

A²O 工艺中的污泥膨胀问题及恢复研究

吴昌永¹, 彭永臻^{1,2*}, 彭轶¹ (1. 哈尔滨工业大学市政环境工程学院, 城市水资源与水环境国家重点实验室, 黑龙江 哈尔滨 150090; 2. 北京工业大学, 北京市水质工程与水环境恢复工程重点实验室, 北京 100124)

摘要: 采用 52L 以厌氧/缺氧/好氧为污水处理工艺(A²O)的试验装置处理人工合成废水, 研究了 A²O 工艺中出现污泥膨胀的原因及控制措施. 结果表明, 系统在稳定状态下, 好氧区 DO 平均浓度约为 1.08mg/L 时, COD、NH₄⁺-N、TN 以及 PO₄³⁻-P 的平均去除率分别为 86.8%、97.5%、86.5% 和 95.5%, 但污泥的沉降性能受到很大影响, 其 SVI 从最初的 130.1mL/g 升至 265.8mL/g, 并有继续上升的趋势, 引起污泥膨胀. 当好氧区 DO 平均浓度提高至 2.16mg/L 时, 污泥的沉降性能得到部分改善, SVI 降至约 200mL/g. 在好氧区首端引入 15% 的原水旁流, 经过 30d 的运行, SVI 降低至 100mL/g 左右, 污泥膨胀得到恢复. 说明好氧区偏低的有机负荷是引起污泥膨胀的主要原因, 单纯提高好氧区的 DO 浓度并不能有效控制污泥膨胀, 控制 A²O 中污泥膨胀的关键在于对有机负荷的合理分配.

关键词: 污水处理; 污泥膨胀; 有机负荷; DO; 原水旁流

中图分类号: X703.1 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-6923(2008)12-1074-05

Activated sludge bulking and control in A²O process. WU Chang-yong¹, PENG Yong-zhen^{1,2*}, PENG Yi¹ (1. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China; 2. Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China). *China Environmental Science*, 2008, 28(12): 1074~1078

Abstract: A 52L pilot-scale biological nutrients removal system, based on anaerobic/anoxic/oxic (A²O) configuration, was used to investigate the sludge bulking and control when treating synthetic wastewater. Good biological nutrients removal performance could be achieved when the average DO was 1.08mg/L in the oxic zone and the removal efficiency of COD、NH₄⁺-N、TN and PO₄³⁻-P were 86.8%, 97.5%, 86.5% and 95.5%, respectively. But sludge settle characteristics deteriorated during this period and SVI increased from 130.1mL/g to 265.8mL/g, causing severe sludge bulking. When average DO concentration in oxic zone from increased 1.08mg/L to 2.16mg/L, the sludge settle characteristics was improved but the SVI was still around 200mL/g. To further control sludge bulking, a bypass flow (15% of influent flow rate) was induced to the beginning of oxic zone. The sludge bulking was controlled and the SVI was about 100mL/g after 30 days operation. Low organic loading rather than DO concentration in the oxic zone was the major factor for sludge bulking and the appropriate distribution of organic loading along the tank was the best way to control sludge bulking in A²O process.

Key words: wastewater treatment; sludge bulking; organic loading; DO; raw wastewater bypass flow

污泥膨胀是制约活性污泥工艺运行的难题之一, 超过 50% 的污水处理厂受到污泥膨胀的困扰^[1]. 有研究表明, 污泥膨胀 95% 以上是由丝状菌过度增殖引起的^[2-3]. 在污水厂运行中, 低 DO 和低负荷(F/M)是公认的引起污泥丝状菌增殖的主要原因, 但不同类型的反应器中出现污泥膨胀的原因和控制措施也不尽相同^[4], 如负荷的影响, 多数研究采用的是结构形式较为简单的 SBR 工艺, 有关负荷在空间上的分布对污泥膨胀的影响研

究较少.

