

好氧颗粒污泥系统启动和颗粒特性研究

张捍民^{*1}, 王永飞^{1,2}, 王新华¹, 杨凤林¹

(1. 大连理工大学 工业生态与环境工程教育部重点实验室, 辽宁 大连 116024;

2. 大连理工大学 化工学院, 辽宁 大连 116024)

摘要: 通过逐步缩短沉降时间和提高氮负荷的方法, 考察水力选择压和生物选择压共同作用下的好氧颗粒污泥系统启动过程及污泥特性. 试验结果表明, 系统启动期间, 颗粒平均粒径 36 d 增至 0.5 mm, 第 90 d 达到 0.9 mm, 粒径平均增速为 $9.3 \mu\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$; 前 53 d 内污泥负荷为 $0.4 \sim 0.6 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, 表观污泥产率为 $0.40 \sim 0.52 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1}$, 当生物量增长后, 污泥负荷降至 $0.2 \sim 0.4 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, 表观污泥产率减小至 $0.17 \sim 0.25 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1}$; 40 d 后 SVI 稳定在 $(15 \pm 5) \text{ mL/g}$ 范围内, 沉降性能良好; 反应器除污染效果好, 10 d 后 COD 去除率稳定在 80% 左右, NH_4^+-N 去除率达到 98% 以上, 且随着氮负荷提高, 单位质量污泥的 NH_4^+-N 反应速率提高, AOB、NOB 和异养菌的活性都在增大.

关键词: 好氧颗粒污泥; SBAR; 水力选择压; 生物选择压; 氮负荷

中图分类号: X703.1 **文献标志码:** A

0 引言

好氧颗粒污泥 (aerobic granular sludge, AGS) 生物结构规则致密, 密度大、沉降速度快, 生物活性高、密集度大, 可使反应器保持较高的生物量并提高容积负荷. 与传统活性污泥法相比, 好氧颗粒污泥法可简化工艺流程、缩减占地面积 (可减至传统活性污泥法的 1/4), 降低投资和运行成本 (较传统活性污泥法降低 7%~17%), 成为目前国际研究热点^[1~6], 认为是传统生化法的未来替代技术^[7]. 但好氧颗粒污泥形成过程影响因子众多, 目前仍没有确切的机理解释^[6]. Kong 等^[8]考察高径比分别为 24、16、8、4 条件下颗粒污泥形成特点, 发现所形成颗粒的物理特性和微生物群落结构类似, 认为反应器高径比对于颗粒化和颗粒特性没有影响. Qin 等^[9]研究不同沉淀时间对污泥颗粒化的影响, 结果表明 5 min 沉淀时间反应器成功实现颗粒化, 沉淀时间分别为 10、15、20 min 的反应器得到的均是颗粒与絮体的混合物, 表明沉淀时间的设定对于颗粒化进程具有重要影

响. 曝气形成表观气速 (superficial air velocity, SAV) 与颗粒污泥形成、结构和生物代谢关系密切, Liu 等^[10]认为 SAV 低于 0.3 cm/s, 好氧颗粒污泥无法形成^[10]; McSwain 等的研究表明, SAV 低于 1.0 cm/s 时, 已形成的好氧颗粒污泥解体成为絮体^[11]. 但在 Wan 等的研究中, 以缺氧/好氧序批运行的 SBR 反应器, SAV 为 0.63 cm/s 时, 形成 SVI_{30} 为 45 mL/g 的致密稳定好氧颗粒污泥^[12].

选择压的本质是施加于微生物并调整其特性和行为的驱动力, 是目前公认的颗粒形成重要作用力之一^[13]. 因此, 本试验采用气提式间歇反应器 (sequencing batch airlifting reactor, SBAR) 以保持有机负荷不变、逐步缩短沉降时间和提高氮负荷的方法实现絮状活性污泥颗粒化, 考察颗粒化过程中污泥物理、化学、生物活性变化, 分析水力选择压和生物选择压共同作用下的好氧颗粒污泥系统启动过程及颗粒特性, 以进一步解析复杂培养条件对颗粒形成和性质的影响.

收稿日期: 2008-02-13; 修回日期: 2010-07-08.

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (50878034); 大连市科技计划资助项目 (2004B4SF125); 长江学者和创新团队发展计划资助项目 (IRT0813).

