

DOI:10.11918/j.issn.0367-6234.201803131

进水碳氮比对缺氧/好氧 SBR 亚硝化系统的影响

李冬¹, 郭跃洲¹, 劳会妹¹, 曹美忠¹, 张杰^{1,2}

(1. 水质科学与水环境恢复工程北京市重点实验室(北京工业大学), 北京 100124;

2. 城市水资源与水环境国家重点实验室(哈尔滨工业大学), 哈尔滨 150090)

摘要: 为研究不同进水碳氮比对缺氧/好氧 SBR 亚硝化系统的影响, 在室温下(18~20 ℃), 调节进水的碳氮比为 0, 2/3, 1, 4/3, 2, 3, 6, 对反应器的运行情况进行研究. 结果表明: 在进水 COD 和氨氮负荷分别为 0.2, 0.3 kg/(m³·d) 时, 仅历经 24 d 就成功获得了亚硝化絮状污泥, 比进水无 COD 的污泥系统能较快启动亚硝化工艺. 在碳氮比小于 6 时, 污泥系统均能保持良好的亚硝化性能, 亚硝化率大于 90%; 碳氮比为 6 时, 亚硝化率下降至 70%. 进水碳氮比为 4/3 时, 异养菌充分利用进水 COD 进行脱氮, 总氮的去除率达到 49.8%, 且 COD 的去除率保持在 80% 以上; 进水碳氮比小于 4/3 时, 污泥系统缺乏碳源, 总氮去除率随着碳氮比的增加而增加; 当碳氮比为 4/3~2 时, COD 和总氮去除率几乎没有变化; 当碳氮比为 2~6 时, 由于进水氨氮负荷的降低, COD 和总氮的去除率呈下降趋势, 运行末期(154 d), COD 和总氮的去除率分别为 64.8%, 18%. 由 COD 的增加而引起碳氮比的增加时, 蛋白质(PN)呈逐渐增加的趋势, 多糖(PS)几乎不变, 而由氨氮的减少引起碳氮比的增加, PN 和 PS 均下降, 但 PN 与 PS 比呈上升趋势.

关键词: SBR; 缺氧/好氧; 碳氮比; 亚硝化率; 总氮; COD

中图分类号: X703.1

文献标志码: A

文章编号: 0367-6234(2019)02-0001-07

Effect of influent C/N on anoxic/aerobic SBR nitrification system

LI Dong¹, GUO Yuezhou¹, LAO Huimei¹, CAO Meizhong¹, ZHANG Jie^{1,2}

(1. Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering

(Beijing University of Technology), Beijing 100124, China; 2. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment (Harbin Institute of Technology), Harbin 150090, China)

Abstract: In order to assess the impact of different carbon/nitrogen (C/N) on anoxic/aerobic sequencing batch reactor (SBR) nitrification system, the C/N was adjusted to 0, 2/3, 1, 4/3, 2, 3, 6 at room temperature (18–20 ℃). The results showed that the activated sludge system with the influent chemical oxygen demand (COD) loading and ammonia loading of 0.2 and 0.3 kg/(m³·d) successfully achieved nitrification only after 24 d. It needed more time to achieve nitrification with no COD in influent. When the C/N was less than 6, the system maintained good nitrification performance with the nitrification rate of over 90%. When the C/N was 6, the nitrification rate dropped to 70%. When the C/N was 4/3, the heterotrophic bacteria used the influent COD for denitrification adequately, the total nitrogen removal efficiency reached 49.8%, and the COD removal efficiency remained above 80%. Because the sludge system lacked the carbon source, the total nitrogen removal efficiency increased with the increase of the C/N when it was less than 4/3. When the C/N was 4/3 to 2, the COD and total nitrogen removal efficiencies almost remained unchanged. When the C/N was 2 to 6, due to the reduction of influent ammonia loading, the removal efficiencies of COD and total nitrogen showed a downward trend. At the end of operation (154 d), COD and total nitrogen removal efficiencies were 64.8% and 18%, respectively. When the C/N increased due to an increase in COD, the proteins (PN) tended to increase gradually, and polysaccharides (PS) almost did not change, while the decrease in ammonia caused an increase in the C/N, PN and PS decreased, but the value of PN/PS increased.

Keywords: SBR; anoxic/aerobic; C/N; nitrification rate; total nitrogen; COD

基于亚硝化的新型脱氮工艺, 如亚硝化-厌氧氨氧化工艺、短程硝化-反硝化工艺等由于节约曝

气、节省外加碳源、减少污泥产量等优点, 已成为生物脱氮研究的热点^[1-2]. 其中, 短程硝化-反硝化工艺具有可持续的特征, 且在技术和经济上均具有较高的可行性, 特别是处理高氨氮的污水. 亚硝酸盐氮的产生量是影响基于亚硝化耦合工艺整体脱氮速率的关键, 因此, 亚硝化工艺的稳定运行在耦合工艺中

收稿日期: 2018-03-20

基金项目: 北京市青年拔尖团队项目(2014000026833TD02)

作者简介: 李冬(1976—), 女, 教授, 博士生导师;

张杰(1938—), 男, 博士生导师, 中国工程院院士

通信作者: 李冬, lidong2006@bjut.edu.cn

尤为重要^[3],而该工艺的稳定运行一直是研究的难点.间歇曝气是实现亚硝化工艺稳定的一种重要手段,众多研究以周期内循环曝气/无曝气的运行方式实现了亚硝化的启动和稳定运行^[4-6].但是,此运行方式在实际应用中需要较完善的智能系统,费用较高.另外,曝气阶段产生的亚硝酸盐氮极易在下一个循环的曝气阶段结合溶解氧(DO)产生硝酸盐氮,不利于后续的新型脱氮工艺.

