

厌氧、缺氧、好氧多级交替 SBR 脱氮除磷试验研究^{*}

吕娟¹ 陈银广² 顾国维²

(1. 上海理工大学城市建设与环境工程学院, 上海 200093;
2. 同济大学污染控制与资源化研究国家重点实验室, 上海 200092)

摘要 以实际生活污水为研究对象, 采用厌氧、缺氧、好氧多级交替序批式反应器(SBR)工艺, 通过曝气时间、交替次数的调整对该系统的脱氮除磷效果进行了研究, 最终将工艺确定为厌氧 1.5 h—好氧 1.0 h—缺氧 1.0 h—好氧 20 min—缺氧 1.0 h—好氧 20 min。试验结果表明: 该系统与传统的 SBR 相比节省了 44% 的曝气量, 且对 COD、TN、TP 去除率分别达 85%、78%、99.5%, 同时发现曝气过程中 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 的累积可能会对好氧吸磷产生抑制作用。

关键词 SBR 脱氮除磷 生活污水

Alternating anaerobic-anoxic-aerobic SBR treatment for removing nitrogen and phosphorus species Lv Juan¹, Chen Yinguang², Gu Guowei². (1. College of Urban Construction & Environmental Engineering, University of Shanghai for Science and Technology, Shanghai 200093; 2. State Key Laboratory of Pollution Control and Resources Reuse, Tongji University, Shanghai 200092)

Abstract: Biological removal of nitrogen and phosphorus species from a municipal wastewater was investigated in a sequencing batch reactor (SBR) operated under a variable aeration strategy to achieve the most desirable anaerobic, anoxic and aerobic stages in each cycle. The final operating schedule of the SBR (Phase) was: 1.5 h anaerobic period, 1.0 h aerobic period, 1.0 h anoxic period, 20 min aerobic period, 1.0 h anoxic period, and 20 min aerobic period. Comparing with the original anaerobic/aerobic mode (Phase), the oxygen supply requirement was decreased about 44%. The removal rates for COD, total nitrogen and phosphorus were 85%, 78% and 99.5%, respectively. Accumulation of NO_2^- -N and NO_3^- -N during the aerobic stage might inhibit uptake of total phosphate.

Keywords: SBR Nitrogen and phosphorus removal Municipal wastewater

污水排放中所含的氮、磷引起的富营养化问题已越来越尖锐, 国内外研究者已针对污水的脱氮除磷进行了大量的研究。增强生物除磷(EBPR)是目前较为常见的生物除磷方法, 该过程中常伴随氮元素的去除(NH_4^+ -N 硝化为 NO_3^- -N, 进而反硝化为氮气), 因此在处理碳、氮、磷比例失调的城市污水时就会出现反硝化脱氮与除磷竞争有限碳源的矛盾。如何有效利用污水中的碳源已成为提高氮、磷去除率的关键。研究中发现的反硝化聚磷菌(DPAOs)^[1-3]可利用氧气或硝酸盐作为电子受体, 且其基于胞内聚羟基烷酸(PHAs)和糖原的生物代谢作用与传统 A/O 法中的聚磷菌(PAOs)相似。DPAOs 以硝酸盐为电子受体, 不需提供外碳源, 磷的去除在反硝化脱氮的同时得以实现, 具有“一碳两用”的优势。

国内外已针对 DPAOs 缺氧吸磷现象进行了大量研究^{[4]543, [5]9, [6, 7]}, 但目前的研究中反硝化除磷所需的电子受体一般由外加硝酸盐提供^{[4]544, [5]10}, 增加

了工艺的成本, 且仅以磷的去除作为目标, 未把脱氮结合到研究中。同时很多研究都采用乙酸、丙酸或葡萄糖作为合成 PHAs 的碳源的人工配制污水来驯化污泥, 并进行机理研究^[8-11]。而实际城市污水成分相当复杂, 有机物种类较多, 因而上述试验结果并不能完全反映实际情况。