作者简介: 张捍民^{*} (1973-), 女, 教授, 博士生导师, E-mail: zhanghm@dlut.edu.cn.

1 试验装置和方法

1.1 试验装置与操作

本试验所用气提式间歇反应器由有机玻璃制成,总体积 3.4 L,有效容积 2.5 L;其中,外管直径 8.0 cm,高 100 cm,内管直径 4.4 cm,高 70 cm. 反应器排水口位于距底部 40 cm 处. 反应器的气体流量为 $0.1 \text{ m}^3/\text{h}$,相当于表观气体流速为 1.8 cm/s . 反应器进水、曝气、沉降时间等均由双时间继电器自动控制,其中进水 5 min,曝气 360 min,沉降 50~5 min,排水 1 min. 反应器于室温 $(25 \pm 3)^\circ\text{C}$ 下运行. 试验装置如图 1 所示.

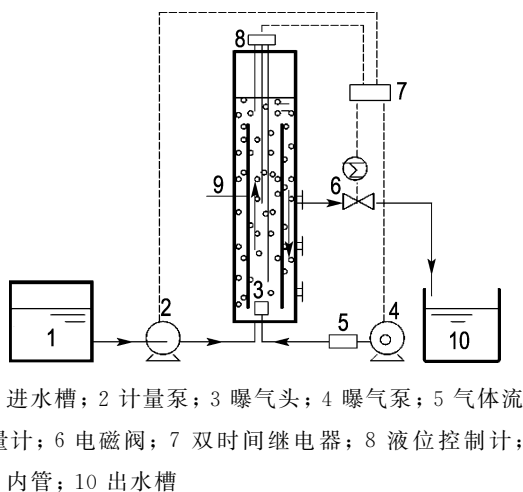


图1 SBAR反应器装置图

Fig.1 Schematic diagram of SBAR installation

空气经空气压缩机从反应器底部进入内管(升流区),形成的气流推动液体和颗粒污泥在内管中向上运动,然后在内外管壁之间(降流区)向下运动;混合液可在内、外管壁间循环流动,从而使污泥在好氧、缺氧交替的环境中形成具有同步硝化反硝化功能的好氧颗粒污泥.

接种污泥沉降性能较差,为防止试验初期污泥大量流失,沉降时间 t_s 初始为 50 min,而后逐步降低至 5 min; NH_4^+-N 浓度从 50 mg/L 逐步增加至 200 mg/L ,操作方法如图 2 所示.

1.2 接种污泥

接种污泥来自大连春柳河污水厂二沉池的活性污泥,其中含有大量硝化菌群、原生动物以及极少量后生动物. 污泥容积指数(SVI)为 170 mL/g ,污泥粒径均在 0.1 mm 以下,平均粒径为 0.078 mm .

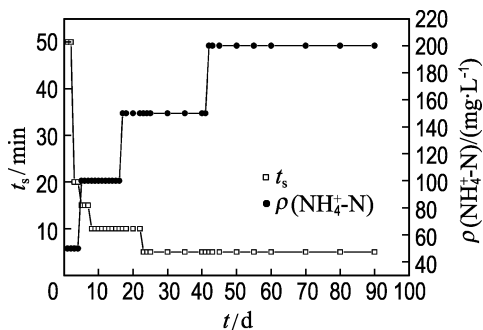


图2 沉降时间和氨氮浓度的操作过程

Fig.2 Operation process of stepwise decreasing settling time and increasing substrate NH_4^+-N concentration

1.3 进水组成

试验采用人工模拟废水,其中 NH_4^+-N 浓度从 50 mg/L 逐步提高至 200 mg/L ,即 NH_4Cl 浓度从 0.191 g/L 提高至 0.382 、 0.573 g/L ,最终为 0.764 g/L ; $\rho(\text{COD}_\text{Cr})$ 固定为 500 mg/L ; $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 \cdot \text{H}_2\text{O}$ 0.516 g/L ; NaHCO_3 质量为 NH_4Cl 的 3 倍,使污泥进行充分的硝化反应. KH_2PO_4 22 mg/L , CaCl_2 60 mg/L , $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 25 mg/L , $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 20 mg/L , EDTA 20 mg/L . 由微量元素组成的营养液包括 $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 1.5 mg/L , H_3BO_3 0.15 mg/L , $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 0.03 mg/L , KI 0.03 mg/L , $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 0.12 mg/L , ZnCl_2 0.058 mg/L , $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0.15 mg/L , $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 0.06 mg/L . 进水 pH 由氢氧化钠和盐酸调节,保持在 $7.5 \sim 8.5$.

