

A²O-BAF 与 A²O 工艺处理较高 C/N 比生活污水时的 污泥沉降性对比分析

李欣, 彭永臻, 王建华, 陈永志

(北京工业大学 北京市水质科学与水环境恢复重点实验室, 北京, 100124)

摘要: 考察 2 种工艺处理较高 $\rho(\text{COD})/\rho(\text{TN})$ (简称为 C/N)生活污水时的污泥沉降性, 系统在污水 C/N 比为 7.1 左右的情况下, 稳定运行 30 d。实验结果表明: A²O-BAF 工艺的沉降性远远好于普通 A²O 工艺, 前者无污泥膨胀之虞, 而后者比较严重, 主要原因为: A²O-BAF 工艺缺氧段长, 好氧段短, 能有效抑制丝状菌性膨胀; A²O-BAF 工艺污泥含磷量是普通 A²O 工艺的 2 倍多, 前者为 6%左右, 而后者为 3%左右, 前者污泥密度高; A²O-BAF 工艺面临的污泥上浮问题远不如普通 A²O 工艺严重, 絮体更实, 凝聚性更强。

关键词: A²O-BAF 工艺; A²O 工艺; 污泥沉降性; 污泥膨胀; 污泥含磷量

中图分类号: X703.1

文献标志码: A

文章编号: 1672-7207(2012)03-1198-06

Comparative analysis of sludge settleability of A²O-BAF process and A²O process treating higher C/N ratio domestic sewage

LI Xin, PENG Yong-zhen, WANG Jian-hua, CHEN Yong-zhi

(Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering,
Beijing University of Technology, Beijing 100124, China)

Abstract: A²O process is an effective nitrogen and phosphorus removal process. A²O-BAF process is a new nitrogen and phosphorus removal process based on the two sludge theories. Separation of activated sludge is one of the difficult problems encountered in the activated sludge process. Sludge bulking is the most difficult problem. The experiment put great emphasis on the sludge settleability of the two processes, when they are used to treat the higher C/N ratio domestic sewage. The two systems were operated for 30 d at the C/N ratio of about 7.1. The experiment result shows that the sludge settleability of A²O-BAF process is far better than A²O process, the former is without the risk of sludge bulking, while the latter is more serious. The main reasons are that A²O-BAF process has long anoxic zone and short oxic zone, so it can inhibit sludge bulking effectively; phosphorus content in sludge of A²O-BAF process is twice more than that of A²O process, the former's is about 6%, and the latter's is about 3%; the floating sludge problem occurring in the A²O-BAF process is far less serious than A²O process does, and the floc is more dense and more cohesive.

Key words: A²O-BAF process; A²O process; sludge settleability; sludge bulking; phosphorus content in sludge

我国大多数的城市生活污水都采用活性污泥法处理, 活性污泥是污水活性污泥处理系统的反应工作主体, 是由细菌、微型动物为主的微生物与悬浮物质、胶体物质混杂在一起所形成的絮状体颗粒^[1], 而活性

污泥的泥水分离问题是活性污泥法工艺中经常遇到的非常棘手的问题之一。污泥与处理水得分离是通过沉淀方式完成的, 因此, 活性污泥沉降性能的好坏将直接影响活性污泥处理工艺的运行稳定性及处理效果。

收稿日期: 2011-05-07; 修回日期: 2011-07-21

基金项目: 国家“十一五”重大科技专项项目(2008ZX07314-008-01); 北京市属高等学校人才强教计划高层次人才资助项目(PHR20090502)

通信作者: 彭永臻(1949-), 男, 黑龙江哈尔滨人, 博士, 教授, 博士生导师, 从事污水生物处理理论与应用研究; 电话: 010-67392627, 15010445275;