基于上述原因, 本试验以实际污水培养驯化活性污泥, 建立生物脱氮与除磷相结合的厌氧、缺氧、好氧多级交替序批式反应器(SBR)工艺, 并对其脱氮除磷效果及机理进行研究。

1 试验材料与方法

1.1 SBR 反应器

SBR 反应器为直筒形, 直筒内径为 0.14 m, 高 0.3 m, 有效容积约 4.5 L, 置于 20℃ 恒温室内。SBR 反应器接种污泥取自上海市某污水处理厂, 试验进水取自上海市某污水处理厂初沉池出水, 水质

第一作者: 吕娟, 女, 1983 年生, 硕士, 研究方向为水污染控制。

^{*} 国家自然科学基金重点资助项目“城市污水处理系统智能控制理论、方法与技术”(No. 50138010); 上海市曙光计划项目(No. 05SG26)。

如表 1 所示。进水方式为:由蠕动泵输入反应器,进水 25 min,每次进水 2 L。静置沉淀后排出 2 L 上清液。通过好氧末排泥将泥龄控制在 16 d,污泥浓度 (MLSS) 保持在 3 000 ~ 3 500 mg/L。

表 1 SBR 反应器进水水质 (mg · L⁻¹)
Table 1 Characteristics of the SBR influent

指标	COD	NH ₄ ⁺ -N	TN	TP
范围	196.8 ~ 324.6	16.80 ~ 58.10	23.90 ~ 64.50	2.20 ~ 5.40
均值	248.7	37.45	44.20	3.80

本实验研究经过 4 个阶段, SBR 反应器首先在厌氧 - 好氧的条件下稳定运行 2 个月, 随后如图 1 所示在 SBR 的好氧段中引入一定时间的缺氧段 (1.0 ~ 1.5 h) 以促使 DPAOs 的生长, 同时调整厌氧时间的长度以及厌氧、好氧的交替次数。最终的周期模式(阶段) 包括厌氧(含进水) 1.5 h、好氧 1.0 h、缺氧 1.0 h、好氧 20 min、缺氧 1.0 h、好氧 20 min, 最后静置沉淀、排水。

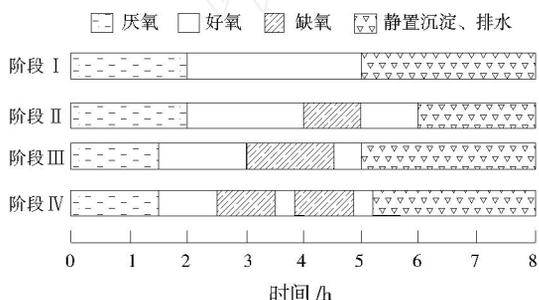


图 1 不同阶段 SBR 系统运行示意图

Fig. 1 SBR operation schedule of the four experimental phases

1.2 试验方法

在 SBR 反应器排水之后将活性污泥取出, 静置 15 ~ 20 min 后弃去上清液, 将污泥悬浮于 0.85 % (质量分数) 的 NaCl 溶液中, 再静置弃去上清液。反复操作上述步骤 3 次以洗去混合液中的 NO₃⁻-N。再将污泥重新置于 SBR 反应器中, 用蒸馏水将污泥定容至排水后体积 (2.5 L)。自进水开始计时, 每隔一定时间取 SBR 反应器中的泥水混合液经预处理后测定各水质指标。

水质分析指标包括 NH₄⁺-N、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N、TN、TP、COD 和挥发性悬浮固体 (VSS) 等常规指标, 以及 PHAs、糖原等非常规指标。常规指标的测定依据文献 [12], 非常规指标 PHAs 采用气相色谱法分析 [13], 糖原采用蒽酮法测定 [14]。

2 结果与讨论

2.1 SBR 运行结果

在阶段 的 1 个运行周期内, SBR 反应器中

TP、COD、NH₄⁺-N、NO₂⁻-N 和 NO₃⁻-N 随时间的变化如图 2 所示。污泥胞内的 PHAs、糖原的变化如图 3 所示。实验时 VSS 为 1 843 mg/L。