1.4 分析项目与方法

污泥浓度 (MLSS)、挥发性污泥浓度 (MLVSS) 采用标准方法测定^[14]. 表观污泥产率

根据
$$Y_{\text{obs}} = \frac{[(X_{\text{VSS2}} - X_{\text{VSS1}})V_t + X_e V_e]/t_c}{(C_i - C_e)V_e/t_c}$$
 计

算,其中 X_{VSS1} 、 X_{VSS2} 、 X_e 分别为循环周期初始和末期 MLVSS 及出水 $\text{MLVSS}(\text{mg/L})$, V_t 和 V_e 分别为 SBAR 工作体积和出水体积(L), t_c 为循环时间, C_i 和 C_e 分别为进出水 COD 浓度(mg/L). 沉降速率采用重力沉降法^[16]测得. 颗粒平均粒径采用激光粒度仪(Lasentec, Redmond, USA)测得. 污泥形态和结构特征利用光学显微镜和扫描电镜(SEM)观察. NH_4^+-N 、 NO_2^--N 、 NO_3^--N 分别采用纳氏试剂光度法、N-(1-萘基)-乙二酸光度法、酚二磺酸光度法^[14]测定; TN 采用 TOC 分析

仪(TOC-V_{CPH},SHIMADZU,Japan)检测. 溶解氧(dissolved oxygen,DO)利用 Model YSI-55 溶解氧测定仪测定. 颗粒内异养菌(heterotroph)、氨氧化菌(AOB)、亚硝酸盐氧化菌(NO_B)活性根据 Ochoa 等^[17] 所述方法, 分别用 (SOUR)_H、(SOUR)_{AOB}、(SOUR)_{NOB} 表示, 以 (SOUR)_{AOB} 和 (SOUR)_{NOB} 之和表示硝化菌种的活性, 记为 (SOUR)_N.

2 结果与讨论

2.1 污泥形态特征

通过水力选择压和生物选择压共同作用培养好氧硝化颗粒污泥. 接种污泥未经驯化直接投入反应器内培养, 初始污泥呈絮体状, 如图 3(a)所示. 初始进水 NH₄⁺-N 负荷为 0.1 kg · m⁻³ · d⁻¹, 第 5 d, 沉降时间从初始 50 min 降至 15 min, 并将 NH₄⁺-N 负荷提高至 0.2 kg · m⁻³ · d⁻¹, 以使硝化菌群逐步富集, 期间污泥形态未观察到明显变化. 第 7 d, 有少量小颗粒出现. 第 8 d, 维持 NH₄⁺-N 负荷不变, 将沉降时间降为 10 min, 至第

16 d 颗粒数量明显增加, 颗粒平均粒径增至 0.2 mm, 少量颗粒粒径达到 0.5 mm(如图 3(b)), 颗粒化倾向更趋明显. 第 17 d, 将 NH₄⁺-N 负荷增至 0.3 kg · m⁻³ · d⁻¹, 以进一步促进硝化菌群的生长繁殖. 沉降时间在第 23 d 后减少并维持至 5 min, 使沉降性能较差的污泥进一步被排出, 第 27 d 观察仍有部分絮状污泥存在(如图 3(c)). 但至第 36 d, 颗粒已占优势, 颗粒平均粒径达到 0.5 mm(如图 3(d)), 并且污泥沉降性能基本趋于稳定, 认为好氧颗粒污泥反应器成功启动, 36 d 内颗粒粒径平均增长速率约为 12.2 μm · d⁻¹. 第 45 d 将 NH₄⁺-N 负荷提高至 0.4 kg · m⁻³ · d⁻¹, 第 65 d 和 90 d 颗粒形态分别如图 3(e)、(f)所示, 可见 65 d 后污泥已完全颗粒化, 第 90 d 测得颗粒平均粒径达到 0.9 mm. 90 d 内粒径平均增长速率约为 9.3 μm · d⁻¹. 和其他文献报道^[18,19] 比较, 本试验所形成的好氧颗粒污泥粒径较小、生长速度较慢, 进一步验证了氮负荷提高可减缓好氧颗粒污泥的粒径增长速度^[18].