近年来, 国内外许多以去除有机物为主的城市污水处理厂被改建成具有脱氮除磷(BNR)功能的污水厂, 但是污泥膨胀现象伴随着改建也开始有规律地出现^[4-5]. 对此人们目前认为由于系

收稿日期: 2008-04-22

基金项目: 国家“863”项目(2006AA06Z319); 国家自然科学基金资助项目(50778005)

* 责任作者, 教授, pyz@bjut.edu.cn

统污泥连续在好氧、缺氧和厌氧等条件下变换,这种运行方式对丝状菌的生长十分有利^[6].针对 BNR 系统中频繁出现的污泥膨胀问题,人们提出了控制污泥膨胀的生物选择器的理论,并在很多工程应用上取得了成功^[4];也有一些采用缺氧或厌氧选择器时失败的报道^[7].至今尚未找到一种通用的解决污泥膨胀的方法或工程手段.

基于上述背景,本研究选用 A²O 工艺,详细研究了该工艺中出现污泥膨胀的诱因和控制措施,为 A²O 工艺实际运行中可能出现的污泥膨胀问题提供理论解释和技术支持.

1 试验方法

1.1 试验装置和运行工况

A²O 试验装置如图 1 所示.装置用有机玻璃制成,由合建式厌氧-缺氧-好氧反应器和二沉池

组成.合建式反应器有效容积为 52L,反应器分为 9 个格室,前 2 个格室为厌氧段,随后的 2 个格室为缺氧段,以下的 5 个格室为好氧段.厌氧区、缺氧区和好氧区的体积比为 1:1:2.厌氧和缺氧区采用搅拌混合,好氧区通过固定在底端的曝气头供气,同时促进液体混合.反应器内液体温度通过加热棒控制在 21~22℃.二沉池有效容积为 26L.

试验进水、回流污泥和硝化液回流均采用蠕动泵控制.运行条件如下:进水量为 140 L/d,反应区 HRT 为 9h, SRT 通过排泥控制在 15d 左右,反应器中平均 MLSS 为 3546mg/L(出现 2 次污泥回流事故时污泥浓度偏低),污泥回流比为 55%,内循环回流比为 250%.试验所用污泥取自哈尔滨某污水处理厂,该厂采用 A/O 工艺运行,种泥脱氮效果较好.经过 15d 左右的驯化后,系统脱氮除磷效果即趋于稳定.

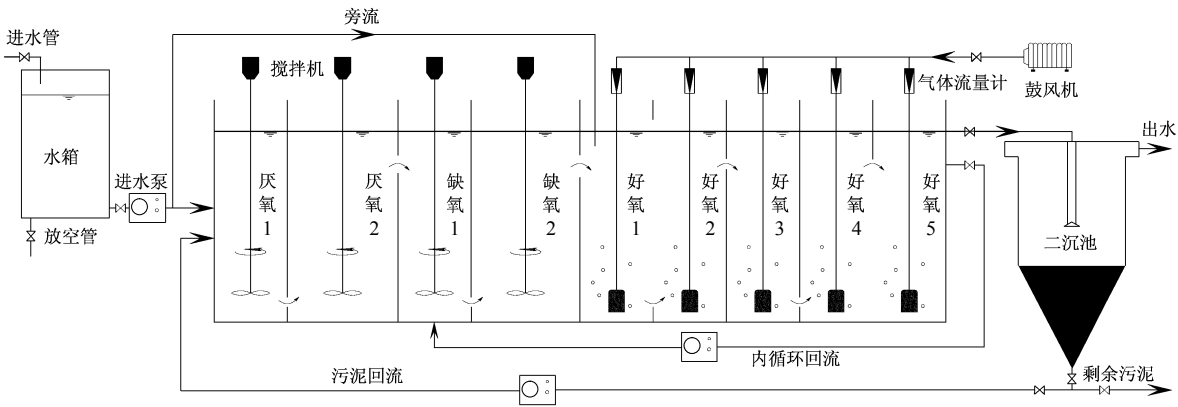


图 1 A²O 工艺装置示意
Fig.1 The schematic diagram of A²O process

1.2 废水配制及测定

试验所用污水为人工合成废水,人工合成废水的配方为:啤酒 3~3.6mL/L,NH₄Cl 0.1~0.2g/L, KH₂PO₄ 0.04~0.05g/L, NaHCO₃ 0.2~0.3g/L, NaOH

0.15g/L, MgSO₄·7H₂O 0.06g/L, CaCl₂·2H₂O 0.015g/L. 测定的水质指标见表 1.同时在配水中投加微量元素浓缩液,浓缩液的成分同 Saito 等^[8]中的配方.浓缩液的投加量为 1mL/L 污水.