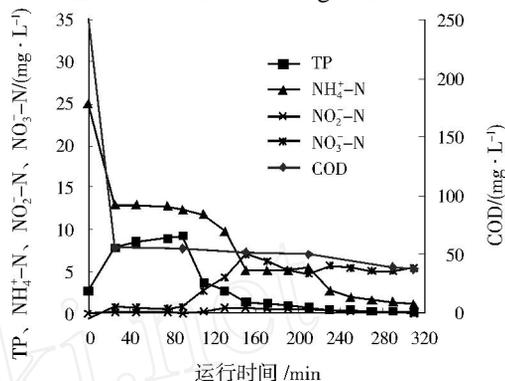


图 2 在阶段 的 1 个周期内 TP、COD 和各种氮形态的变化曲线

Fig. 2 Concentration profiles for COD, TP, and N species in a SBR cycle during Phase

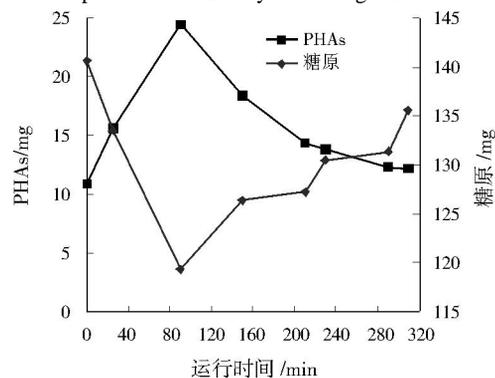


图 3 在阶段 的 1 个周期内污泥胞内的 PHAs、糖原变化曲线

Fig. 3 Concentration profiles for intracellular PHAs and carbohydrate in a SBR cycle during Phase
注: PHAs、糖原质量都以每克 VSS 计。

从图 2 可看出: (1) SBR 反应器厌氧搅拌时, PAOs 利用进水中的碳源合成 PHAs 释磷, 污泥胞内糖原同时被微生物利用, 由于污水的 COD 较低仅为 248.0 mg/L, 因此释磷量较少, 厌氧末污泥混合液中 TP 仅达到 9.19 mg/L; (2) 开始曝气后, NH₄⁺-N 不断转化为 NO₂⁻-N 和 NO₃⁻-N, PAOs 利用胞内 PHAs 作为碳源开始吸磷, 好氧 1.0 h 后 TP 降至 1.50 mg/L, 此时 NH₄⁺-N 减少到 5.15 mg/L; (3) 缺氧 1.0 h 使 NO₃⁻-N 由好氧末的 7.07 mg/L 下降为 4.81 mg/L, 同时 TP 进一步降低为 0.70 mg/L; (4) 随后的 20 min 好氧, PAOs 继续降解胞内 PHAs 吸磷, 好氧结束后 TP 降到 0.50 mg/L 以下, 由于硝化作用 NH₄⁺-N 继续下降, NO₃⁻-N 上升为 5.69 mg/L; (5) 缺氧 1.0 h 过程中, 由于残余溶解氧的作用使 NH₄⁺-N 降为 1.40 mg/L, 由于此时作为内碳源的胞内 PHAs 含量较低, 反硝化脱氮作用不是非常明显,

同时 TP 进一步降为 0.25 mg/L ;(6)最后的 20 min 曝气将残余 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 减少至 1.00 mg/L ,出水中 TP 为 0.15 mg/L , $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 为 5.40 mg/L , $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 未检出。整个运行周期中对 COD、TN、TP 的去除率分别达 85 %、78 %、99.5 %。

从图 3 可看出 ,厌氧反应过程中 PAOs 释磷合成 PHAs ,污泥胞内糖原同时被微生物利用 ,在随后的好氧、缺氧吸磷的过程中 ,伴随磷的吸收 ,污泥胞内 PHAs 被消耗 ,污泥胞内的糖原浓度逐渐得到恢复 ,与 EBPR 机理相符。