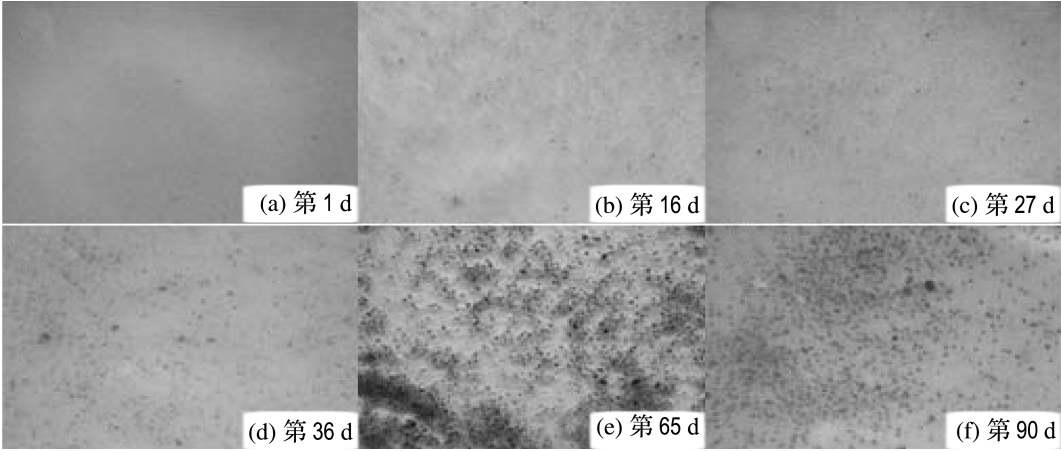


图 3 颗粒化过程中颗粒形态特征变化

Fig. 3 Morphology of granules in the process of granulation

缩短沉降时间可使沉降性能差的污泥被淘汰, 从而使沉降性能较好的污泥处于相对较高的污泥负荷环境中, 促进了微生物细胞的生长繁殖, 进一步使其维持在较高生长速率状态下, 因此硝化好氧颗粒污泥粒径的增长速度随着沉降时间减少而增大. 但颗粒增长速度随 $\rho(N)/\rho(COD)$ 增大而减小, 因为异养菌比生长速率高于硝化菌, 在 $\rho(N)/\rho(COD)$ 较低时, 异养菌为优势菌种, 对污

泥成长起着主要贡献作用, 所形成颗粒结构疏松, 空隙较多, 如图 4(a)所示. 随着 $\rho(N)/\rho(COD)$ 提高, 硝化菌被富集, 与异养菌对底物的竞争增强, 从而减弱了异养菌对污泥成长的贡献; 由于硝化菌种生长速度较慢, 其成为优势菌种后显然对污泥粒径的贡献作用要降低, 不过颗粒结构致密, 如图 4(b)、(c)所示. 已有研究表明, 生物膜和颗粒污泥密度与微生物生长速度呈反相关, 生长速度

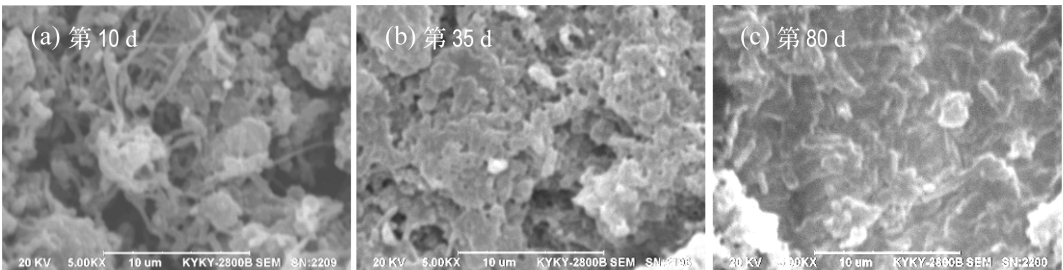


图 4 颗粒表面的微观结构

Fig. 4 SEM images of granular surface

较大的生物膜或颗粒,其密度较小^[16,19,20];以上研究与本研究结果相符,表明选择慢速生长微生物成为优势菌种可减缓颗粒粒径增长速度,避免颗粒由于粒径过大形成大量空穴而过早解体,同时可增强颗粒结构致密程度。

