

同步硝化反硝化(SND)过程污泥聚集状态对 N_2O 释放的影响

尹倩婷, 李平*, 吴锦华, 王向德

(工业聚集区污染控制与生态修复教育部重点实验室, 污染控制与生态修复广东省普通高等学校重点实验室, 华南理工大学环境科学与工程学院, 广州 510006)

摘要:为实现 SND 高效生物脱氮及 N_2O 减量化释放的双重目标,采用气升环流生物反应器,在实现 SND 高效脱氮的基础上研究了污泥的聚集状态与 N_2O 释放特征之间的关系.采用关键酶酶促反应速率法评估了不同聚集状态污泥的硝化/反硝化活性,在相关理论分析的基础上,进行了污泥聚集状态的优化选择.结果表明,SND 体系内活性污泥的聚集状态不同会造成脱氮过程 N_2O 释放量的显著差异($\geq 40\%$).将污泥聚集体的结构控制在粒径较小($\leq 0.9\text{ mm}$)、致密程度适中的状态,既能保持较高的 SND 效率($\geq 70\%$),又能实现 N_2O 的减量化释放.在实验界定的体系内,将污泥聚集体的粒径优化控制在 $0.45 \sim 0.9\text{ mm}$ 范围,能同时得到较高的硝化活性[氨氧化细菌活性为 $0.17\text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{min})^{-1}$,亚硝酸盐氧化细菌活性为 $0.74\text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{min})^{-1}$]和反硝化活性[NO_3^- -N 的消耗速率为 $0.47\text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{min})^{-1}$, NO_2^- -N 的消耗速率为 $0.22\text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{min})^{-1}$].与对照相比,实现 N_2O 的减量化释放达 32.55% .

关键词:同步硝化反硝化; N_2O ;污泥聚集体;生物脱氮;活性污泥

中图分类号:X515 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2011)07-2056-06

Effect of Microbial Aggregation State on Nitrous Oxide Emission in Simultaneous Nitrification and Denitrification Nitrogen Removal Process

YIN Qian-ting, LI Ping, WU Jin-hua, WANG Xiang-de

(Key Laboratory of Pollution Control and Ecosystem Restoration in Industry Clusters, Ministry of Education, Key Laboratory of Environmental Protection and Eco-Remediation of Guangdong Regular Higher Education Institutions, School of Environmental Science and Engineering, South China University of Technology, Guangzhou 510006, China)

Abstract: In order to realize efficient nitrogen removal and N_2O emission reduction, air lift circulation bioreactors were applied to study the relationship between activated sludge aggregation state and N_2O emission characters on the basis of high nitrogen removal performance. The nitrification/denitrification activity of different microbial aggregates was evaluated by key enzyme action ratio method. Combined with correlative theoretical analysis, the optimal aggregation state with efficient nitrogen removal and N_2O emission reduction was selected. According to the results, different activated sludge aggregation state in SND would lead to significant difference of N_2O emission amount ($\geq 40\%$). The smaller aggregates ($\leq 0.9\text{ mm}$) with moderate compactness could keep high SND efficiency ($\geq 70\%$) and achieved N_2O emission reduction. In experimental defined system, the optimal diameter of aggregates was in the range of $0.45\text{--}0.9\text{ mm}$, which could obtain higher nitrification activity [ammonia-oxidizing bacteria activity was $0.17\text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{min})^{-1}$, nitrite-oxidizing bacteria activity was $0.74\text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{min})^{-1}$] and denitrification activity [NO_3^- -N consumption rate was $0.47\text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{min})^{-1}$, NO_2^- -N consumption rate was $0.22\text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{min})^{-1}$]. Compared to the control group, N_2O accumulated emission amount in the reactor with aggregates of $0.45\text{--}0.9\text{ mm}$ could be realized reduction more than 32.55% .