E-mail: lixin051@emails.bjut.edu.cn; pyz@bjut.edu.cn

引起污泥沉降问题的原因大概可概括为: 污泥膨胀、泡沫和浮渣、污泥分散生长和污泥上浮, 其中污泥膨胀是最棘手的问题^[2]。造成污泥膨胀的原因可归纳为: 废水中碳源含量多、可溶性有机物多、低温、低溶解氧、低负荷和冲击负荷突变等^[3-4]。污泥含磷量增高, 则污泥密度也会增加, 所以, 污泥含磷量也直接影响污泥的沉降性。Andreasen 等^[5]调查了丹麦 100 个去除营养物质的污水处理厂的污泥沉降性能, 发现除磷的污水处理厂的沉降性能最好。有研究表明^[5-6]: 聚磷菌密度大, 有利于污泥的沉降。在对污泥丝状膨胀研究后 Wanner 等^[7]认为: 012 型菌和球衣菌在厌氧条件下几乎不能水解胞内聚磷颗粒从而难以获得能量, 因此, 生长会受到抑制^[8]。对于菌胶团中的聚磷菌, 它们可利用释磷产生的能量来摄取有机物并加以贮存^[9]。在后续的好氧阶段, 主体液相中基质浓度很低, 丝状菌无法获得足够碳源基质, 造成生长缓慢, 而菌胶团中聚磷菌则可以通过分解胞内 PHB 来获得能量、进行生长繁殖, 从而在系统占据优势。本文作者以实际生活污水为处理对象, 考察 A²O-BAF 工艺在处理易引起污泥膨胀的较高 C/N 比生活污水时的沉降性是否优于普通 A²O 工艺, 以便为解决运用活性污泥工艺的污水处理厂面临的棘手的泥水分离问题提供参考。

1 材料与方法

1.1 实验装置和运行参数

A²O-BAF 工艺流程见图 1。包括进水水箱、A²O

反应器、二沉池、中间水箱、曝气生物滤池和出水水箱。其中 A²O 反应器由 9 个格室构成, 总有效容积为 30.5 L, 厌氧区、缺氧区和好氧区的容积比为 2:5:2, 二沉池有效容积为 21 L。A²O 的进水流量是 3.8 L/h, 硝化液回流比为 300%, 污泥回流比为 70%, 温度为 18~22 ℃, DO 控制在 2 mg/L 左右。BAF 的容积为 15 L, HRT 为 30 min。系统进水量、硝化液回流量、污泥回流量均由蠕动泵控制, BAF 的进水量由高压泵控制。BAF 以陶粒为填料, 形成了良好的生物膜。

普通 A²O 工艺流程见图 2, A²O 反应器由 9 个格室构成, 总有效容积为 30.5 L, 厌氧区、缺氧区和好氧区的容积比为 2:3:4, 二沉池有效容积为 21 L。进水流量是 3.8 L/h, 硝化液回流比为 300%, 污泥回流比为 70%, 温度为 18~22 ℃, DO 控制在 2 mg/L 左右。系统进水量、硝化液回流量和污泥回流量均由蠕动泵控制。

1.2 试验水质与步骤

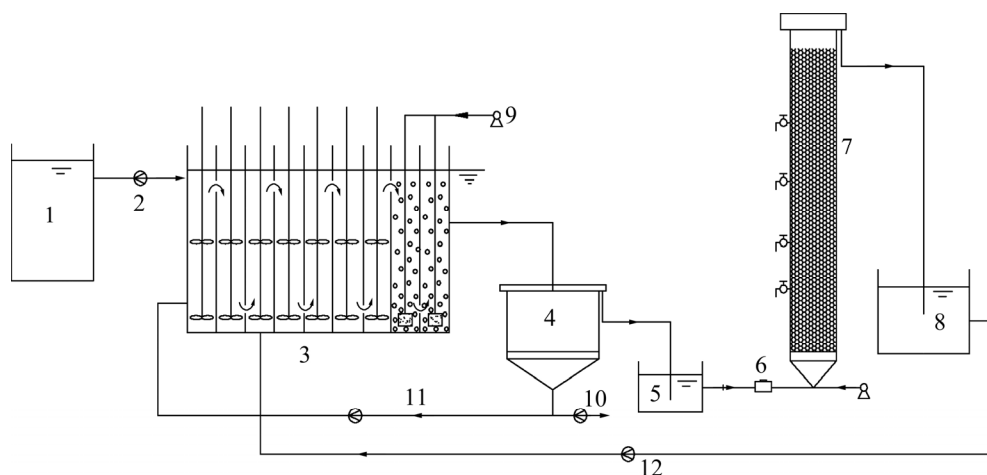
试验采用北京工业大学家属区排放的生活污水。原污水水质如表 1 所示。

通过投加乙酸钠达到较高的 C/N 比, 使 COD 在 370~480 mg/L 左右变化, 主要考察 A²O-BAF 与 A²O 这 2 种工艺处理我国相对较高 C/N 比生活污水时的污泥沉降性的不同。整个试验稳定运行大约 30 d。