2.2 生物量和沉降性能变化

从图 5 可见,污泥加入反应器 1 d 后,MLSS 为 3 382 mg/L,MLVSS 为 2 528 mg/L。在前 8 d 内由于初始培养时污泥沉降性能很差,沉降时间从 50 min 急剧缩短至 10 min,导致污泥严重流失,从而使反应器内污泥浓度大幅下降,即使在沉降时间缩短至 5 min 后一个月内仍是不断减小,从第 2 d 至第 53 d MLSS、MLVSS 分别从 3 382 mg/L、2 528 mg/L 降至 1 834 mg/L、1 474 mg/L,但 VSS/SS (MLVSS/MLSS 的简写) 从 0.74 不断增至 0.80,前 53 d 内污泥负荷为 0.4~0.6 g·g⁻¹·d⁻¹,表观污泥产率为 0.40~0.52 g·g⁻¹。第 53 d 后反应器内生物量不断增长,至第 83 d,MLSS、MLVSS 分别达到 5 855 mg/L、4 869 mg/L,期间 VSS/SS 维持在 0.80~0.84,污泥负荷降为 0.2~0.4 g·g⁻¹·d⁻¹,表观污泥产率减小至 0.17~0.25 g·g⁻¹。在 SBAR 内,新生微生物主要存在于颗粒中或是游离于颗粒之外,由于营养物质传质限制,颗粒内微生物的增长速率必然小于游离微生物或絮体内微生物的增长速率,强化水力选择压后,游离微生物或絮体被大量淘汰,生物量增长主要依靠颗粒内部新生微生物增长的贡献。随着氮负荷提高和游离微生物或絮体被淘汰,颗粒内微生物处于相对较高的污泥负荷微环境中,促进了其生长繁殖,从而表现为 VSS/SS 的增加。随着生物量增长,污泥负荷降低,基质的快速降解使微生物较早进入内源呼吸状态,从而使表观污泥产率降低,另外,硝化菌群

增值速率低也是表观污泥产率低的主要原因。

设定沉降时间下污泥的最小沉降速率可由公式 $v_{s,min} = \frac{L}{t_s + (t_d - t_{d,min})^2 / t_d}$ ^[13] 计算,其中 L 为排水口至液面高度, t_s 为设定沉降时间, t_d 为排水时间, $t_{d,min}$ 为最小排水时间。本试验中 L 为 38 cm, t_d 和 $t_{d,min}$ 都为 1 min,而 t_s 逐步设定为 50、20、10 和 5 min,因此 $v_{s,min} = L/t_s$,计算得 50、20、10、5 min 时 $v_{s,min}$ 分别为 0.46、1.14、2.28、4.56 m/h。

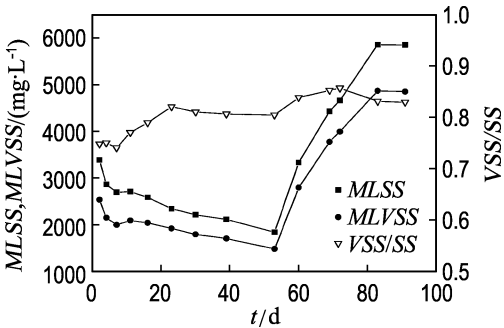


图 5 MLSS、MLVSS 和 VSS/SS 的变化

Fig. 5 Profiles of MLSS, MLVSS and VSS/SS

在某一设定沉降时间下,沉降速率大于 $v_{s,min}$ 的污泥存留于反应器中而小于 $v_{s,min}$ 的污泥被淘汰。从图 6 可见,逐步缩短沉降时间可选择沉降性能良好的污泥,污泥的 SVI 从 96.4 mL/g 不断减小,40 d 后维持在 (15±5) mL/g 范围内;第 83 d,颗粒的平均沉降速率从初始 3.80 m/h 增大至 38.3 m/h。由于悬浮污泥的沉降速率通常在 3~5 m/h^[13],沉降时间降至 5 min 可使沉降速率小于 4.56 m/h 的悬浮污泥被淘汰,从而减小了其与颗粒污泥对营养物质的竞争,使沉降性能良好的颗粒污泥在反应器内占绝对优势。