Key words: simultaneous nitrification and denitrification(SND); N_2O ; microbial aggregates; nitrogen removal; activated sludge

同步硝化反硝化(simultaneous nitrification and denitrification, SND)生物脱氮是在同一反应器中同时进行硝化和反硝化过程从而实现生物脱氮的一种新型工艺,是由于好氧系统中污泥聚集体内部缺氧产生的^[1].它具有节省碳源、减少能耗、无需补充碱度和可大幅度降低运行费用等优点.但由于 SND 工艺的运行条件苛刻(如 pH 需控制在 $7.5 \sim 8.4$ ^[2,3], DO 需低于 $1.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[4,5]),使得体系内硝化菌和反硝化菌均处于一种“胁迫”状态,大大增加了 N_2O

释放的可能性^[6]. N_2O 是最重要的 3 种温室气体之一,其致温效应为 CO_2 的 300 倍^[7].因此,要使 SND 成为一种解决氮污染的清洁处理方法, N_2O 的减量化控制尤为重要.

N_2O 作为硝化反应的副产物及反硝化反应的中

收稿日期:2010-08-12;修订日期:2010-11-26

基金项目:国家自然科学基金项目(20477011)

作者简介:尹倩婷(1986~),女,硕士研究生,主要研究方向为废水生物处理, E-mail: yqtstory@163.com

* 通讯联系人, E-mail: pli@scut.edu.cn

间产物,其释放与生物脱氮行为有关^[6]. 国内外在此领域的研究集中于工艺条件对 N_2O 释放的影响,如溶解氧水平^[8]、亚硝态氮累积情况^[9, 10]及 COD/N 比^[11]等. 除了工艺条件的影响外, Wang 等^[12]与 Li 等^[13]的研究均表明不同的污泥聚集状态有不同的 COD 去除和 SND 生物脱氮效果. He 等^[14]在报道中指出不同的脱氮效果是污泥聚集状态对溶解氧和可溶性基质在污泥内部的传递产生影响的结果. 此外, Meyer 等^[15]通过微电极检测发现溶解氧、可溶性基质及硝化产物 NO_x^- 在污泥内部的浓度与 SND 过程中 N_2O 的产生直接相关. 但迄今为止,鲜见报道 SND 体系中污泥的聚集状态对 N_2O 释放的影响.

本研究在实现 SND 高效脱氮的基础上,分析了污泥的不同聚集状态对脱氮过程 N_2O 释放特征的影响,该工作的开展对于实现 SND 过程 N_2O 的减量化控制具有重要的意义.

1 材料与方 法

1.1 反应器及运行方式

实验采用自制序批式气升环流反应器,内径为 0.14 m,高为 0.45 m,有效容积 5.3 L,顶空体积 0.5 L. 反应器结构如图 1 所示.

SND 反应过程中所需空气由空气泵经底部曝气头泵入反应器中,当空气流量较低时,采用补入少量 N_2 气的方式,控制反应器内的均匀混合状态. 气路安装转子流量计调节流量,以控制反应器中溶解氧浓度为 $0.5 \sim 0.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 气泵、进水计量泵和出水口电磁阀门都与程序控制器相连,由程序控制器实现精密控制,按如下方式运行:每天循环 4 次,运行一个周期为 360 min,其中进水 5 min,曝气 330 min,沉淀 10 min,排水 5 min,闲置 10 min. 每周期排水 3.8 L,排水后剩余体积 1.5 L. 反应器中温度维持在 30°C ,初始 pH 值为 7.5. 为促进硝化细菌生长,反应器启动初期采用较长泥龄 (SRT 约为 25 d),MLSS 维持在 $3\,500 \sim 3\,700 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

1.2 进水水质及接种污泥

实验采用模拟生活污水进行驯化,成分如下 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$): 葡萄糖 400, NH_4Cl 250, NaHCO_3 310, Na_2CO_3 100, KH_2PO_4 37.5, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 100, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 15, CaCl_2 50, $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 0.1, CoCl_2 0.1, H_3BO_3 0.1. 接种污泥为广州西塱污水处理厂二沉池回流污泥.