1.3 检测项目及方法

表 2 所示为分析项目与方法。

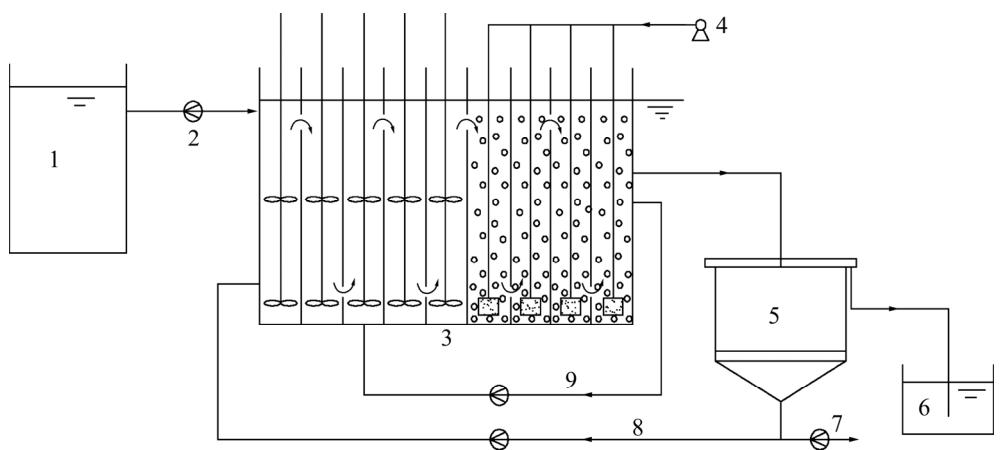
污泥含磷量按照赵庆祥的方法^[10]测定。



1—进水箱; 2—蠕动泵; 3—A²O 反应器; 4—沉淀池; 5—中间水箱; 6—高压泵; 7—BAF; 8—出水箱; 9—气泵;
10—剩余污泥排放; 11—污泥回流; 12—硝化液回流

图 1 A²O-BAF 工艺流程图

Fig.1 Schematic diagram of A²O-BAF system



1—进水箱；2—蠕动泵；3—A²O 反应器；4—气泵；5—沉淀池；6—出水箱；7—剩余污泥排放；
8—污泥回流；9—硝化液回流

图 2 普通 A²O 工艺流程图

Fig.2 Schematic diagram of normal A²O system

表 1 实际生活污水水质

Table 1 Quality of actual domestic wastewater

项目	$\rho(\text{COD})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\rho(\text{NO}_3^--\text{N})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\rho(\text{TN})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\rho(\text{TP})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$
范围	180~250	45.64~67.69	0.320~1.080	53.0~72.0	3.34~9.57
平均值	203	58.37	0.870	64.7	5.46

表 2 分析项目与方法

Table 2 Analyses items and methods

分析项目	分析方法	分析项目	分析方法
COD _{Cr}	COD 快速测定仪	MLSS, SS	质量法
TP	抗坏血酸-钼蓝分光光度法	SV	体积法
NO ₃ ⁻ -N	麝香草酚分光光度法	温度, pH, DO	WTW 溶解氧测定仪
NO ₂ ⁻ -N	N-(1-萘基)-乙二胺光度法		

2 结果与讨论

2.1 2 种工艺的污泥沉降性

SVI 能够反映活性污泥的凝聚、沉降性能，对于生活污水及城市污水，此值以介于 70~100 为宜^[11]。在上述水质条件下，稳定运行 30 d，2 种工艺的 SVI 变化如图 3 所示。从图 3 可以看出：A²O-BAF 工艺的 SVI 一直保持在 80 左右，而普通 A²O 工艺的 SVI 则达到了 200，显著高于前者。