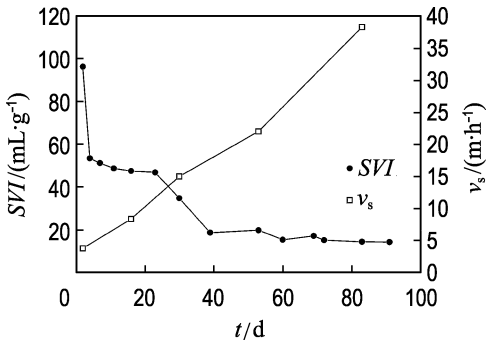


图 6 颗粒的 SVI 和沉降速率的变化
Fig. 6 Profiles of SVI and settling velocity

2.3 颗粒硝化性能

反应器运行期间,COD 去除率在前 10 d 内从 55%很快增大至 80%,之后一直在 80%±5% 范围内波动(未在图中呈现),污泥的硝化性能良好,10 d 后 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率达到 98% 以上,并保持稳定,如图 7 所示.

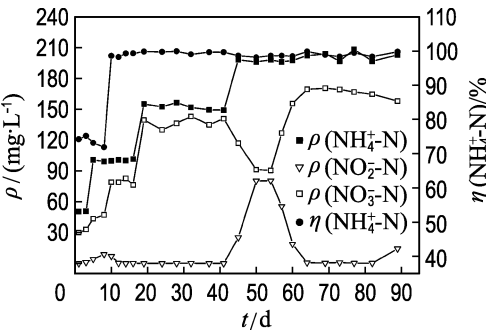
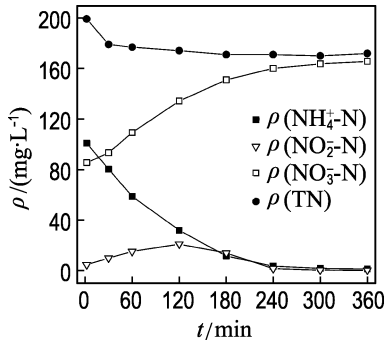


图 7 SBAR 反应器的硝化特性
Fig. 7 Nitration performance of SBAR

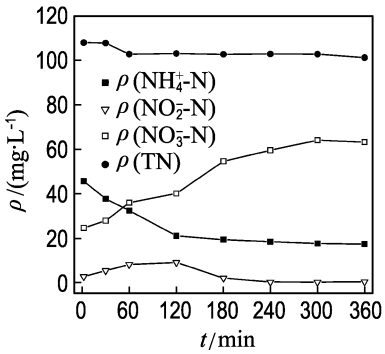
$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 负荷低于 $0.4 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ 期间只有少量 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 生成,未出现 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度剧烈波动;当 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 负荷提高至 $0.4 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ 时(第 45 d),反应器中出现 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 积累,待 NOB 适应环境后,抑制作用逐渐减弱, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 积累现象消失.

进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 负荷分别为 0.2 和 $0.4 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ 时不同形态氮浓度的变化趋势基本相同,硝化反应在 4 h 内基本进行完全, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率达到 98% 以上, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 在 2 h 积累量达到最大并在 4 h 时降至 0.1 mg/L 以下, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 在 4 h 内增长较快,之后增长变慢,如图 8 所示. 试验测得,当 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 负荷为 0.2 和 $0.4 \text{ kg} \cdot$

$\text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ 时,单位质量污泥的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 反应速率、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 生成速率和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 生成速率在曝气后(溶解氧浓度大于 5 mg/L) 4 h 内,分别为 4.39 、 2.01 、 $3.45 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 和 5.01 、 1.45 、 $4.15 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$. 比较这两种氮负荷条件下颗粒的硝化特性可知,氮负荷的提高促进了硝化菌群富集,并提高了其对底物的利用能力.