2.2 试验结果讨论

据图 2 和图 3 可计算出在阶段的 1 个周期内厌氧段、好氧段和缺氧段 TN、TP 的去除量 ,结果见表 2。

表 2 在阶段的 1 个周期内厌氧段、好氧段和缺氧段 TN、TP 去除量 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

测定指标	污水 ¹⁾	厌氧去除量	好氧去除量	缺氧去除量	好氧与缺氧去除量之比
TN	24.95(14.22)	0.99	0.67	6.38	1.00 9.52
TP	2.90(1.67)	-7.52 ²⁾	7.93	1.11	7.14 1.00

注: ¹⁾ 括号内为污水稀释后的质量浓度; ²⁾ 此时为释磷。

由表 2 数据可得:(1) TN 的去除通过好氧段微生物生长活动消耗和缺氧段反硝化脱氮实现 ,其中缺氧脱氮占 TN 去除的 79 % ;(2) TP 的去除同样由好氧、缺氧共同完成 ,其中好氧除磷量占总除磷量的 88 % (质量分数) ,因此在该系统中 DPAOs 所发挥的除磷作用不是很明显。对图 2 进行分析可发现 ,厌氧之后的 1.0 h 曝气 ,好氧吸磷速率明显高于 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 好氧硝化速率 ,从数据上来看即为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 从 12.33 mg/L 降为 5.15 mg/L ,而 TP 则由厌氧末的 9.19 mg/L 降为 1.50 mg/L。因此 ,在好氧 1.0 h 内 ,厌氧末所释放的磷已被 PAOs 大量吸收 ,在随后的缺氧段中可供吸收的磷含量较少 ,从而表现出整个运行周期中反硝化除磷作用不明显 ,同时推断反硝化脱氮是由普通反硝化菌和 DPAOs 共同作用完成。

由 SBR 系统的不同阶段运行模式可看出 ,随着驯化的进行 ,缺氧、好氧交替次数不断增多 ,好氧时间也不断缩短。尤其在最终的运行模式下 ,总的好氧时间仅为 100 min ,与 SBR 反应器运行阶段的好氧 3.0 h 相比 ,节约了近 44 % 的曝气量 ,而脱氮除磷效率并未因此而受到影响 (见图 4)。

经比较分析可发现 :在阶段 中由于运行模式为厌氧 2.0 h—好氧 3.0 h ,好氧过程中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 不断转化为 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$,因此在好氧吸磷的过程中同时出现 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的累积 ;而随着工艺运行

的调整 ,厌氧后的好氧段时间以及运行的好氧总时间均逐渐缩短 ,同时引入缺氧段 ,使 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 氧化产生的 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 不断通过反硝化得以及时去除 ,减少了好氧吸磷时 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的累积。将运行不同阶段厌氧之后的好氧曝气结束时 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 换算为 $\text{NO}_x\text{-N}$ 的累积浓度统计 ,结果如图 5 所示。由图 5 可见 ,随着好氧时间的缩短和交替次数的增加 , $\text{NO}_x\text{-N}$ 的累积浓度不断下降 ,因此推测好氧吸磷过程中 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的大量积累会对好氧吸磷以及后续的脱氮产生抑制作用 ,而采用厌氧、缺氧、好氧多级交替 SBR 工艺则避免了好氧过程中 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的大量积累 ,因而具有理想的脱氮除磷效果。在今后的研究中可针对好氧吸磷过程中 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的大量积累是否会对吸磷产生抑制 ,以及抑制的程度进行深入探讨。此外 ,既然由于交替次数的增加可及时减少 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的累积 ,是否可进一步增加好氧、缺氧的交替次数将 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的累积程度降至最低也是值得研究的。