表 1 人工合成废水水质
Table 1 Water quality of synthetic wastewater

	pH 值	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	TN (mg/L)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/L)	碱度 (以 CaCO ₃ 计,mg/L)
范围	6.63~7.47	142.90~499.30	23.77~53.12	23.94~54.58	5.34~15.78	210~230
平均值	7.01	353.30	40.03	40.76	10.26	223.30

COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、TN、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 、总碱度、MLSS 均采用国家规定的标准方法测定,水样经定量滤纸过滤后测定. ORP 测定采用德国 WTW-InoLab level 2 在线测定仪, pH 值和 DO 采用德国 WTW-340i 在线测定仪测定.

2 结果与讨论

2.1 稳定运行期间污泥沉降性能的变化

试验稳定运行 75d 期间系统的 SVI 和 MLSS 如图 2 所示. 试验共分 3 个阶段, 稳定期间系统的污染物去除效率较高, COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN 以及 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的平均去除率分别能够达到 86.8%、97.5%、86.5% 和 95.5%. 阶段 I 共运行 30d, 污泥膨胀日益严重^[9], 污泥的 SVI 一直升高到 265.8 mL/g, 而且有持续升高的趋势, 期间系统总曝气量为 0.2 m³/h, 好氧区的平均 DO 浓度为 1.08 mg/L. 阶段 II 共运行 17d, 污泥的 SVI 有所下降, 平均 SVI 为 197.5 mL/g, 但是再继续降低的趋势不明显. 期间总曝气量为 0.3 m³/h, 平均 DO 浓度为 2.16 mg/L. 阶段 III 系统改变进水方式, 增加旁流, 即将 15% 的进水从好氧始端进入反应器, 总曝气量同阶段 II, 试验运行 30d, 污泥的沉淀性能进一步改善, 最终 SVI 降低为 100 mL/g 左右, 污泥膨胀得到恢复.

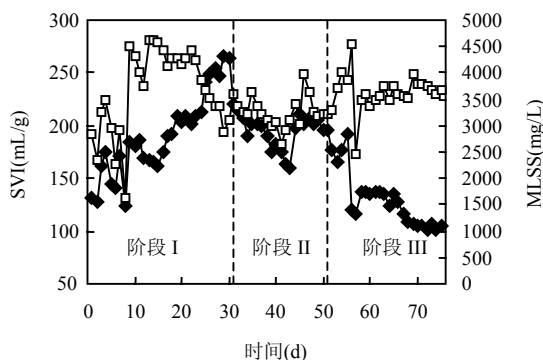


图 2 稳定运行期间污泥 SVI 和 MLSS 的变化

Fig.2 Changes of SVI and MLSS during steady state

—□— MLSS —◆— SVI

2.2 污泥膨胀的原因及恢复分析

根据污泥膨胀理论的通常解释, 污泥膨胀的

原因可简单归结为以下几点: pH 值异常^[10]; DO 浓度低^[11-15]; 污泥负荷 (F/M) 低^[16]; 营养缺乏的影响等^[17]. 由表 1 可见, 原水营养充足, 并不存在氮磷元素缺乏, 因此营养缺乏造成污泥膨胀的原因可以先排除.

2.2.1 pH 值对污泥膨胀的影响 活性污泥最适应的 pH 值范围是 6~9. 较低的 pH 值可能对絮状菌活性的影响比某些丝状菌的影响大, 所以较低的 pH 值会导致污泥膨胀^[10]. 本试验所用原水在水箱中存放时间为 1d, 由于废水中的有机物成分厌氧或兼氧水解酸化, 变成短链的有机酸等物质, 会导致 pH 值的降低. 但是由于投加了 NaHCO_3 和 NaOH 进行缓冲, 原水的 pH 值变化范围不是很大, 最高 pH 值为 7.47, 最低为 6.63, 平均值为 7.01, 鉴于 pH 值的变化范围不大, 因此不应该是引发本试验污泥膨胀的原因.