2.2 导致 2 种工艺沉降性差异的因素

2.2.1 丝状菌性膨胀

丝状菌为好氧异养菌，A²O-BAF 工艺相对普通 A²O 工艺好氧段短很多，供给丝状菌生长的 DO 不足，所以丝状菌生长慢很多。同时，A²O-BAF 工艺形成的低氧小区域也少很多，一方面是因为其好氧段本身就短，另一方面是因为普通 A²O 的溶解氧多，那么回流污泥中的溶解氧也多，使前段难于保持理想的厌氧环境与缺氧环境，也形成了低氧环境。早在 1967 年，Wo^[12]指出丝状菌与非丝状菌的竞争基于比表面积，丝状菌的比表面积大于非丝状菌，竞争氧气能力强^[13]。

低氧环境中丝状菌占优势, 引起污泥膨胀。图 4 给出了 2 种工艺缺氧段出水 COD 的变化。从图 4 可以看出: A²O-BAF 工艺缺氧段出水 COD 低于普通 A²O 工艺, 有机负荷都很低(小于 0.1 kg/(kg·d)), 丝状菌的亲合力强, 低有机负荷有利于丝状菌占优势^[3, 13]。污水在 A²O-BAF 工艺中经过缺氧段后, 剩余 COD 已经很少, 而且此工艺好氧段很短, 所以, 丝状菌的优势占种不如普通 A²O。控制污泥膨胀的缺氧选择理论^[3-4, 13-14]在 A²O-BAF 工艺中得到充分应用。通过镜检发现普通 A²O 工艺中的污泥有大量菌丝伸出污泥外, 而且絮体松散, 可推测普通 A²O 工艺出现较严重的丝状菌性膨胀; A²O-BAF 工艺的污泥没有菌丝伸出污泥外面, 且絮体较密实。

2.2.2 污泥含磷量

图 5 给出了 2 种工艺污泥含磷量的变化。从图 5 可以看出: A²O-BAF 工艺中的污泥含磷量差不多是普

通 A²O 工艺的 2 倍多。由于磷是无机质, 能增加污泥的密度, 所以, 污泥含磷量高利于污泥的沉降。Andreasen 等^[5]调查了丹麦 100 个去除营养物质的污水处理厂的污泥沉降性能, 发现除磷的污水处理厂的沉降性能最好, 其中一个原因就是除磷污水厂的污泥含磷量高。A²O-BAF 工艺污泥含磷量高的可能的原因: 一是硝化独立于除磷系统外, 回流污泥中的硝酸盐和亚硝酸盐很少, 在厌氧段形成良好的条件使聚磷菌充分释磷^[15], 图 6 所示为 2 种工艺厌氧段释磷量的变化。从图 6 可以看出: A²O-BAF 工艺厌氧段释磷量远高于普通 A²O 工艺, 而后聚磷菌在缺氧段利用硝态氮和亚硝态氮为电子受体缺氧吸磷, 在好氧段以 O₂ 为电子受体好氧吸磷, 形成了极好的良性循环, 促进