1.3 分析方法

1.3.1 气体采样与分析

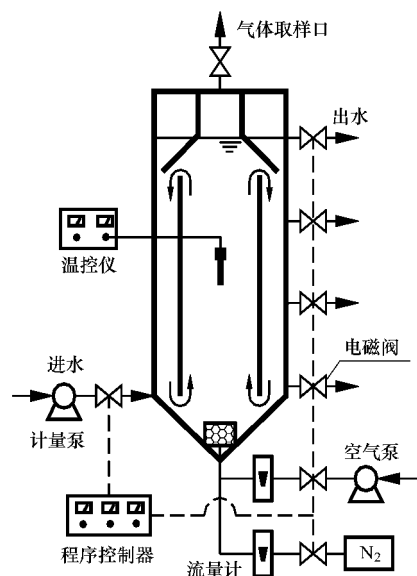


图 1 实验装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of experimental setup

反应器顶部密封,设置一个采气口. 气体通过反应器曝气产生的压力恒压进入注射器内,每 30 min 采样 1 次. N_2O 的分析采用气相色谱法,检测器为含 ^{63}Ni 的电子捕获检测器 (ECD),色谱柱采用 Porapak Q. 色谱柱、进样口和检测器工作温度分别为 45°C 、 130°C 及 280°C ,载气为高纯氮气,流速为 $30 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$. 采用外标法检测 N_2O 浓度, N_2O 标气浓度 99.999%,不同浓度的标准气体采用体积比配制,标准曲线 $R^2 = 0.9991$.

N 为 N_2O 释放速率 ($\text{mg} \cdot \text{min}^{-1}$),采用以下公式计算:

$$N = qcp \quad (1)$$

式中, q 为气体流量 ($\text{m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$); c 为 N_2O 释放含量 ($\mu\text{L} \cdot \text{L}^{-1}$); p 为 N_2O 在 30°C 时的密度.

N_{avg} 为时间加权平均释放速率 ($\text{mg} \cdot \text{min}^{-1}$)^[16],采用以下公式计算:

$$N_{\text{avg}} = \frac{\sum_{k=1}^n [(N_{k-1} + N_k) \Delta t_k]}{2 \sum_{k=1}^n \Delta t_k} \quad (2)$$

式中, n 为采样点; N_k 为该采样点的 N_2O 释放速率 ($\text{mg} \cdot \text{min}^{-1}$); Δt_k 为采样间隔 (min).

Q 为 N_2O 累积释放量 (mg),采用以下公式计算:

$$Q = N_{\text{avg}} \cdot t \quad (3)$$

式中, t 为周期运行时间 (min).

1.3.2 水质分析方法

NH_4^+-N 采用纳氏试剂光度法; NO_2^--N 采用 N -(1-萘基)-乙二胺光度法; NO_3^--N 采用紫外分光光度法; TN 采用过硫酸钾氧化-紫外分光光度法; pH 采用 PHS-3C 精密 pH 计测定; DO 采用 YSI-550A 溶氧仪测定; COD 按标准方法测定^[17].

1.3.3 活性污泥表征方法

采用 NIKON90I 生物显微镜对微生物相进行观察; 污泥粒径采用湿筛分法测量^[18], 所用标准筛孔径分别为 0.2、0.45、0.9 mm; SV 、 SV_{30} 、MLSS 按标准方法测定^[17]. SOUR ^[19,20]、底物消耗速率^[21,22] 根据文献方法测得.

2 结果与讨论

2.1 反应器的启动驯化与 N_2O 的释放特征

将接种污泥按反应器体积比的 25% 投入反应器进行驯化. 采用选择压法^[23] 控制 SND 体系中污泥的聚集状态. 驯化初期, 活性污泥为灰黑色分散絮状污泥. 20 d 后, 从灰黑色变为深褐色, 分散污泥逐渐团聚成聚集体. 30 d 后, 颜色变浅, 出现结构较松散的絮凝体, 外形不规则, 表面不平整. 40 d 后, 絮凝体不断增大, 有细小的金黄色球形颗粒形成, 粒径约 400 μm , 这是颗粒污泥的雏形. 50 d 后, 颗粒污泥成熟, 结构致密, 表面圆滑有光泽, 粒径为 500 ~ 1 000 μm , 沉降性能良好, SV_{30} 约为 18%, SVI 约为 50 $\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}$, 与 Jang 等^[24] 所描述的状态一致.