缺氧/好氧是间歇曝气的一种重要方式,此方式是在一个周期内,保持前期不曝气、后期曝气,操作简单,且能减少生成的亚硝酸盐与 DO 的接触时间,同时能够降低活性污泥中异养菌和自养菌对溶解氧和空间的竞争,实现异养菌和自养菌的共存^[7].

然而,在实际污水处理中,不同性质污水的碳氮比是不同的,较大的碳氮比可能导致缺氧/好氧序批式反应器(SBR)系统中异养菌的快速增殖,将与硝化细菌争夺 DO 和生长空间,进而会影响硝化细菌的生长,削弱亚硝化系统的稳定性.本实验系统地考察了不同进水碳氮比(0,2/3,1,4/3,2,3,6)对于缺

氧/好氧 SBR 亚硝化系统的启动、稳定运行以及化学需氧量(COD)的去除率和总氮去除率的影响,以期对缺氧/好氧的方式运行亚硝化技术的实用化提供理论依据.

1 实验

1.1 实验装置与运行参数

实验采用 2 组相同规格的 SBR,均由有机玻璃制成,高 70 cm,内径 15 cm,有效容积 10.5 L,换水比为 2/3,底部设有曝气装置,采用鼓风曝气,转子流量计控制曝气量.运行过程中,对流量计进行微调,维持反应器内 DO 为 0.4~0.8 mg/L.

两组 SBR 反应器均在室温(18~20℃)下运行培养.SBR 反应器每天运行 3 个周期,每个周期 8 h,其中包括 11 min 进水、缺氧搅拌 228 min、曝气搅拌 228 min、7 min 沉降,3 min 排水和 3 min 闲置.R1 反应器运行参数见表 1.R2 反应器在运行期间,进水 COD 负荷为 0,氨氮负荷为 0.3 kg/(m³·d).

表 1 R1 反应器运行参数

Tab. 1 Operation parameters of R1

阶段	COD 负荷/ (kg·m ⁻³ ·d ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N 负荷/ (kg·m ⁻³ ·d ⁻¹)	碳氮比	阶段	COD 负荷/ (kg·m ⁻³ ·d ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N 负荷/ (kg·m ⁻³ ·d ⁻¹)	碳氮比
I (0~24 d)	0.2	0.3	2/3	IV (77~102 d)	0.6	0.3	2
II (25~50 d)	0.3	0.3	1	V (103~128 d)	0.6	0.2	3
III (51~76 d)	0.4	0.3	4/3	VI (129~154 d)	0.6	0.1	6

1.2 接种污泥和实验用水

两组反应器均接种取自高碑店污水处理厂的回流污泥作为种泥.接种相同质量的活性污泥后混合液悬浮固体质量浓度(MLSS)为(2 040±30)mg/L,污泥体积指数(SVI)为(157±5)mL/g.采用人工配水模拟生活污水启动反应器,以丙酸钠为有机碳源,硫酸铵提供氨氮,碳酸氢钠提供进水碱度,碱度与 NH₄⁺-N 质量比为 10:1,每升水中含有 0.136 g KH₂PO₄、0.02 g MgSO₄·7H₂O、0.136 g CaCl₂,同时还有微生物生长必需的微量元素^[8].

1.3 分析方法

定期检测反应器内混合液 NH₄⁺-N、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N、MLSS、VSS、SVI 等参数,通过 WTW (pH/Oxi 340i)便携式多参数测定仪监控 pH、DO 及温度.水样分析中 NH₄⁺-N 测定采用纳氏试剂分光光度法,NO₂⁻-N 采用 N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法,NO₃⁻-N 采用紫外分光光度法,COD 采用快速测定仪,且 COD 是扣除了亚硝酸盐的干扰,MLSS、VSS、SVI 等参数采用国家规定的标准方法测

定.胞外聚合物(EPS)中多糖(PS):苯酚-硫酸比色法;蛋白质(PN):考马斯亮蓝法;EPS 的提取方法为首先取泥水混合样品于 10 mL 离心管中,室温下用离心机以 8 000 r/min 离心 15 min,倒掉上清液,加入适量磷酸盐缓冲溶液,将污泥稀释至原体积,之后将污泥摇散后超声处理 3 min,接着 80℃水浴 30 min(每隔 10 min 左右将泥摇匀 1 次),最后用离心机 8 000 r/min 离心 15 min,取上清液测定多糖、蛋白质含量,剩余污泥测定 MLSS.本实验中氨氧化率和亚硝化率分别按下式计算:

$$\text{亚硝化率} = \frac{\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})}{\rho(\text{NO}_2^- - \text{N}) + \rho(\text{NO}_3^- - \text{N})}, \quad (1)$$

$$\text{氨氧化率} = \frac{\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})}{\rho_{\text{in}}(\text{NH}_4^+ - \text{N})}. \quad (2)$$

式中: $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 、 $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$ 、 $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$ 为进出水中 NH₄⁺-N、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N 的质量浓度差,mg/L; $\rho_{\text{in}}(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 为进水 NH₄⁺-N 质量浓度,mg/L.