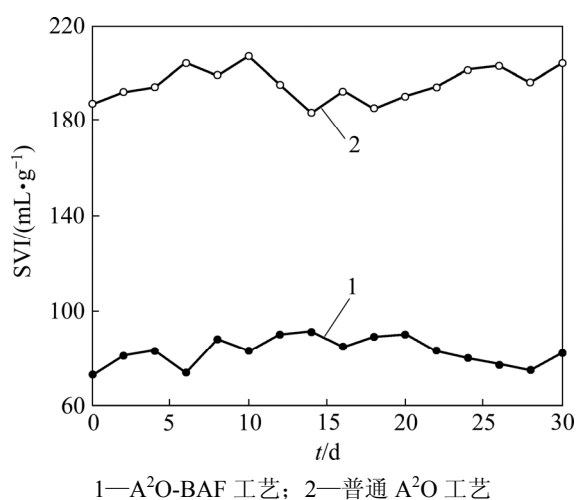


图 3 2 种工艺 SVI 的变化

Fig.3 Variations of SVI in two processes

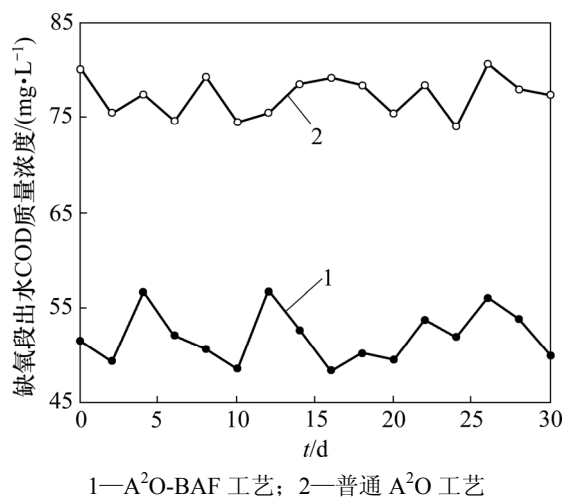


图 4 2 种工艺缺氧段出水 COD 的变化

Fig.4 Variations of COD concentration in two processes

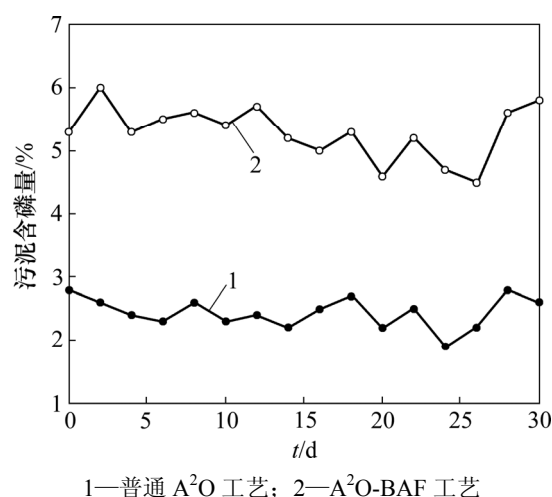


图 5 2 种工艺污泥含磷量的变化

Fig.5 Variations of phosphorus content in sludge in two processes

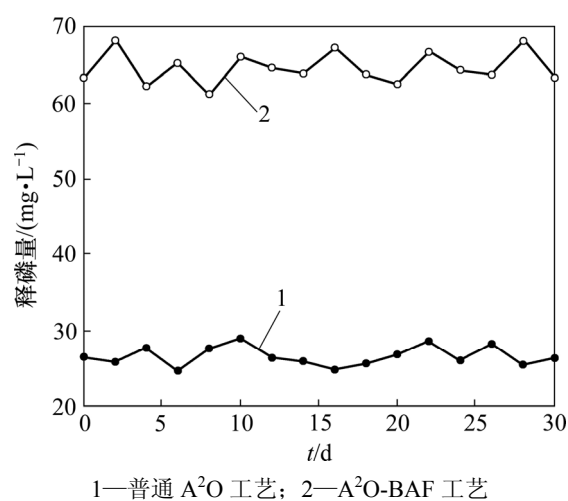
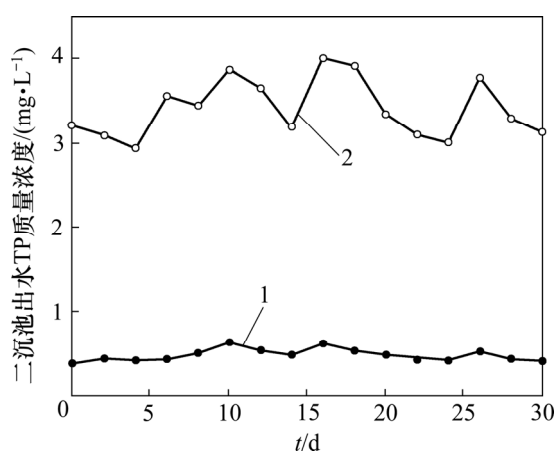