2.2.2 DO 的影响 研究表明^[11-13], 低 DO 浓度容易引发污泥膨胀. 关于这方面的原因大多从丝状菌和絮状菌的动力学选择理论上进行解释^[14-15]. 该理论认为, 由于引起污泥膨胀的丝状菌的最大比增长速率 $\mu_{\max}$ 和氧饱和常数 K_s 比絮状菌的小, 因此在高 DO 浓度时, 絮状菌具有较高的增殖速率而占优势, 在低 DO 浓度条件下, 丝状菌由于具有较大的比表面积, 从而具有生长竞争优势而引起丝状菌污泥膨胀.

本试验从阶段 I~阶段 III 的曝气量分别为 0.2, 0.3, 0.3 m³/h. 利用在线 DO 探头同时监测好氧区各个格室的 DO 变化, 每隔 30s 自动存储一个数据, 而不是单纯取一个平均值, 这样能更加客观地反映出各个格室 DO 的范围及变化. 图 3 为每个好氧格室监测 10min 的 DO 变化.

由图 3 可见, 阶段 I 的 DO 浓度较低, 在前 3 个好氧格室均为 0.5 mg/L 左右, 第 4 格室 DO 浓度升至 1.5 mg/L 左右, 最后一个格室由于污染物已降解彻底, 氧利用率低, 因此 DO 浓度突跃升至 3.5 mg/L 左右, 由于曝气量各个格室保持恒定, 此时 5 个好氧格室可以看成 1 个空间上延展的 SBR 反应器, 根据 SBR 的研究结论^[17], 这也是反应结束的标志. 在 3 个阶段的运行过程中最后均出现了标志反应结束的 DO 浓度的跃升. 阶段 I 总体

DO 浓度偏低,根据丝状菌和絮状菌的动力学选择理论,此时的条件适合丝状菌的生长,因此污泥的沉淀性能不断恶化.图 4 是阶段 I 的污泥扫描电镜照片,由图 4 可以看出,污泥中存在大量的丝状菌,其他菌体如球菌像是包含在大量菌丝中的松散内核.

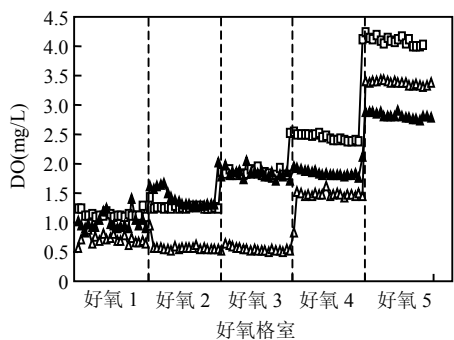


图 3 不同阶段各好氧格室典型的 DO 变化
Fig.3 DO concentrations of different runs in the aerobic phases
—△— 阶段 I —□— 阶段 II —●— 阶段 III

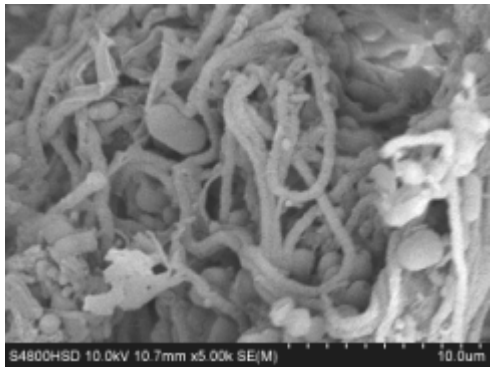


图 4 阶段 I 污泥的扫描电镜照片(×5000)
Fig.4 Sludge SEM of running stage I (×5000)

阶段 II 提高了曝气量,DO 整体浓度显著上升:从好氧格室 1 的 1.25mg/L 左右升至好氧格室 5 的 4.25mg/L 左右.根据动力学选择理论,此时的条件适合絮状菌增殖.由图 2 可见,阶段 II 的污泥沉淀性能得到改善,SVI 有下降的趋势,经过 17d 的运行之后污泥的沉淀性能趋于稳定,SVI 在 200mL/g 左右浮动.提高 DO 浓度虽然改善了污泥沉淀性能,但污泥仍处于膨胀状态,因此单方面

