研究论文

活性污泥系统比耗氧速率在线检测与变化规律

李凌云,彭永臻,李 论,王淑莹 (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 100124)

摘要: 为了研究活性污泥微生物代谢活性和基质降解效率,建立了一种在线测量 SBR 工艺比耗氧速率(SOUR)的方法,并考察了活性污泥系统 SOUR 在有机物降解与氨氧化过程中的变化规律。结果表明:无论在恒定 DO 还是在恒定曝气量条件下,SOUR 曲线上均先后出现了溶解性 COD 降解、氨氮氧化和内源呼吸 3 个阶段。由于异养菌竞争溶解氧相对于硝化细菌占据优势,导致先去除 COD 后氨氧化。当恒定 DO 为 $1.0~\rm mg~\rm s~\rm L^{-1}$ 时,异养菌降解 COD 的 SOUR 为 $0.36~\rm mg~\rm O_2~\rm s~\rm (g~\rm MLSS)^{-1}~\rm s~\rm h^{-1}$;氨氧化过程中,硝化细菌的 SOUR 为 $0.18~\rm mg~\rm O_2~\rm s~\rm (g~\rm MLSS)^{-1}~\rm s~\rm h^{-1}$,当氨氧化结束时,SOUR 骤降,该现象表明氨氮到 NO_2^- 阶段的氧化结束,此时系统应停止曝气,防止 NO_2^- 进一步氧化为 NO_3^- ,因此通过 SOUR 的指示作用可以实现短程硝化启动与维持。

关键词: SBR 工艺; 比耗氧速率; 自动控制; 溶解氧; 在线检测

中图分类号: X 703 1

文献标识码: A

文章编号: 0438-1157 (2010) 04-0995-06

On-line determination and variations of specific oxygen uptake rate in activated sludge system

LI Lingyun, PENG Yongzhen, LI Lun, WANG Shuying
(Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environmental Recovery
Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China)

Abstract: In order to investigate the metabolic activity of microorganisms and the rate of substrate degradation during the aerobic biological treatment, a method of on-line determination of specific oxygen uptake rate (SOUR) in the sequencing batch reactor (SBR) process was established The trends of SOUR in the organic matter degradation and ammonium oxidation processes were investigated. It was shown in the SOUR profiles that the system underwent three stages under either constant DO concentration or airflow rate conditions, *i.e.* deliquescent COD degradation, ammonium oxidation and endogenous respiration. The heterotrophic bacteria showed a higher DO affinity compared with the autotrophic bacteria, thereby resulting in COD removal firstly and subsequent nitrification SOUR was 0.36 mg O₂ ° (g MLSS)⁻¹ ° h⁻¹ during the COD degradation, and 0.18 mg O₂ ° (g MLSS)⁻¹ ° h⁻¹ during the ammonia oxidation at the constant DO concentration of 1.0 mg ° L⁻¹. SOUR declined sharply when ammonia oxidation was completed, which indicated completion of the partial nitritation process. Aeration should be terminated to avoid further oxidation of nitrite to nitrate Accordingly, initiation

2009-09-08 收到初稿, 2009-11-12 收到修改稿。 联系人: 彭永臻。第一作者: 李凌云(1980-), 男, 博士。 基金 项目: 国 家"十一五"重大科技专项课题 (2008ZX07209-003); 北京市教委科技创新平台项目(PXM2008_ 014204_050843); "城市水资源与水环境国家重点实验室"开放基金项目(QAK200802); 北京工业大学博士研究生创新计划项目

(b cx- 2009-044).

Received date: 2009-09-08.

Corresponding author: Prof. PENG Yongzhen, pyz @ bjut edu cn

and maintenance of the partial nitritation process can be realized by identifying the slope of SOUR profile. Key words: SBR process; specific oxygen uptake rate; automatic control; DO; on-line determination

引言

活性污泥法是最主要的废水生物处理技术,是 利用活性污泥中微生物的新陈代谢来去除废水中的 污染物质,其中,在含碳有机物和氨氮的去除过程 中都要消耗氧气。

活性污泥系统的比耗氧速率(specific oxygen uptake rate, SOUR)是指单位时间内单位质量生物量消耗氧气的质量,生物量一般用MLSS(MLVSS)表示。SOUR与微生物的生长和底物的消耗直接相关,是表征污水水质特征和活性污泥动力学特性的重要参数[1-3]。以SOUR为变量可以建立活性污泥系统中各反应底物与微生物之间的数量关系,并表征主要反应过程的动态特性[4-7]。因此,SOUR被广泛用于城市污水组分测试和化学计量学、动力学参数识别与校核、好氧活性污泥工艺运行状态的监测和控制等[8]。呼吸测量是检测活性污泥 SOUR参数的技术方法之一,通过测量和解析该参数能够反映微生物代谢状态、监控处理工艺的运行状况、获取生化反应动力学参数和污水水质组分参数[9-11]。