图 6 2 种工艺厌氧释磷量的变化

Fig.6 Variations of anaerobic phosphorus release in two processes

了聚磷菌的生长,而聚磷菌多有利于改善污泥沉降性,减少污泥膨胀的发生^[5-6];二是普通 A²O 的 DO 高,那么,回流污泥中的 DO 也高,使前段难于保持理想的厌氧环境与缺氧环境,影响释磷、反硝化与反硝化除磷进程,限制了聚磷菌的生长;三是缺氧条件比好氧条件的污泥产率低^[16-17],但在好氧条件下生长起来的大部分都是与脱氮除磷无关的菌种,试验测得 A²O-BAF 工艺的 MLVSS 为 2 500 mg/L 左右,而普通 A²O 工艺大约为 3 400 mg/L 左右。图 7 给出了 2 种工艺二沉池出水 TP 的变化情况。由图 7 可以看出: A²O-BAF 工艺的除磷情况远好于普通 A²O 工艺。



1—A²O-BAF 工艺; 2—普通 A²O 工艺

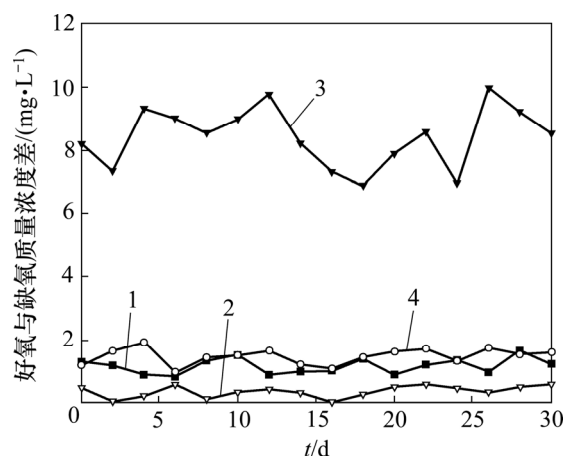
图 7 2 种工艺二沉池出水 TP 的变化

Fig.7 Variations of secondary sedimentation tank effluent TP in two processes

2.2.3 气泡问题

气泡会引起污泥上浮,而且会搅动污泥,破坏污泥凝聚,直接影响污泥沉降性。A²O-BAF 工艺采用生物膜法和活性污泥法相结合的双污泥系统,硝化过程在 BAF 中独立进行,而有机物的去除、除磷和反硝化在 A²O 段进行,解决了硝化菌与聚磷菌对污泥龄要求不同的问题,好氧段停留时间得以大幅度缩短。普通 A²O 中的硝化过程与好氧除磷过程一起在好氧段完成,为了脱氮效率的提高,必须保证好氧段曝气充足与停留时间足够长,使硝化完全。曝气充足,易使氧气附着在污泥表面,引起污泥上浮,还会导致絮体颗粒变小,易分散,进入二沉池时,污泥不易下沉,造成出水 SS 偏高,污泥流失。在 A²O 的好氧段进行硝化反应,则在好氧区曝气不足的地方或沉淀池会发生反硝化作用,产生氮气等气泡而带动部分污泥上浮。已有研究指出,运用活性污泥工艺脱氮的污水厂的污泥沉降性要差一些^[5],很大可能是由氮气带动的污泥

上浮引起的。图 8 给出了 2 种工艺好氧段出水 NO₃⁻-N, NO₂⁻-N 与缺氧段出水 NO₃⁻-N, NO₂⁻-N 质量浓度差的变化。由图 8 可以看出: A²O-BAF 工艺的 A²O 的好氧段硝化能力远小于普通 A²O 工艺好氧段的硝化能力。通过 FISH 试验估算 A²O-BAF 工艺污泥中的硝化菌仅占全菌的 7%左右,进一步验证了上述结论。通过显微镜可以观察到, A²O-BAF 工艺中的污泥絮体更密实。



1—A²O-BAF 硝态氮; 2—A²O-BAF 亚硝态氮;

3—A²O 硝态氮; 4—A²O 亚硝态氮

图 8 2 种工艺好氧段出水 NO₃⁻-N, NO₂⁻-N 与缺氧段出水 NO₃⁻-N 和 NO₂⁻-N 质量浓度差的变化

Fig.8 Variations of concentration gap of aerobic effluent NO₃⁻-N, NO₂⁻-N and anoxic effluent NO₃⁻-N, NO₂⁻-N in two processes