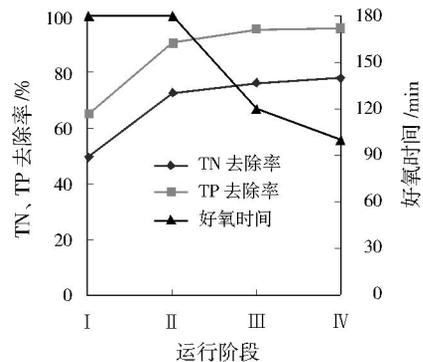


图 4 不同阶段 SBR 系统好氧时间、TN 和 TP 去除率变化图

Fig. 4 TN and TP removal rates during the aerobic period of the four phases

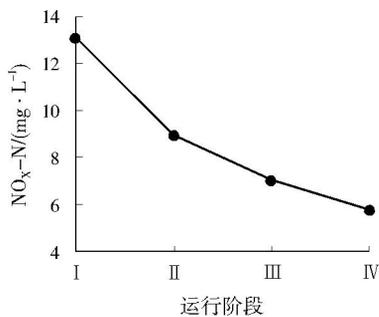


图 5 不同阶段 SBR 系统好氧 $\text{NO}_x\text{-N}$ 累积变化图

Fig. 5 Total changes in $\text{NO}_x\text{-N}$ during the aerobic period of the four phases

3 结论与建议

(1) 厌氧、缺氧、好氧多级交替 SBR 系统的最终

运行模式为厌氧(含进水) 1.5 h、好氧 1.0 h、缺氧 1.0 h、好氧 20 min、缺氧 1.0 h 和好氧 20 min,该系统对实际生活污水的 COD、TN、TP 的去除率分别达 85%、78%、99.5%。

(2) 运行阶段的厌氧、缺氧、好氧多级交替 SBR 系统与阶段的传统厌氧好氧 SBR 系统相比,好氧时间由 180 min 缩短为 100 min,节省曝气近 44%。

(3) 好氧吸磷过程中 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 的大量累积可能会对好氧吸磷以及后续的脱氮产生抑制作用,今后应针对 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 对好氧吸磷是否产生抑制进行探讨。

参考文献

- [1] PETER J, JESPERSEN K, HENZE M, et al. Biological phosphorus release and uptake under alternation anaerobic and anoxic conditions in a fixed-film reactor[J]. *Wat. Res.*, 1993, 27(4): 617-624.
- [2] KUBA T, VAN LOOSDRECHT M C M. Phosphorus removal from wastewater by anaerobic-anoxic sequencing batch reactor[J]. *Wat. Sci. Tech.*, 1993, 27(5/6): 241-252.
- [3] BORTON G, LIBELLI S M, TILCHE A, et al. Anoxic phosphate uptake in the DEPHANOX process[J]. *Wat. Sci. Tech.*, 1999, 40(4/5): 177-185.
- [4] 李勇智, 彭永臻, 王淑滢, 等. 强化生物除磷体系中的反硝化除磷[J]. *中国环境科学*, 2003, 23(5).
- [5] 李勇智, 彭永臻, 王淑莹. 厌氧/缺氧 SBR 反硝化除磷效能的研究[J]. *环境污染治理技术与设备*, 2003, 4(6).
- [6] TSUNEDA S, OHNO T, SOEJIMA K, et al. Simultaneous nitrogen and phosphorus removal using denitrifying phosphate-accumulating organisms in a sequencing batch reactor[J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2006, 27(3): 191-196.
- [7] LEE D E, JEON C O, PARK J M. Biological nitrogen removal with enhanced phosphate uptake in a sequencing batch reactor using single sludge system[J]. *Wat. Res.*, 2001, 35(16): 3968-3976.
- [8] SMOLDERS G J F, VAN DER M J, VAN LOOSDRECHT M C M, et al. Model of the anaerobic metabolism of the biological phosphorus removal process: stoichiometry and pH influence[J]. *Biotechnol. Bioeng.*, 1994, 43(6): 461-470.
- [9] MEINHOLD J, PEDERSEN H, AMOLD E, et al. Effect of continuous addition of an organic substrate to the anoxic phase on biological phosphorus removal[J]. *Wat. Sci. Tech.*, 1998, 38(1): 97-105.
- [10] SUDIANA I M, MINO T, SATOH H. Metabolism of enhanced biological phosphorus removal and nonenhanced biological phosphorus removal sludge with acetate and glucose as carbon source[J]. *Wat. Sci. Tech.*, 1999, 39(6): 29-35.
- [11] JEON C O, PARK J M. Enhanced biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor supplied with glucose as a sole carbon source[J]. *Wat. Res.*, 2000, 34(7): 2160-2170.
- [12] APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater[S]. Washington, D. C.: APHA, 1995.
- [13] COMEAU Y, KENNETH J H, WILLIAM K O. Determination of poly- γ -hydroxybutyrate and poly- γ -hydroxyvalerate in activated sludge by gas-liquid chromatography[J]. *Appl. Env. Micro.*, 1988, 54(9): 2325-2327.
- [14] JENKINS D, RICHARD M G, DAIGGE G T. Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming

[M]. Chelsea: Lewis Publishers, 1993.

责任编辑:黄苇 (修改稿收到日期:2007-05-17)

(上接第 647 页)

致反应器趋向于全混反应器,从而降低反应器的基质推动力。

3 结论

(1) 以树脂为载体,接种分散污泥的旋转流 AAFEB 反应器,可有效克服上向流反应器因载体下沉而产生的堵塞、沟流和短流等现象,实现反应器的快速启动,反应器运行的最高有机负荷达到 46.4 $\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,且运行稳定,效果良好。

(2) 水力负荷和气体负荷是影响反应器死区的两个重要因素,其中反应器死区随水力上升流速的增加而增加;当水力上升流速不变,气体负荷在较低范围内变化时,反应器死区随气体负荷的增加而减小,当气体负荷超过一定界限后,反应器死区则随气体负荷的增大而增大。因此,可通过调整水力上升流速与气体负荷来减少反应器死区,提高反应器容积利用率。

(3) 表征反应器混合程度的 D/uL 随水力上升流速的增加而增大,同时也会随气体负荷的增加而增大,但超过一定的膨胀率后, D/uL 随气体负荷的增加而降低。过高的 D/uL 对反应器的稳定运行不利,会导致反应器趋向于全混反应器,从而降低反应器的基质推动力。

参考文献

- [1] JEWELL W J, SWITZENBAUM M S, MORRIS J W. Municipal wastewater treatment with the anaerobic attached microbial film expanded bed process[J]. *Water Pollut. Cont. Fed.*, 1981, 53: 482-491.
- [2] JERISE J S. Industrial wastewater treatment using anaerobic fluidized bed reactors[J]. *Water Science and Technology*, 1983, 15: 169-176.
- [3] 王凯军. 厌氧工艺的发展和新型厌氧反应器[J]. *环境科学*, 1998, 19(1): 94-96.
- [4] 国家环境保护局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法[M]. 第 3 版. 北京: 中国环境科学出版社, 1989.
- [5] LEVENSPIEL O. Chemical reaction engineering[M]. 2nd ed. New York: Wiley, 1972.
- [6] 周琪. 升流式厌氧污泥层反应器水力混合特性研究[J]. *环境科学学报*, 1995, 15(2): 170-177.
- [7] 张玉魁. 高效分离生物流化复合反应器研究[D]. 北京: 清华大学, 2004: 10.
- [8] HEERTJES P M, KUIJVENHOVEN L J. Fluid flow pattern in upflow reactors for anaerobic treatment of beet sugar factory wastewater[J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 1982, 24: 443-459.
- [9] 周国忠, 施力田, 王英琛. 搅拌反应器内计算流体力学模拟技术进展[J]. *化学工程*, 2004, 32(3): 28-32.

责任编辑:黄苇 (修改稿收到日期:2007-04-25)