呼吸测量方法主要采用溶解氧(DO)探针测定 DO 浓度,再利用 DO 浓度的变化计算呼吸速率。因此,传统测量 SOUR 的方法是离线测量,有滞后性,不能在线检测与反馈^[12]。许多测量方法不仅只能用于实验室检测,而且测量过程中抑制剂的添加会影响活性污泥系统的稳定运行^[13]。SOUR 若能在线检测,同时反馈,则可以通过以其过程参数来控制生化反应的进程,实现系统的曝气时间的最优控制而达到节能降耗。随着自动控制设备(可编程控制器 PLC)和在线检测仪表(DO仪、pH 仪)的问世和成功应用,为实现动态连续测量活性污泥系统的 SOUR 创造了有利条件。

本研究针对现在污水处理厂曝气方式:变频恒定溶解氧(DO)和工频恒定曝气量两种控制方式,建立了一种在线监控,同时反馈 SBR 工艺活性污泥系统动态 SOUR 的方法,并考察了活性污泥在有机物去除和硝化反应过程中 SOUR 的变化规律,验证了其可作为控制参数的可靠性

1 试验材料与方法

1.1 试验装置

本研究的试验装置包括反应器系统、计量系统 和自动控制系统(如图1所示)。

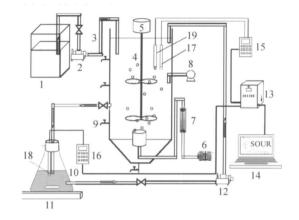


图 1 动态 SOUR 检测装置

Fig 1 Schematic diagram of on line determination of specific oxygen uptake rate

1—tank; 2—pump; 3—wastewater intake pipe;

4—SBR; 5—rotary vane stirrer; 6—air compressor;

7—flowmeter; 8—ethanol-adding pump; 9—drain valve;

10—respiration chamber; 11—magnetic stirrer;

12—recycle flow pump; 13—digital controller;

14—computer; 15, 16—data collecting equipment;

17, 18—D0 sensor; 19—pH sensor

生活污水引至水箱 1,由水泵 2 提升,进入SBR 反应器 4。缺氧和厌氧的混合由叶片搅拌器 5 完成,充氧由鼓风机 6 完成,反硝化所需碳源由加药泵 8 投加,排水通过阀门 9 完成。

计量系统包括计量瓶 10, 密封后放在磁力搅拌器 11 上,转子不断搅拌使污泥始终处于悬浮状态,回流泵 12 控制污泥回流的流量。数据采集装置分别采集溶解氧探头 17、18 的数值传输给控制器 13 和计算机 14。

在 SBR 反应器中接种硝化效果良好的活性污泥,瞬时进水,污泥浓度为 $1300 \sim 1450 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 试验分为两个阶段: $1 \sim 80$ 周期控制恒 DO 为 $1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 81 ~ 100 周期固定曝气量为 $60.1 \cdot \text{c} \cdot \text{L}^{-1}$.

验证了其可作为控制参数的可靠性。 mg ° L ¯ ¹,81~100 周期固定曝气量为 60 L ° h ¯ ¹; © 1994-2013 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net 在反应过程中考察 SOUR 的变化规律,验证以其为过程控制参数的可靠性。

1.2 试验用水水质

试验用水为北京工业大学家属区生活污水。原水 COD 为 137. 8~219. 7 mg ° L⁻¹,NH⁺₄ -N 浓度为 54~65 mg ° L⁻¹,BODs 为 115~185 mg ° L⁻¹,NO $_3$ -N 浓度为 0 04~ 0 42 mg ° L⁻¹,NO $_2$ -N 浓度为 0 06~0. 15 mg ° L⁻¹,BOD/TN为 2 1~2 8,低 C/N 生活污水,可生化性较好。pH 值为 7. 80~8 07。

1.3 分析方法

COD、 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N、 NO_3^- -N、MLSS 等指标均采用国家规定的标准方法测定,TN 采用 multiN/C3100 分析仪,水样经离心后测定。pH 值采用 WTW-pH/Oxi340i 在线测定仪,DO 测定采用 WTW-level2 溶解氧在线仪。