3 结论

处理较高 C/N 生活污水时, A²O-BAF 工艺的 SVI 在 80 左右变化, 普通 A²O 工艺的则达到了 200 多, 前者无污泥膨胀之虞, 而后者比较严重。造成 2 种工艺的污泥沉降性差别的主要原因为: A²O-BAF 工艺缺氧段长, 好氧段短, 能有效抑制丝状菌性膨胀; A²O-BAF 工艺污泥含磷量比普通 A²O 工艺的大 1 倍多, 前者为 6%左右, 而后者为 3%左右; A²O-BAF 工艺面临的污泥上浮问题远不如普通 A²O 工艺严重, 絮体更实, 凝聚性更强。

参考文献:

- [1] 肖作义, 范荣华, 王子瑞. 活性污泥性状和生物相的观察与指导[J]. 环境科学与技术, 2006, 29(增刊): 123-125.

- XIAO Zuo-yi, FAN Rong-hua, WANG Zi-rui. Activated sludge and biofacies observation and practice[J]. Environmental Science & Technology, 2006, 29(S): 123-125.
- [2] Ekama G A, Wentzel M C. Difficulties and developments in biological nutrient removal technology and modelling[J]. Water Science and Technology, 1999, 39(6): 1-11.
- [3] 李军, 杨秀山, 彭永臻. 微生物与水处理工程[M]. 北京: 化学工业出版社, 2002: 279-280.
- LI Jun, YANG Xiu-shan, PENG Yong-zhen. Microorganisms and water treatment works[M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2002: 279-280.
- [4] Jenkins D, Richard M G, Daigger G T. Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming[M]. Michigan: Lewis Publishers, 1993: 2-4.
- [5] Andreassen K, Sigvardsen L. Experiences with sludge settleability in different process alternatives for nutrient removal[J]. Wat Sci Tech, 1996, 33(12): 137-146.
- [6] Andreassen K, Sigvardsen L. Experiences with sludge bulking in the UK[J]. Wat Env, 2004, 18(3): 177-182.
- [7] Wanner J, Ruzickova I. A national survey of activated sludge separation problems in the Czech Republic: Filamentous, floc characteristics and activated sludge metabolic properties[J]. Wat Sci Tech, 1998, 37(4/5): 271-279.
- [8] Eikelboom D H, Andreadakis A, Andreassen K. Survey of filamentous population in nutrient removal plants in four European countries[J]. Wat Sci Tech, 1998, 37(4/5): 281-289.
- [9] Chinwetlieviieh S. Effect of phosphorus and temperature on PHA production in activated sludge[J]. Wat Sci Tech, 2004, 50(8): 125-143.
- [10] 赵庆祥. 污泥资源化技术[M]. 北京: 化学工业出版社, 2002: 30-32.
- ZHAO Qing-xiang. Technology of sludge resource[M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2002: 30-32.
- [11] 张自杰, 林荣忱. 排水工程[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2000: 30-32.
- ZHANG Zi-jie, LIN Rong-chen. Drainage works[M]. Beijing: China Building Industry Press, 2000: 30-32.
- [12] Wo P. Bulking of activated sludge[J]. Adv Appl Microbiol, 1967, 1(9): 185-234.
- [13] Martins A M P, Pagila K, Heijnen J, et al. Filamentous bulking sludge—A critical review[J]. Water Research, 2004, 38(4): 793-817.
- [14] Tampus M V, Martins A M P, van Loosdrecht M C M. The effect of anoxic selectors on sludge bulking[J]. Water Science and Technology, 2004, 50(6): 261-268.
- [15] Chuang S H, Ouyan C F, Wang Y B. Kinetic competition between phosphate release and denitrification on sludge under anoxic condition[J]. Wat Res, 1996, 30(12): 2961-2968.
- [16] McClintock S A, Sherrard J H, Novak J T, et al. Nitrate versus oxygen respiration in the activated-sludge process[J]. Journal Water Pollution Control Federation, 1988, 60(3): 342-350.
- [17] Copp J B, Dold P. Comparing sludge production under aerobic and anoxic condition[J]. Water Science and Technology, 1998: 38(1): 285-294.

(编辑 陈爱华)