提高 DO 浓度并不能显著改善污泥的沉淀性能.阶段 III 的 DO 浓度水平总体介于阶段 I 和 II 之间,但是在好氧区始端引入 15%的原水旁流,增加了好氧段的负荷,使得在曝气量相同于阶段 II 的情况下 DO 浓度低于阶段 II.由图 2 还可以看出,经过 30d 的运行,污泥的沉淀性能得到恢复.

综合分析,好氧区低的 DO 浓度是引起污泥膨胀的一个原因,但非主要原因,提高 DO 浓度能改善污泥的沉淀性能,但是仅仅提高曝气量对污泥膨胀的恢复不彻底.
2.2.3 负荷的影响 污泥负荷过高或过低都可能引发污泥膨胀.低负荷容易引发丝状菌污泥膨胀,高负荷容易引发污泥粘性膨胀,两者的性质有所不同,恢复手段也不相同^[18].

本试验污泥 COD 负荷平均为 0.28kg/(kg·d),属于连续流活性污泥中的正常负荷.但是测定的结果表明,在不同区域负荷分布差别极大.

实验结果表明,在增加旁流前,COD 在厌氧、缺氧和好氧区的去除率分别为 85%、12%和 3%,绝大部分的有机物在厌氧和缺氧区去除,剩余给好氧区的有机物的量已经非常少,使得好氧区长期处于低有机负荷状态.这是由废水的性质决定的,啤酒中的有机成分大多容易降解,因此在厌氧和缺氧区就被去除了绝大部分:在厌氧区储存为聚磷菌胞内物质 PHA,在缺氧区参与了反硝化过程.

在阶段 I,好氧区的 DO 浓度较低,加之低有机负荷,这种情况对絮状菌的生长非常不利,因此在运行过程中污泥膨胀越来越严重.在阶段 II,好氧区的 DO 浓度水平较高,使得絮状菌和丝状菌竞争的过程中虽然有机物的量不多,但 DO 的浓度对其有利,综合有机负荷和 DO 的双重作用,污泥膨胀有得到控制的趋势,但是由于有机物浓度毕竟不高,好氧区的氨氮浓度对典型丝状菌 *M. parvicella* 的增殖有利^[19],因此提高曝气量只能使 SVI 稳定在 200mL/g 左右,污泥仍处于膨胀状态.

在阶段 III,由于在好氧区始端增加了 15%的旁流,COD 在不同区域的去除率发生了变化(表 2),虽然厌氧区的 COD 去除率仍占到 75%,但好氧区能提高到 16%左右,有机负荷在整个反应区域得

到重新分布.因此在和阶段Ⅱ相比曝气量不变的情况下,好氧区对絮状菌的增殖也变得有利,使得丝状菌在整个系统中增殖都处于不利状况(厌氧、缺氧区更不利于丝状菌增殖),经过 30d 的运行,污泥膨胀最终得到控制,污泥沉淀性能得到恢复.

3 结论

3.1 在反应器总曝气量为 $0.2\text{m}^3/\text{h}$ 的情况下,由于好氧区的 DO 浓度和有机负荷偏低,系统运行过程中污泥逐渐膨胀,SVI 增高至 265.8mL/g .

3.2 增加曝气量至 $0.3\text{m}^3/\text{h}$,污泥膨胀得到抑制,SVI 逐渐恢复到 200mL/g 左右,但由于好氧区偏低的有机负荷,使得污泥仍处于膨胀状态,仅仅提高曝气量对污泥膨胀恢复作用有限.

3.3 在曝气量为 $0.3\text{m}^3/\text{h}$ 的条件下,在好氧区始端增加 15%原水旁流,增大好氧段有机负荷,使得有机负荷重新分配,污泥膨胀现象逐步得到控制,SVI 降至 100mL/g 左右,污泥沉淀性能恢复良好.在 BNR 系统中,负荷控制比 DO 控制对控制污泥膨胀更为有效.