图 2 给出了反应器启动驯化过程氨氮、总氮、COD 去除率及 SND 效率的变化情况. 其中, SND 效率的计算采用如下公式^[12]:

$$\text{SND}\% = \frac{\Delta\text{TN}}{\Delta\text{NH}_4^+-\text{N}}$$

(4)

式中, SND% 指 SND 效率, ΔTN 指总氮去除量, $\Delta\text{NH}_4^+-\text{N}$ 指氨氮去除量. 由图 2 可知, 自反应器启动后第 118 个周期, 反应器氨氮去除率达 82.61%, 且总氮、COD 去除率和 SND 效率逐渐提高. 至第 178 个周期, SND 效率达到 79.70%, 氨氮和总氮去除率分别为 86.02% 和 60.32%, 此后反应器脱氮效率达到稳定状态, 可认为体系已基本实现 SND.

在实现 SND 生物脱氮的过程中, 监测了反应器 N_2O 的释放情况. 图 3 给出了反应器运行稳定后其中 4 个周期的 N_2O 释放浓度变化情况, 表 1 为相应的氨氮去除率、总氮去除率和 N_2O 累积释放量. 这 4 个周期运行条件相同、脱氮效果相似, 但第 178 个周期的 N_2O 累积释放量明显少于其它 3 个周期, 相差 $\geq 40\%$. 通过对反应器启动驯化开始至稳定运行阶

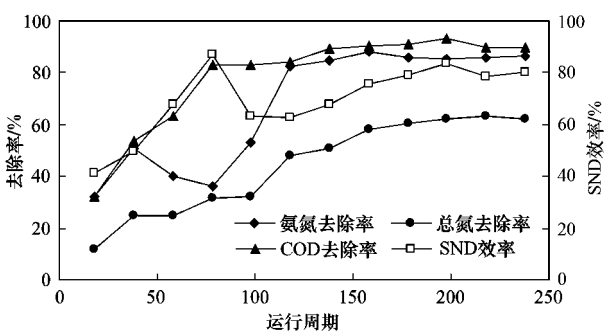


图 2 反应器启动驯化过程的运行效率
Fig.2 Operation efficiency during reactors starting and domestication period

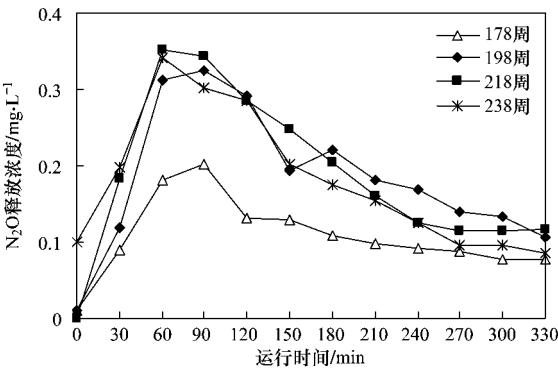


图 3 不同运行周期 N_2O 释放浓度的变化
Fig.3 Variation of N_2O emission concentration under different operation cycles

表 1 不同周期氨氮去除率、总氮去除率及 N_2O 累积释放量的变化
Table 1 Ammonia-nitrogen removal ratio, total nitrogen removal ratio and N_2O accumulated emission amount in different cycles

周期 / 周	氨氮去除率 / %	总氮去除率 / %	N_2O 累积释放量 / mg
178	86.02	60.32	26.08
198	85.38	61.91	45.10
218	85.73	63.47	45.97
238	86.69	62.01	44.42

段污泥聚集状态进行观测, 发现第 178 个周期与其它 3 个周期的主要差异表现在污泥聚集体的结构方面. 前者污泥粒径约 400 μm 左右, 呈金黄色的球状, 颗粒均匀. 后者为典型的成熟好氧颗粒污泥, 粒径介于 500 ~ 1 000 μm 之间. 实验结果表明, 引起不同周期中 N_2O 释放量差异的主要原因与体系内活性污泥的聚集状态直接相关.