2 结果与讨论

2.1 亚硝化的启动

两组反应器 R1、R2 接种相同量的活性污泥后的氮素变化分别如图 1(a)、(b)所示,其中 R1 进水添加 COD 为 100 mg/L, R2 进水不添加 COD. 分析图 1 可知,由于刚接种的污水处理厂污泥的亚硝化性能较差,故亚硝化率均小于 10%. 缺氧/好氧的运行方式可以很好地抑制亚硝酸盐氧化菌 (NOB)^[9-10],随着反应器的运行, R1、R2 污泥系统的亚硝化性能逐渐增强. 由图 1(a)可知,在第 24 天, R1 中出水亚硝酸盐氮、硝酸盐氮分别为 83, 8 mg/L,且亚硝化率连续 7 d 超过 90%,故亚硝化启

动成功. 由图 1(b)可知,在第 37 天, R2 中出水亚硝酸盐氮、硝酸盐氮分别为 93, 6 mg/L,且同样亚硝化率连续 7 d 超过 90%,亚硝化启动成功. 由于 R1 进水中加入 COD, COD 的降解会消耗好氧段的溶解氧,在局部形成了抑制亚硝酸盐氧化菌的低溶解氧环境,防止了好氧段亚硝酸盐氮的进一步氧化^[11],故 R1 能较早实现亚硝化. 与 R2 相比, R1 由于进水 COD 的添加强化了缺氧段的反硝化,故 R1 的出水亚硝酸盐氮较 R2 少 10 mg/L. 启动阶段,由于 R1 反应器进水中碳氮比较低,异养微生物大量死亡和自溶使 COD 的去除率较低 ((40 ± 20)%),且出水 COD 波动较大.

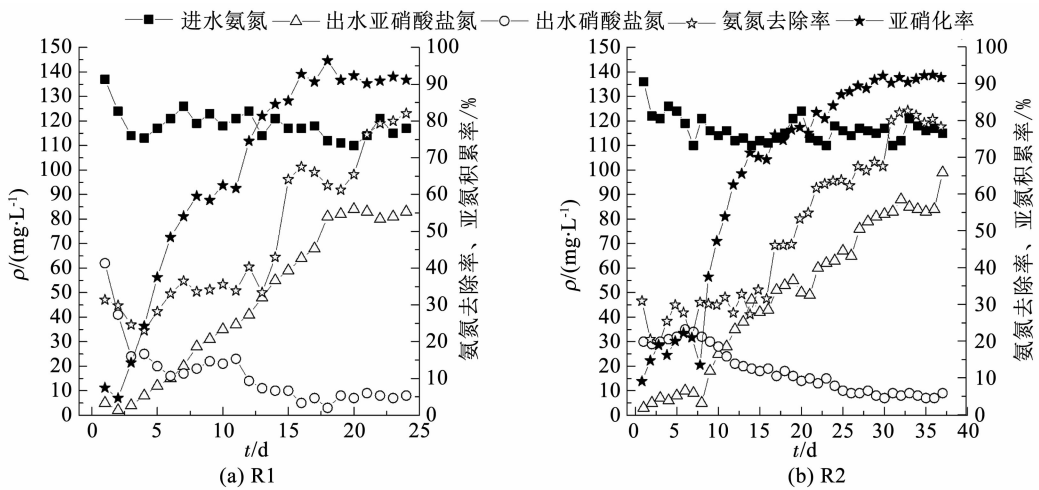


图 1 启动阶段氮素及亚硝化率的变化

Fig. 1 Variations of nitrogen and nitrosation rate during startup stage

2.2 不同碳氮比条件下亚硝化的变化及周期内氮素变化

在 R1 反应器成功启动亚硝化后,改变 R1 进水 COD 负荷和氨氮负荷(表 1),探究不同进水碳氮比对于亚硝化污泥系统的影响.

2.2.1 不同阶段亚硝化性能和 COD 的变化

第 II 阶段 (25 ~ 50 d), 进水 COD 增加到 150 mg/L (碳氮比为 1), 亚硝化污泥系统的亚硝化率保持在 90% 以上. 进水碳氮比的增加并没有改变污泥系统的亚硝化性能,也就是系统中硝化自养菌的生长并没有受到缺氧异养菌的干扰. 如图 2 所示,在第 50 天,出水的氨氮、亚硝酸盐氮分别为 24, 57 mg/L. 相比启动阶段, R1 反应器出水的亚硝酸盐氮质量浓度偏低且氨氮氧化率变化不大,可能由于碳氮比的增加会使大量异养菌增殖,强化了反硝化反应^[12]. 如图 2(b)所示,出水 COD 及 COD 去除率分别为 37.2 mg/L 和 64.5%,且出水 COD 较稳定.

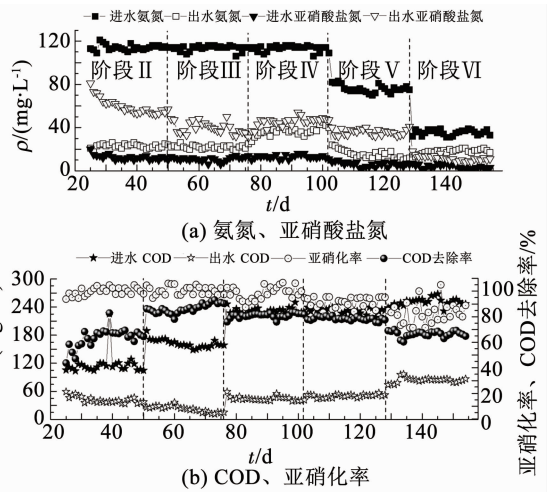


图 2 运行期间氨氮、亚硝酸盐氮、COD、COD 去除率及亚硝化率的变化

Fig. 2 Variations of ammonia nitrogen, nitrite nitrogen, COD, the removal efficiency of COD, and nitrosation rate during phase II - VI