(a) 第 83 d



(b) 第 10 d

图 8 各形态氮在一个操作周期内的变化过程

Fig. 8 Tests of $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ and TN concentration in one cycle time

2.4 微生物活性

从图 9 可见,在好氧颗粒污泥系统启动期间,随着 $\rho(\text{N})/\rho(\text{COD})$ 增大,污泥中各菌种的活性都不断增大,其中 AOB 和 NOB 的活性近似地呈线性增长变化, AOB 活性增长明显高于 NOB;前 10 d 异养菌活性增幅较大,之后增长缓慢. 有文献报道,好氧颗粒污泥系统启动期间 AOB 和 NOB 的活性变化与本试验结果相似,但异养菌活性随 $\rho(\text{N})/\rho(\text{COD})$ 增大而减小^[16,18]. 分析本试验结果原因可能是有机负荷已经满足异养菌生长代谢对

有机碳的需求量,氮负荷增大进而促进其活性的提高,Qin等^[21]的实验结果也验证了本原因.从图9硝化菌种和异养菌活性比值的变化来看,53 d内 $(SOUR)_N/(SOUR)_H$ 从0.44提高至0.93,表明逐步提高 $\rho(N)/\rho(COD)$ 可促使颗粒中硝化菌种的活性占优势.

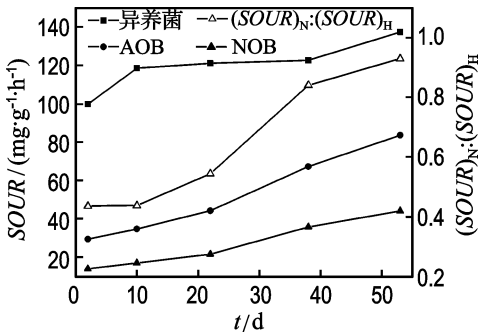


图9 异养菌、氨氧化菌和亚硝酸盐氧化菌的活性及硝化菌与异养菌相对活性变化

Fig. 9 Respirometric activities of heterotrophs, AOB and NOB and relative activity of nitrifying bacteria to heterotrophs

3 结 论

(1) 通过水力选择压与生物选择压共同作用实现好氧硝化颗粒污泥反应器启动,36 d 反应器启动成功,65 d 后完全颗粒化,90 d 内颗粒平均粒径增速为 $9.3 \mu\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$;生物量出现增长后,污泥负荷为 $0.2 \sim 0.4 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,表观污泥产率为 $0.17 \sim 0.25 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1}$.

(2) 反应器除污染效果好,10 d 后 COD 去除率稳定在 $80\% \pm 5\%$, NH_4^+-N 去除率大于 98% ;且随着 $\rho(N)/\rho(COD)$ 增大,AOB、NOB 和异养菌的活性都在增大.

参考文献:

[1] SU K Z, YU H Q. A generalized model for aerobic granule-based sequencing batch reactor. 1. Model development [J]. **Environmental Science & Technology**, 2006, **40**(15):4703-4708

[2] SU K Z, YU H Q. A generalized model for aerobic granule-based sequencing batch reactor. 2. Parametric sensitivity and model verification [J].

Environmental Science & Technology, 2006, **40**(15): 4709-4713

[3] ZHU J R, WILDERER P A. Effect of extended idle conditions on structure and activity of granular activated sludge [J]. **Water Research**, 2003, **37**(9): 2013-2018

[4] WANG Z P, LIU L L, YAO H, *et al.* Effects of extracellular polymeric substances on aerobic granulation in sequencing batch reactors [J]. **Chemosphere**, 2006, **63**(10):1728-1735

[5] LIU Y, TAY J H. State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment[J]. **Biotechnology Advances**, 2004, **22**(7):533-563

[6] 郝晓地. 可持续污水-废物处理技术[M]. 北京:中国建筑工业出版社, 2006:155-168

[7] DE BRUIN L M M, DE KREUK M K, VAN DER ROEST H F, *et al.* Aerobic granular sludge technology, a alternative for activated sludge technology? [J]. **Water Science and Technology**, 2004, **49**(11-12):1-9

[8] KONG Y H, LIU Y Q, TAN J H, *et al.* Aerobic granulation in sequencing batch reactors with different reactor height/diameter ratios [J]. **Enzyme and Microbial Technology**, 2009, **45**:379-383

