO, pH, Real-time control, SBR