第 III 阶段 (51 ~ 76 d), 进水 COD 增加到 200 mg/L (碳氮比为 4/3), 污泥系统保持良好的亚

硝化性能和 COD 去除率. 如图 2(b) 所示, 在第 76 天, 亚硝化率、出水 COD 及 COD 去除率分别为 97%、15.2 mg/L、90%. 在碳氮比为 4/3 时, 异养菌可以充分地增殖, COD 被大量降解. 在整个第 III 阶段, COD 的去除率保持在 80% 以上.

在第 IV 阶段 (77 ~ 102 d), 进水 COD 增加到 300 mg/L (碳氮比为 2), 亚硝化污泥系统的亚硝化率保持在 90% 以上. 由于进水 COD 的大量增加导致整个系统处于营养较丰富状态, 而异养菌分解能力有限, 一部分有机物或异养菌死亡后的尸体被腐生细菌所分解, 腐生细菌的分解会增加出水中的氨氮, 同时 COD 的去除率出现了下降^[13].

第 V 阶段 (103 ~ 128 d), 进水中 COD (300 mg/L) 维持不变, 减少 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 质量浓度至 100 mg/L (碳氮比为 3). 如图 2(a) 所示, 随着进水氨氮的降低, 出水的氨氮和亚硝酸盐氮也降低, 在第 128 天, 出水氨氮和亚硝酸盐氮分别为 12, 26 mg/L, 但该阶段亚硝化率保持 90% 以上, 系统表现出良好的亚硝化性能. 分析图 2(b) 可知, 由于出水亚硝酸盐氮降低, 导致下一周期进水的亚硝酸盐氮偏低, 进而反硝化的基质浓度偏低以致影响了 COD 的去除.

第 VI 阶段 (129 ~ 154 d), 进水的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 质量浓度继续减少至 50 mg/L (碳氮比为 6), 污泥系统的亚硝化率呈现降低的趋势, 出水中亚硝化率在 70% 左右, 在第 154 天, 出水的氨氮、亚硝酸盐氮分别为 17, 11 mg/L. 由于氮负荷的降低, 反硝化细菌发生反硝化作用所需的基质浓度进一步降低, 导致 COD 的去除率偏低, 在第 154 天, 出水 COD 及 COD 去除率分别为 86.7 mg/L 和 64.8%. 当进水碳氮比为 6 时, 缺氧/好氧运行方式下的 SBR 污泥系统的亚硝化率及 COD 去除率有明显的降低.

2.2.2 不同阶段总氮的变化

R1 反应器运行期间进出水总氮的变化如图 3 所示. 本实验是人工配水模拟生活污水, 总氮等于氨氮、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮之和. 如图 3 所示, 在第 II、III 阶段, 碳氮比与总氮去除率呈正相关, 在第 25 天和 76 天, 总氮去除率分别为 19.8%, 55.0%. 在第 III 阶段 (碳氮比为 4/3), 总氮去除率平均为 49.8%, 由于间歇曝气的方式不同, 故与 Shuai Yang^[5] 的研究相比, 总氮去除率偏低, 但在缺氧/好氧的运行方式下, 可以减少亚硝酸盐和溶解氧的接触时间, 进而减少出水硝酸盐氮的产生. 在第 V 阶段, 进水碳氮比继续增加, 由于进水中氨氮负荷的减少, 出水亚硝酸盐氮质量浓度降低, 因而反应器进水后, 反应器混合液中的亚硝酸盐氮质量浓度降低, 不能刺激缺氧异养菌在缺氧段充分发生反硝化反应, 故

出现了总氮去除率的减少. Jin ruofei 等^[14] 在不同的碳氮比条件下, 发现总氮的去除率和碳氮比呈反比的关系, 而 Xia siqing 等^[15] 研究发现, 在进水碳氮比分别为 3:1, 5:1, 10:1 时, 碳氮比为 5:1 时总氮的去除率达到最大值.

在第 VI 阶段, 进水氨氮继续减少, 总氮去除率有较大的波动, 平均总氮去除率为 20.4%. 进水碳氮比为 4/3 时既能实现总氮的去除和出水亚硝酸盐氮的积累, 又能刺激异养菌大量降解 COD.

在 COD 为 100 ~ 300 mg/L 以及氨氮质量浓度为 50 ~ 150 mg/L 时, 总氮去除率随着进水碳氮比的增加呈现先增加后减少的趋势. 有研究表明, 在高 COD (683 ~ 409 mg/L) 和氨氮质量浓度为 65 ~ 227 mg/L 的情况下, 总氮去除率随着碳氮比的增加而增加^[16].