[9] QIN L, LIU Y, TAY J H. Effect of settling time on aerobic granulation in sequencing batch reactor [J]. **Biochemical Engineering Journal**, 2004, **21** (1):47-52

[10] LIU Y, TAY J H. The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge [J]. **Water Research**, 2002, **36**(7):1653-1665

[11] MCSWAIN B S, IRVINE R L. Dissolved oxygen as a key parameter to aerobic granule formation [J]. **Water Science and Technology**, 2008, **58**(4):781-787

[12] WAN J F, BESSIÈRE Y, SPÉRADIO 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):5097-5108

[13] LIU Y, WANG Z W, TAY J H. A unified theory for upscaling aerobic granular sludge sequencing batch reactors [J]. **Biotechnology Advances**, 2005, **23**(5):335-344

- [14] 国家环境保护局. 水和废水监测分析方法[M]. 北京:中国环境科学出版社, 1992
- [15] LIU Y Q, TAY J H. Influence of cycle time on kinetic behaviors of steady-state aerobic granules in sequencing batch reactors [J]. **Enzyme Microbiology Technology**, 2007, **41**(4):516-522
- [16] MOY B Y P, TAY J H, TOH S K, *et al.* High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules [J]. **Letter Applied Microbiology**, 2002, **34**(6):407-412
- [17] OCHOA J C, COLPRIM J, PALACIOS B, *et al.* Active heterotrophic and autotrophic biomass distribution between fixed and suspended systems in a hybrid biological reactor [J]. **Water Science and Technology**, 2002, **46**(1-2):397-404
- [18] WANG X H, ZHANG H M, YANG F L, *et al.* Improving stability and performance of aerobic granules under stepwise increased selection pressure [J]. **Enzyme Microbiology Technology**, 2007, **41**(3):205-211
- [19] LIU Y, YANG S F, TAY J H. Improved stability of aerobic granules by selecting slow-growing nitrifying bacteria [J]. **Journal of Biotechnology**, 2004, **108**(2):161-169
- [20] TIJHUIS L, VAN LOOSDRECHT M C M, HEIJNEN J J. Dynamics of biofilm detachment in biofilm airlift suspension reactors [J]. **Biotechnology and Bioengineering**, 2004, **45**(6):481-487
- [21] QIN L, LIU Y. Aerobic granulation for organic carbon and nitrogen removal in alternating aerobic-anaerobic sequencing batch reactor [J]. **Chemosphere**, 2006, **63**(6):926-933

Study of startup of aerobic granular system and characteristics of granules

ZHANG Han-min^{*1}, WANG Yong-fei^{1,2}, WANG Xin-hua¹, YANG Feng-lin¹

(1. Key Laboratory of Industrial Ecology and Environmental Engineering, MOE, Dalian University of Technology, Dalian 116024, China;

2. School of Chemical Engineering, Dalian University of Technology, Dalian 116024, China)

Abstract: The investigation was engaged in the performances of startup of aerobic granular system and characteristics of the granules under hydraulic selection pressure and microbial selection pressure by combining action of stepwise shortening settling time and increasing nitrogen loading rate. The results show that the mean size of granules during the system startup reaches 0.5 mm in 36 days, and then increases to 0.9 mm in 90 days. The average granular size growth rate is about $9.3 \mu\text{m/d}$. The apparent sludge yield increases from 0.40 to 0.52 $\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ when the sludge loading rate is between 0.4 and 0.6 $\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ in 53 days operation. Thereafter, due to great increase of biomass concentration, the apparent sludge yield decreases to the range of 0.17 to 0.25 $\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ as the sludge loading rate is about from 0.2 to 0.4 $\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. After 40 days of culture, the sludge volume index maintains between 10 and 20 mL/g with excellent granular settleability. Good nitrification metabolic ability is achieved with NH_4^+ -N removal efficiency above 98% after 10 days. The removal efficiency of COD maintains around 80%. Meanwhile, NH_4^+ -N metabolic rate of the granules increases with nitrogen loading rate. The activities of heterotrophs, AOB and NOB also increase with nitrogen loading rate.

Key words: aerobic granules; SBAR; hydraulic selection pressure; microbial selection pressure; nitrogen loading rate