2 结果分析与讨论

2 1 SOUR的测量原理

反应器进水结束后开启鼓风机对系统进行曝气,通过 PLC 控制污水中 DO 浓度恒定为 1.0 mg $^{\circ}$ L $^{-1}$ 。恒定曝气量通过转子流量计控制。两个 DO 传感器分别放在 SBR 反应器(DO₁)和计量瓶(DO₂)中,每隔 10 s 采集一个数值,同时采集 DO 值的电流信号经变送器输入模拟数字转换器 A/D,转换成数字信号,并再通过数据采集装置实时将所获得的数据信息通过数据线传输到 SO UR 控制器进行滤波和比较运算。由于主体 SBR 反应器与计量瓶连通,携带一定溶解氧的污泥在计量瓶中停留一定时间 t,因此同时测量的两个溶解氧值会出现差值,该差值为污泥在计量瓶中停留 t 时间的消耗值,则计量瓶中污泥的比耗氧速率为

$SOUR = (DO_1 - DO_2)/(MLSS \times t)$

2 2 恒 DO 时 SOUR 的变化规律

图 2 为恒定 DO 曝气模式下有机物去除和氨氮氧化以及 pH、DO、SOUR 的变化规律。

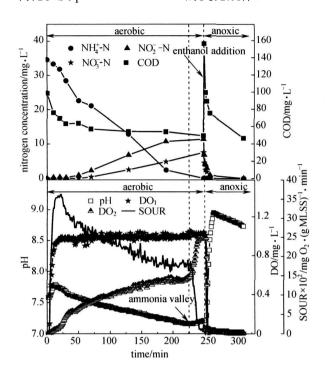


图 2 恒 DO 时 COD 与 3 种形态氮浓度以及 pH、DO 与 SOUR 的变化规律 Fig 2 Variations of pH,DO,SOUR and concentrations of COD,NH₄⁺-N,NO₂⁻-N and NO₃⁻-N under constant DO conditions

如图 2 所示,由于生活污水可生化性较好,曝 气开始前 25 min, 异养菌以最大速率降解 COD, 水中 DO 一直处于较低水平 $(0.5 \text{ mg} \circ \text{L}^{-1} 左右)$, 这说明系统的耗氧速率与供氧速率大致相等, 异养 菌的 SOUR 一直处于较高值,为 0.36 mg O2° (g M LSS)⁻¹。min⁻¹。当到达难降解阶段, 异养 菌的耗氧速率大幅降低, 氨氧化菌 (ammonia oxidizing bacteria, AOB) 开始耗氧,将氨氮氧化 为NO₂, 进而由亚硝酸盐氧化菌 (nitrite oxidizing bacteria, NOB) 氧化为 NO3。 氨氮氧化过程主要 是自养菌新陈代谢, 其比耗氧速率较小, 因此 SOUR由一个较高值逐渐降低,之后维持在 0 18 mg O₂ ° (g MLSS)⁻¹ ° min⁻¹。 当氨氮氧化结束 时, 耗氧速率大幅下降, 变为 0 02 mg O2 ° (g MLSS)⁻¹。min⁻¹,指示硝化反应结束(图 2 中的"氨谷"),此时应停止曝气。

23 恒定曝气量时 SOUR 的变化规律

图 3 为恒定曝气量条件下有机物去除和氨氮氧化以及 pH、DO、SOUR的变化规律。

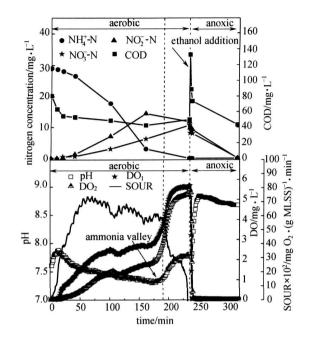


图 3 恒定曝气量时 COD 与 3 种形态氮浓度以及 pH、DO 与 SOUR 的变化规律 Fig 3 Variations of pH, DO, SOUR and concentrations of COD, NH₄⁺-N, NO₂⁻-N

and NO₃ -N under constant airflow rate conditions

如图 3 所示,曝气前 20 min 污水中存在大量有机物,异养菌代谢活跃,耗氧速率很大,SO U R 达到 0.7 mg O²。(g M LSS)⁻¹。min⁻¹。由于曝气量恒定,供氧速率恒定,水中 DO 一直保持较小的值,说明此时耗氧速率等于供氧速率,只要存在较高浓度的易降解 COD,DO 会一直保持较低的水平。随着反应的进行,SOUR 逐渐减小,DO 不断升高。污泥的比耗氧速率与底物浓度的关系可以用MONOD 公式描述^[14],即

$$SOUR = SOUR_{max} \frac{S}{K_c + S}$$
 (1)