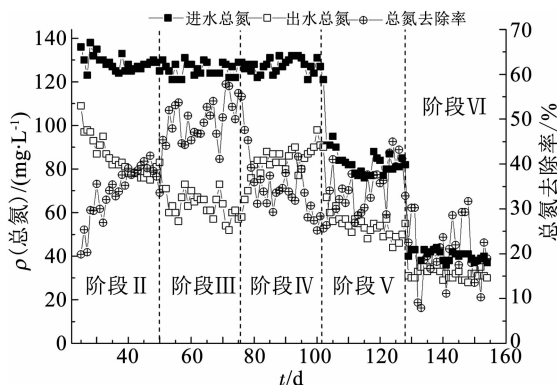


图 3 运行期间总氮及总氮去除率的变化

Fig. 3 Variations of total nitrogen and the removal efficiency of total nitrogen during operation

2.2.3 典型周期内氮素及 COD 的变化

R1 反应器运行期间, 第 5, 80, 140 天内任意一个周期的氮素、COD 及 pH 变化如图 4(a)、(b)、(c) 所示.

分析图 4(a) 可知, 第 5 天, 出水氨氮、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮分别为 84, 12, 20 mg/L, NOB 不能彻底被抑制, 出水硝酸盐氮较高. 在周期内, 进水 COD 的去除主要发生在 0 ~ 30 min, 在 30 ~ 240 min COD 几乎没有去除. 由于发生了反硝化反应生成碱度, 在缺氧段反应器内的 pH 先出现上升, 随后在好氧段发生了硝化反应消耗了碱度, pH 出现了下降^[17]. 由图 4(b) 可知, 在第 80 天, 出水氨氮减少到 35 mg/L, 而出水亚硝酸盐氮达到了 47 mg/L. 氨氮质量浓度在缺氧段由 115 mg/L 下降至 100 mg/L, 在曝气开始阶段氨氮出现了较大的下降, 同时, 亚硝酸盐氮上升, 而硝酸盐氮并没有出现较大的波动, 说明 NOB 已经被完全抑制, 污泥系统有良好的亚硝化性能. COD 在进水 30 min 后由 229.3 mg/L 迅速下降至

130.2 mg/L, 缺氧末(240 min)和周末(480 min)的 COD 分别为 76.8, 48.7 mg/L. 经过长时间交替缺氧/好氧的运行, 缺氧异养菌可以进行较快地增殖并在缺氧段降解进水中的 COD^[18].

由图 4(c) 可知, 在第 140 天, 周期内氨氮变化和图 4(b) 中氨氮变化相似, 均在曝气阶段开始时有较大的下降^[19], 然而出水氨氮为 17 mg/L, 氨氮去除率下降至 45.2%, 且在好氧段平均亚硝酸盐氮、平均硝酸盐氮为 6.5, 2 mg/L. 在第 140 天(碳氮比为 6), 亚硝化系统性能变差, NOB 开始增殖, COD

的去除率下降至 65%, 缺氧末(240 min)和周末(480 min)的 COD 分别为 123.8, 87.6 mg/L, 在好氧段消耗 COD 的量增加至 36.2 mg/L, 这可能是由于好氧段长时间处于较高 COD 下, 强化了好氧异养菌增殖能力, 因此, 好氧段降解 COD 的能力增强, 好氧段 DO 质量浓度较第 5 天、第 80 天低. 由图 4(d) 可知, 缺氧段反应器 DO 质量浓度几乎为零, 在好氧段 DO 质量浓度迅速上升, 好氧段 DO 质量浓度保持在 0.4 ~ 0.8 mg/L.

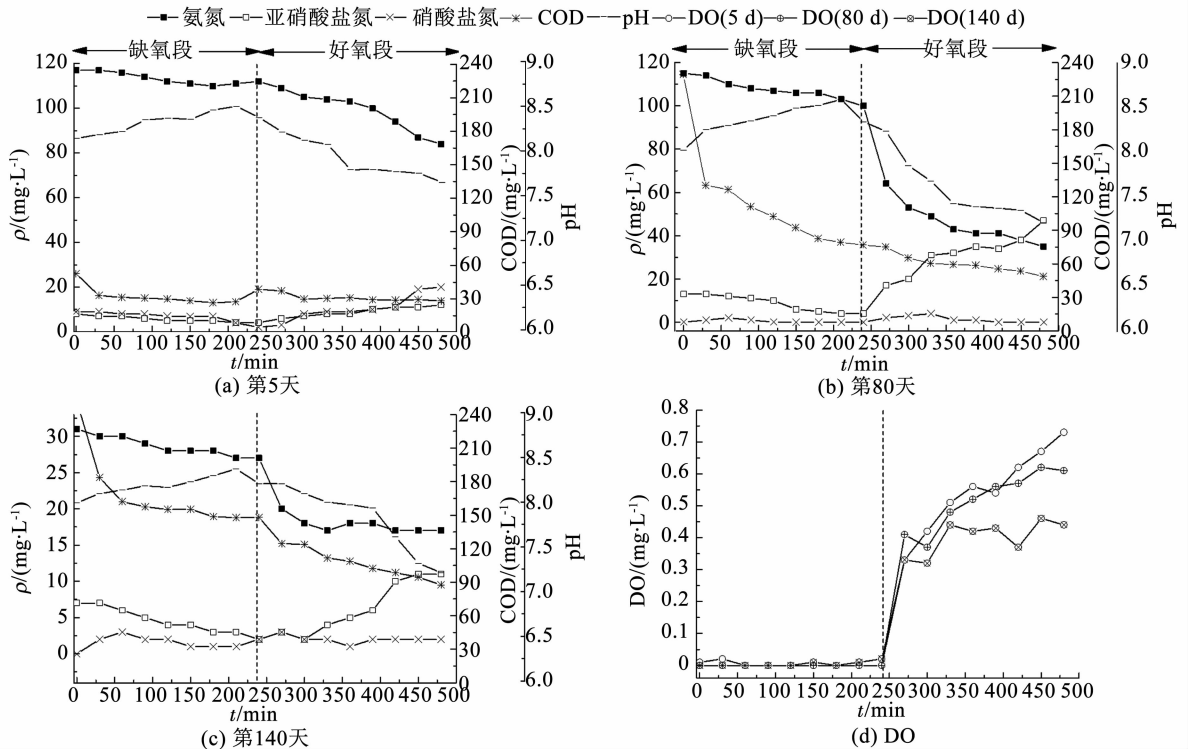


图 4 典型周期内氨氮、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮、COD、pH 及 DO 的变化