参考文献:

- [1] Kristensen G H, Jorgensen P E, Nielsen P H. Setting characteristics of activated sludge in Danish treatment plants with biological nutrients removal [J]. *Water Science and Technology*, 1994, 29(7):157-165.
- [2] 王淑莹,高春娣,彭永臻,等.SBR 法处理工业废水中有机负荷对污泥膨胀的影响 [J]. *环境科学学报*, 2000,20(2):129-133.
- [3] 郝晓地,朱景义,曹秀芹.污泥膨胀形成机理及控制措施研究现状和进展 [J]. *环境污染治理技术与设备*, 2006,7(5):1-9.
- [4] Martins A M P, Pagilla K, Heijnen J J, et al. Filamentous bulking sludge-a critical review [J]. *Water Research*, 2004,38(4):793-817.
- [5] Antonio Martins M P, Heijnen J J, van Loosdrecht M C M. Bulking sludge in biological nutrient removal systems [J]. *Biotechnology Bioengineering*, 2004,86(2):125-135.
- [6] Krhutkova O, Ruzickova I, Wanner J. Microbial evaluation of activated sludge and filamentous population at eight Czech nutrient removal activated sludge plants during year 2000 [J]. *Water Science and Technology*, 2002,46(1/2):471-478.
- [7] Ekama G A, Wentzel M C, Casey T G, et al. Filamentous organism bulking in nutrient removal activated sludge systems [J]. *Water SA*, 1996,22:147-152.
- [8] Saito T, Brdjanovic D, van Loosdrecht M C M. Effect of nitrite on

phosphate uptake by phosphate accumulating organisms [J]. *Water Research*, 2004,38(17):3760-3768.

- [9] Kruit J, Hulsbeek J, Visser A. Bulking sludge solved? [J]. *Water Science and Technology*, 2002,46(1/2):457-464.
- [10] 高春娣,王淑莹,吴凡松,等.化工污水处理场污泥膨胀与上浮的原因及其控制 [J]. *哈尔滨建筑大学学报*, 1999,32(5):52-55.
- [11] Mino T. Survey on filamentous microorganisms in activated sludge processes in Bangkok, Thailand [J]. *Water Science and Technology*, 1995,31(9):193-202.
- [12] Kappeler J, Gujer W. Development of a mathematical model for "aerobic bulking" [J]. *Water Research*, 1994,28(2):303-310.
- [13] Martins A M P, Van Loosdrecht M C M, Heijnen J J. Effect of feeding pattern and storage on the sludge settleability under aerobic conditions [J]. *Water Research*, 2003,37(11):2555-2570.
- [14] Martins A M P, Van Loosdrecht M C M, Heijnen J J. Effect of dissolved oxygen concentration on the sludge settleability [J]. *Applied Microbiology Biotechnology*, 2003,62(5/6):586-593.
- [15] Gaval G, Pernelle J J. Impact of the repetition of oxygen deficiencies on the filamentous bacteria proliferation in activated sludge [J]. *Water Research*, 2003,37(9):1991-2000.
- [16] 曾薇,彭永臻,王淑莹,等.以溶解氧浓度作为 SBR 法模糊控制参数 [J]. *中国给水排水*, 2000,16(4):5-10.
- [17] 高春娣,彭永臻,王淑莹,等.氮缺乏引起的非丝状菌活性污泥膨胀 [J]. *环境科学*, 2001,22(6):61-65.
- [18] Takacs I, Fleit E. Modelling of the micromorphology of the activated sludge floc: low DO, low F/M bulking [J]. *Water Science and Technology*, 1995,31(2):235-243.
- [19] Tsai M W, Wentzel M C, Ekama G A. The effect of residual ammonia concentration under aerobic conditions on the growth of *Microthrix parvicella* in biological nutrient removal plants [J]. *Water Research*, 2003,37(12):3009-3015.

作者简介: 吴昌永(1980-),男,山东苍山人,哈尔滨工业大学博士研究生,主要研究方向为污水脱氮除磷新工艺及过程控制.发表论文 7 篇.