式中 SOUR 为污泥的比耗氧速率, h^{-1} 或 d^{-1} ; SOUR_{max}为污泥的最大比耗氧速率, h^{-1} 或 d^{-1} ; K。为饱和常数,mg ° L^{-1} ; S 为反应器中微生物周围的底物浓度,mg ° L^{-1} 。

在高底物浓度的条件下 $(S \gg K_s)$, K_s 值与 S 值相比可以忽略不计,式 (1) 可简化为

$$SOUR = SOUR_{max} \tag{2}$$

比较,S 值可忽略不计,式(1)可简化为

$$SOUR = \frac{SOUR_{max}}{K_s} S \tag{3}$$

水中有机物浓度较高时,异养菌以最大降解速率降解COD,随着COD的降低,污泥耗氧速率与底物浓度呈一级反应,底物限制异养菌增殖,导致耗氧速率小于供氧速率,表现为水中的DO不断上升;当有机物降解结束,硝化细菌开始代谢,SOUR会大幅下降,DO出现跃升,随着氨氧化反应的进行,DO会不断升高,氨氧化速率受氨氮的浓度影响较小,氨氧速率几乎不变,SOUR基本保持不变;当氨氮浓度接近零时,SOUR再次大幅减小,DO随之升高到一个高值,继续曝气,系统进入内源呼吸阶段,SOUR接近零,最终DO达到饱和值。

反应进行到 200 min 左右,氨氧化已经完成,之后是 NO_2^- 氧化,SOUR 骤降,这对于实现与维持短程硝化具有指示作用,此时停止曝气,防止 NOB 进一步增殖,利于亚硝酸盐积累。

2 4 讨论

2 4 1 SOUR 对活性污泥的代谢活性的表征 在 试验运行过程中, 出现了先 COD 降解后氨氮氧化 的现象, 分析原因是由于活性污泥系统中异养菌和 硝化细菌的自身特性确定的, 即异养菌的比增长速 率比自养菌的比增长速率大。如, 文献中报道异养 菌的最大比增长速率为 $13.2 \, \mathrm{d}^{-1}$, AOB 的最大比 增长速率为 1.96 d⁻¹ (30℃), NOB 的最大比增长 速率为 0.72 d^{-1} (30 $^{\circ}$), 前者分别是后二者的 6 7倍和 18. 3 倍[14-15]。 因此, 在易降解 COD 和氨 氮同时存在的情况下(曝气量恒定), 异养菌的比 耗氧速率大于 AOB 和 NOB 的比耗氧速率; 而在 相同的曝气量的情况下,活性污泥的耗氧大于供 氧, 水中的 DO 浓度在反应的起始阶段一直很低, 硝化细菌与异养菌竞争 DO 时处于劣势, 硝化反应 速率很小,造成了先降解 COD 后进行氨氮氧化的 结果。

2 4 2 以 SOUR 为过程控制参数的验证 短程硝化的实质就是将氨氮氧化控制在 NO_2 阶段,随后进行反硝化,可以节约 25%的曝气能耗和 40%的外加碳源,而如何快速启动并维持较高的亚硝盐积累率是问题的关键 16 。

本研究中前 80 个周期, 控制恒 DO 为 1 0

(S ≶K s), 与 K 。值相 mg ° L 1, 根据 SOUR 的变化规律,/ 氨氧化结束

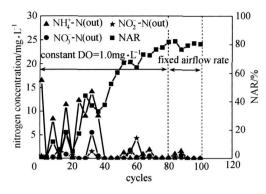


图 4 运行期间亚硝酸盐积累率与出水水质

Fig 4 Nitrite accumulation rate (NAR) and concentration of NH_4^+ , NO_2^- and NO_3^- in effluent

时出现骤降,及时停止曝气,实现了短程硝化。因此以 SOUR 为参数,可以控制硝化反应进程:控制系统的污泥龄在 AOB 和 NOB 的污泥龄之间,使 AOB 充分增殖,不给 NOB 过多的增殖时间;在曝气结束时排出定量的污泥,逐渐将 NOB 淘洗出系统,使得 AOB 在活性污泥中的比例不断提高,达到优化硝化种群结构的目的。表现在脱氮性能上是亚硝酸盐积 累率 $[NAR=NO_2^-/(NO_2^-+NO_3^-)]$ 不断提高,最终维持在 80% 以上(见图4);而改为恒定曝气量时,根据 SOUR 曲线的变化点及时停止曝气,控制氨氧化在 NO_2^- 阶段,亚硝酸盐积累率仍然维持稳定。