Fig. 4 Variations of ammonia nitrogen, nitrite nitrogen, nitrate nitrogen, COD, pH, and DO in a typical cycle

2.3 不同碳氮比条件下污泥质量浓度及物理性质的变化

如图 5(a) 所示, R1 反应器接种后的 MLSS、MLVSS、SVI 分别为 3 727, 2 876 mg/L 和 49 mL/g. 在第 I 阶段, 反应器内 MLSS 下降, 可能是由于低碳氮比的进水, 使大量的异养菌死亡. 随着反应器的运行, 污泥质量浓度有很小的波动, 污泥质量浓度的平均值在 2 700 mg/L. 活性污泥的 SVI 值能较好地反应出活性污泥的松散程度和凝聚沉降性能. 在第 I ~ IV 阶段, 活性污泥的 SVI 呈现下降趋势, 在第 103 天, 活性污泥系统的 SVI 值由初始 49 mL/g 下降至 29 mL/g, 污泥的沉降性能变好. 有研究证明, 亚硝酸盐积累和丝状菌过度繁殖是引起活性污泥系统 SVI 值变化的主要原因^[19]. 本文中, 在缺氧阶段可以有效去除污泥混合液中的亚硝酸盐氮, 避免了

活性污泥长时间与亚硝酸盐氮接触; 另外, 交替缺氧-好氧环境下, 丝状菌不能大量增殖^[20], 所以, 在这种交替运行的模式下污泥的沉降性能变好. 在 V、VI 阶段, 进水氨氮质量浓度下降, 碳氮比升高, SVI 出现较小的上升, 但是污泥系统保持较好的沉降性能.

2.4 不同碳氮比条件下胞外聚合物 EPS 及 PN 与 PS 比的变化

在不同阶段, 微生物分泌的 EPS 及 PN 与 PS 比如图 5(b) 所示. 研究表明, 活性污泥絮体外层的胞外多糖能为一些有机物和无机物提供吸附位点, EPS 在活性污泥沉降性和脱水方面有着极其重要的作用^[21], 并且具有不同性能的活性污泥分泌 EPS 的量和 PN 与 PS 比也不同^[22]. 分析图 5(b) 可知, 接种后的第 I、II 阶段, 微生物分泌的蛋白质 PN、多糖

PS 的量几乎不变. 随着反应器的运行, 由于不断增加进水 COD 来增加碳氮比, 使异养细菌的活性增强, 促使微生物分泌更多的蛋白质^[23]; 然而, PS 的量几乎不变, 可能是由于进水碳氮比(2/3 ~ 4/3)较低, 使活性污泥系统的有机碳源不足(通常认为在碳氮比大于 2 时, 活性污泥系统的有机碳源充足), 部分多糖作为异养微生物的营养物质^[24]. 在第 IV 阶段(碳氮比为 2), 污泥系统的有机碳源充足, PS 的量出现上升的趋势, PN 的量继续上升.

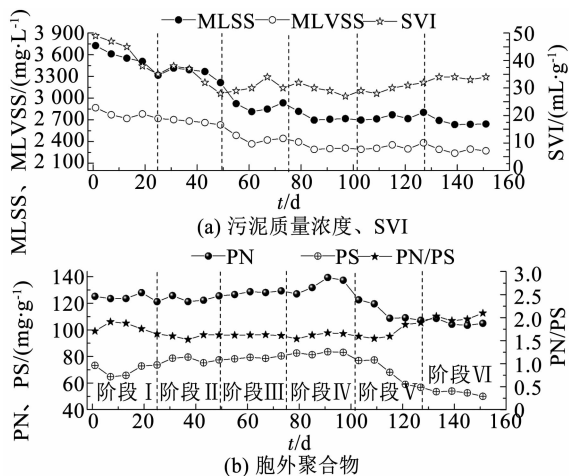


图 5 运行期间 MLSS、MLVSS、SVI、PN、PS 及 PN 与 PS 比的变化

Fig. 5 Variations of MLSS, MLVSS, SVI, PN, PS, and PN/PS during operation

在第 V、VI 阶段, 通过降低进水氨氮来增加进水碳氮比, 当进水氨氮质量浓度为 100 mg/L 时, PN 和 PS 的量出现了下降; 当进水氨氮质量浓度继续降低至 50 mg/L, PN 的量下降较缓, PS 的量有较大的下降. 在第 1, 109, 151 天, 单位 VSS PN 的量分别为 125.2, 119.3, 104.9 mg/g, PS 的量分别为 73.3, 77.3, 50 mg/g.