3 结 论

- (1) 针对变频恒定溶解氧(DO)和工频恒定曝气量两种控制方式,建立了一种在线监控,同时反馈 SBR 工艺活性污泥系统动态 SOUR 的方法,以其为过程控制参数,可以将氨氧化控制在 NO²阶段,实现和维持稳定的短程硝化效果。
- (2) 通过 SOUR 曲线的变化可以表征反应进程,分为有机物降解、氨氮氧化和内源呼吸 3 个阶段,曝气过程中先有机物降解后氨氮氧化的本质是由异养菌和硝化细菌自身特性决定的,相对于硝化细菌,异养菌的比增长速率大,在一定条件下,竞争溶解氧处于优势,导致比耗氧速率大。
- (3) 在恒 DO 条件下,以 SOUR 为控制参数控制曝气时间,实现了 AOB 的富集和 NOB 的逐步淘汰,优化了硝化菌群结构,亚硝酸盐积累率维持在 80%以上,曝气方式改为恒定曝气量,短程 磁化效果仍然稳定

References

- [1] Vidal G, Nieto J, Cooman K, Gajardo M, Bornhardt C. Unhairing effluents treated by an activated sludge system. Journal of Hazardous Materials, 2004, 112 (1/2): 143-149
- [2] Jubany I, Baeza J A, Carrera J, Lafuente J Respirometric calibration and validation of a biological nitrite oxidation model including biomass growth and substrate inhibition Water Research, 2005, 39 (18): 4574-4584
- [3] Sumacz-Gorska J. Gernaey K. Demuynck C. Vanrolleghem P. Verstraete W. Nitrification monitoring in activated sludge by oxygen uptake rate (OUR) measurements Water Research, 1996, 30 (5): 1228-1236
- [4] Shi Hanchang (施汉昌), Ke Xiyong (柯细勇), Zhang Wei (张伟), Zhang Jieyuan (张杰远). Study on the biological activity of activated sludge using a rapid biological activity tester *Environmental Science* (环境科学), 2004 (1): 67-71
- [5] Hao X, Wang Q, Zhang X, Cao Y, Mark Loosdrecht C M V. Experimental evaluation of decrease in bacterial activity due to cell death and activity decay in activated sludge Water Research, 2009, 43 (14): 3604-3612
- [6] Pambrun V, Paul E, Sperandio M. Control and modelling of partial nitrification of effluents with high ammonia concentrations in sequencing batch reactor Chemical Engineering and Processing: Process Intensification, 2008, 47 (3): 323-329
- [7] Kong Z, Vanrolleghem P, Willems P, Verstraete W. Simultaneous determination of inhibition kinetics of carbon oxidation and nitrification with a respirometer Water Research, 1996, 30 (4): 825-836
- [8] van den Broeck R M R, van Impe J F M, Smets I Y M. Assessment of activated sludge stability in lab-scale experiments. *Journal of Biotechnology*, 2009, 141 (3/4): 147-154
- [9] Bloor J C, Anderson G K, Willey A R High rate aerobic treatment of brewery wastewater using the jet loop reactor Water Research, 1995, 29 (5): 1217-1223
- [10] Gernaey A K, Petersen B, Ottoy J P, Vanrolleghem P. Activated sludge monitoring with combined respirometric titrimetric measurements. Water Research, 2001, 35 (5): 1280-1294
- [11] Ning Z, Patry G G, Spanjers H Identification and quantification of nitrogen nutrient deficiency in the activated sludge process using respirometry. Water Research, 2000,

硝化效果仍然稳定。 4.2013 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

- [12] Soons Z, Shi J, Stigter J D, van der Pol L A, van Straten G, van Boxtel A J B Observer design and tuning for biomass growth and k_La using online and offline measurements Journal of Process Control, 2008, 18 (7/8): 621-631
- [13] Pollard P C, Steffens M A, Biggs C A, Lant P A. Bacterial growth dynamics in activated sludge batch assays Water Research, 1998, 32 (3); 587-596
- [14] Pambrun V, Paul E, Spérandio M. Modeling the partial nitrification in sequencing batch reactor for biomass adapted to high ammonia concentrations Biotechnology and

Bioengineering, 2006, 95 (1): 120-131

报

- [15] Henze M. Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3 Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment London, UK: International Water Association Publishing, 2000; 193
- [16] Jubany I, Lafuente J, Baeza J A, Carrera J. Total and stable washout of nitrite oxidizing bacteria from a nitrifying continuous activated sludge system using automatic control based on oxygen uptake rate measurements Water Research, 2009, 43 (11); 2761-2772