有研究表明, EPS 中蛋白质/多糖与进水碳氮比有非常紧密的联系^[25]. 在第 I、II、III 阶段, 污泥系统的 PN 与 PS 比几乎没有变化. 在第 1, 73 天, PN 与 PS 比分别为 1.7, 1.51. 在第 V、VI 阶段, 进水中氨氮质量浓度减少, 碳氮比增加, 硝化自养菌和反硝化细菌的活性皆减弱, 而多糖的分泌受到生物代谢活动和进水基质两方面的影响^[26], 故下降的较多, 因此, PN 与 PS 比出现了上升的趋势, 在第 151 天, PN 与 PS 比为 2.17.

3 结 论

1) 在进水没有添加 COD 的反应器中, 历经 37 d 获得了亚硝化絮状污泥, 而在进水 COD 负荷为 0.2 kg/(m³·d) 时, 仅历经 24 d 就获得了亚硝化絮

状污泥.

2) 在进水碳氮比为 0 ~ 6 时, 碳氮比为 4/3 (COD 负荷为 0.4 kg/(m³·d)) 的进水可以强化污泥系统中异养菌利用 COD 进行脱氮, COD 的去除率保持在 80% 以上, 且总氮的去除率达到 49.8%; 进水碳氮比小于 4/3 时, 总氮去除率随着碳氮比的增加而增加; 进水碳氮比大于 4/3 时, COD 和总氮去除率呈下降趋势.

3) 在进水碳氮比为 0 ~ 6 时, 碳氮比增加至 6 (COD 负荷为 0.6 kg/(m³·d)) 的进水使污泥系统的亚硝化性能变差, 亚硝化率下降至 70%.

4) 在进水碳氮比为 0 ~ 2 (COD 负荷为 0 ~ 0.6 kg/(m³·d)) 时, 随着进水 COD 的增加, PN 呈逐渐增加的趋势, 且由于污泥系统的碳源不足, 部分多糖作为异养微生物的营养物质, 故 PS 几乎不变; 在碳氮比为 2 ~ 6 (氨氮负荷为 0.1 ~ 0.3 kg/(m³·d)) 时, 由于进水氨氮质量浓度的减少, PN 和 PS 均出现了下降, 但 PN 与 PS 比呈上升趋势.

参 考 文 献

- [1] PENG Y, ZHU G. Biological nitrogen removal with nitrification and denitrification via nitrite pathway [J]. *Applied Microbiology & Biotechnology*, 2006, 73(1): 15. DOI: 10.1007/s00253-006-0534-z
- [2] KATSOGIANNIS A N, KORNAROS M, LYBERATOS G. Enhanced nitrogen removal in SBRs bypassing nitrate generation accomplished by multiple aerobic/anoxic phase pairs [J]. *Water Science & Technology A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 2003, 47(11): 53
- [3] WANG L, ZHU J, MILLER C. The stability of accumulating nitrite from Swine wastewater in a sequencing batch reactor [J]. *Applied Biochemistry & Biotechnology*, 2011, 163(3): 362. DOI: 10.1007/s12010-010-9044-7
- [4] KORNAROS M, DOKIANAKIS S N, LYBERATOS G. Partial nitrification/denitrification can be attributed to the slow response of nitrite oxidizing bacteria to periodic anoxic disturbances [J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(19): 7245. DOI: 10.1021/es100564j
- [5] YANG S, YANG F. Nitrogen removal via short-cut simultaneous nitrification and denitrification in an intermittently aerated moving bed membrane bioreactor [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 195(1): 318. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2011.08.045
- [6] LI H, ZHOU S, HUANG G, et al. Partial nitrification of landfill leachate with varying influent composition under intermittent aeration conditions [J]. *Process Safety & Environmental Protection*, 2013, 91(4): 285. DOI: 10.1016/j.psep.2012.05.009
- [7] WAN J, BESSIÈRE Y, SPÉRANDIO M. Alternating anoxic feast/aerobic famine condition for improving granular sludge formation in sequencing batch airlift reactor at reduced aeration rate [J]. *Water Research*, 2009, 43(20): 5097. DOI: 10.1016/j.watres.2009.08.045
- [8] 张艳辉, 李冬, 梁瑜海, 等. 缺氧/好氧比对连续流半亚硝化稳

- 定性的影响[J]. 中国环境科学, 2016, 36(6): 1724
ZHANG Yanhui, LI Dong, LIANG Yuhai, et al. Influence of anoxic/aerobic ratio on stability of partial nitrification in a continuous flow process [J]. China Environmental Science, 2016, 36(6): 1724
- [9] 张杰, 张艳辉, 李冬, 等. 缺氧/好氧和协同控制 DO/HRT 工艺对亚硝化的影响比较[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2016, 48(8): 11
ZHANG Jie, ZHANG Yanhui, LI Dong, et al. Comparison of effects on partial nitrification between anoxic-oxic and controlling DO/HRT process [J]. Journal of Harbin Institute of Technology, 2016, 48(8): 11. DOI:10.11918/j.issn.0367-6234.2016.08.002
- [10] 高春娣, 王惟肖, 李浩, 等. SBR 法交替缺氧好氧模式下短程硝化效率的优化[J]. 中国环境科学, 2015, 35(2): 403
GAO Chundi, WANG Weixiao, LI Hao, et al. Optimization of efficiency on partial nitrification under the mode of alternating anoxic/oxic in sequencing batch reactor [J]. China Environmental Science, 2015, 35(2): 403
- [11] 梁瑜海. 不同污水处理工艺形式的自养脱氮性能及其微生物特征研究[D]. 北京: 北京工业大学, 2016
LIANG Yuhai. The performance and microbial characteristics of autotrophic nitrogen removal process with different wastewater treatment forms [D]. Beijing: Beijing University of Technology, 2016
- [12] RODRÍGUEZ D C, PINO N, PEÑUELA G. Monitoring the removal of nitrogen by applying a nitrification-denitrification process in a sequencing batch reactor (SBR) [J]. Bioresource Technology, 2011, 102(3): 2316. DOI:10.1016/j.biortech.2010.10.082
- [13] 曹令通. 有机物浓度对硝化作用影响的试验研究[D]. 太原: 太原理工大学, 2009
CAO Lingtong. The study of the influence of organic matter concentration on nitrification [D]. Taiyuan: Taiyuan University of Technology, 2009
- [14] JIN R, LIU G, LI C, et al. Effects of carbon-nitrogen ratio on nitrogen removal in a sequencing batch reactor enhanced with low-intensity ultrasound [J]. Bioresource Technology, 2013, 148(7): 128. DOI:10.1016/j.biortech.2013.08.141
- [15] XIA S, LI J, WANG R. Nitrogen removal performance and microbial community structure dynamics response to carbon nitrogen ratio in a compact suspended carrier biofilm reactor [J]. Ecological Engineering, 2008, 32(3): 256. DOI:10.1016/j.ecoleng.2007.11.013
- [16] TAN C, MA F, QIU S. Impact of carbon to nitrogen ratio on nitrogen removal at a low oxygen concentration in a sequencing batch biofilm reactor [J]. Water Science & Technology A Journal of the International Association on Water Pollution Research, 2013, 67(3): 612. DOI:10.2166/wst.2012.554
- [17] 高景峰, 彭永臻, 王淑莹. SBR 法去除有机物、硝化和反硝化过程中 pH 变化规律[J]. 环境工程, 2001, 19(5): 21
GAO Jingfeng, PENG Yongzhen, WANG Shuying. Law of changes in pH during process of nitrification, denitrification and organism removal by SBR [J]. Environmental Engineering, 2001, 19(5): 21. DOI:10.3969/j.issn.1000-8942.2001.05.006
- [18] SHI Y J, WANG X H, YU H B, et al. Aerobic granulation for nitrogen removal via nitrite in a sequencing batch reactor and the emission of nitrous oxide [J]. Bioresource Technology, 2011, 102(3): 2536. DOI:10.1016/j.biortech.2010.11.081
- [19] 路聪聪, 王淑莹, 葛士建, 等. 苯酚对污水生物脱氮系统亚硝化积累及污泥性能的影响[J]. 化工学报, 2013, 64(7): 2641
LU Congcong, WANG Shuying, GE Shijian, et al. Effects of phenol on nitrite accumulation and sludge performance in biological nitrogen removal system [J]. CIESC Journal, 2013, 64(7): 2641. DOI:10.3969/j.issn.0438-1157.2013.07.045
- [20] 彭赵旭, 彭永臻, 桂丽娟, 等. 低溶解氧丝状菌污泥微膨胀在 SBR 中的可行性[J]. 化工学报, 2010, 61(6): 1534
PENG Zhaoxu, PENG Yongzhen, GUI Lijuan, et al. Feasibility study on limited bulking of sludge containing filamentous bacteria with low dissolved oxygen in SBR [J]. CIESC Journal, 2010, 61(6): 1534
- [21] SPONZA D T. Extracellular polymer substances and physicochemical properties of flocs in steady and unsteady-state activated sludge systems [J]. Process Biochemistry, 2002, 37(9): 983. DOI:10.1016/S0032-9592(1)00306-5
- [22] 周玲君, 杨朝晖, 罗远玲, 等. 常温下亚硝化活性污泥的驯化及其特征[J]. 中国给水排水, 2011, 27(7): 10
ZHOU Lingjun, YANG Zhaohui, LUO Yuanling, et al. Domestication and characteristics of short-cut nitrification activated sludge at normal temperatures [J]. China Water and Wastewater, 2011, 27(7): 10
- [23] 吴昌永, 王然登, 彭永臻. 污水处理颗粒污泥技术原理与应用 [M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2011: 136
WU Changyong, WANG Randeng, PENG Yongzhen, et al. Principle and application of granular sludge in wastewater treatment [M]. Beijing: China Architecture and Building Press, 2011: 136
- [24] 张云霞, 季民, 李超, 等. 好氧颗粒污泥胞外聚合物 (EPS) 的生化性研究[J]. 环境科学, 2008, 29(11): 3124
ZHANG Yunxia, JI Min, LI Chao, et al. Biodegradability of extracellular polymeric substances (EPS) produced by aerobic granules [J]. Environmental Science, 2008, 29(11): 3124. DOI: 10.13227/j.hjkk.2008.11.016
- [25] 夏志红. 碳氮比对硝化污泥胞外聚合物及污泥特性的影响研究 [D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2014
XIA Zhihong. Effect of COD/N ratio on the EPS and characteristics of nitrifying activated sludge [D]. Xi'an: Xi'an University of Architecture and Technology, 2014
- [26] 李冬, 吴青, 梁瑜海, 等. 不同基质条件对亚硝化污泥胞外聚合物的影响[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2015, 47(4): 81
LI Dong, WU Qing, LIANG Yuhai, et al. Effect of substrate concentration and type on the content of extracellular polymeric substances in the nitrification sludge [J]. Journal of Harbin Institute of Technology, 2015, 47(4): 81. DOI:10.11918/j.issn.0367-6234.2015.04.014

(编辑 刘彤)