2.2 污泥聚集状态与 N_2O 释放

为了探究污泥聚集状态对 N_2O 释放量的影响, 将前述驯化成功后的污泥按粒径进行分级, 并分别装入 3

个结构、大小相同的反应器中进行实验. R1 反应器中的污泥粒径 <0.45 mm; R2 反应器中污泥粒径为 0.45 ~0.9 mm,分布均匀; R3 反应器为粒径 >0.9 mm 的颗粒污泥. 3 个反应器 MLSS 均约3 500 mg·L⁻¹.

利用光学显微镜放大 10 × 10 倍观测驯化污泥的外形及微生物相,如图 4 所示,其中长度标尺单位为 100 μm. 图 4(a) 为 R1 反应器中的絮体污泥 (floc),其结构松散,外形不规则. 图 4(b) 为 R2 反应器中的活性污泥,是絮体污泥向颗粒污泥转化的过渡状态,可认为是颗粒污泥的雏形 (floc-like granular),它形态完整,致密程度适中,污泥粒径约 450 μm. 图 4(c) 为 R3 反应器中的成熟颗粒污泥

(granular),结构致密,表面平整光滑.

3 个反应器稳定运行了 40 个周期,表 2 给出了其中一个周期中 3 个反应器的氨氮去除率、总氮去除率、SND 效率及 N₂O 累计释放量,图 5、图 6 分别为 3 个反应器在该周期内水中氮元素和 N₂O 释放浓度的变化情况. R1 脱氮效果差, N₂O 释放浓度少且没有明显峰值. R2、R3 水中氮元素变化趋势及脱氮效果相似,氨氮去除率、总氮去除率和 SND 效率相差均 <5%. 2 个反应器的 N₂O 释放曲线形状相似,但 R3 的 N₂O 累积释放量大于 R2,相差 32.55%,可见污泥聚集状态会对 SND 过程中 N₂O 的释放产生显著的影响.

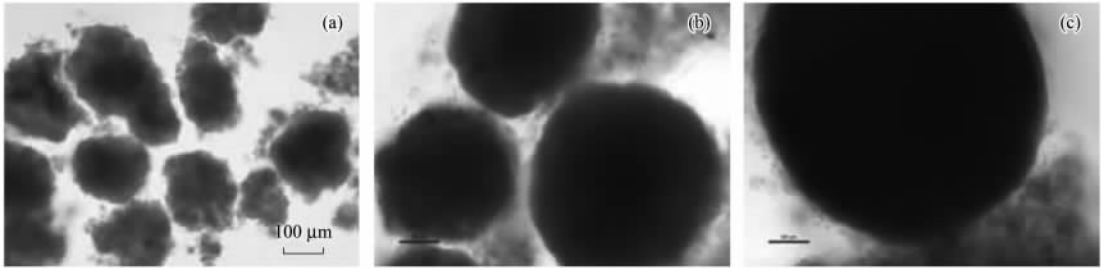


图 4 污泥聚集体形态

Fig.4 Microscopic observation of microbial aggregates

表 2 不同聚集体的氨氮、总氮去除率、SND 效率和 N₂O 累积释放量

Table 2 Ammonia-nitrogen removal ratio, total nitrogen removal ratio, SND efficiency and N₂O accumulated emission amount of different microbial aggregates

反应器	氨氮去除率/%	总氮去除率/%	SND 效率/%	COD 去除率/%	N ₂ O 累积释放量/mg
R1	44.45	33.52	76.93	81.02	4.40
R2	93.84	59.43	71.33	90.79	41.52
R3	98.35	61.42	70.39	90.52	61.56

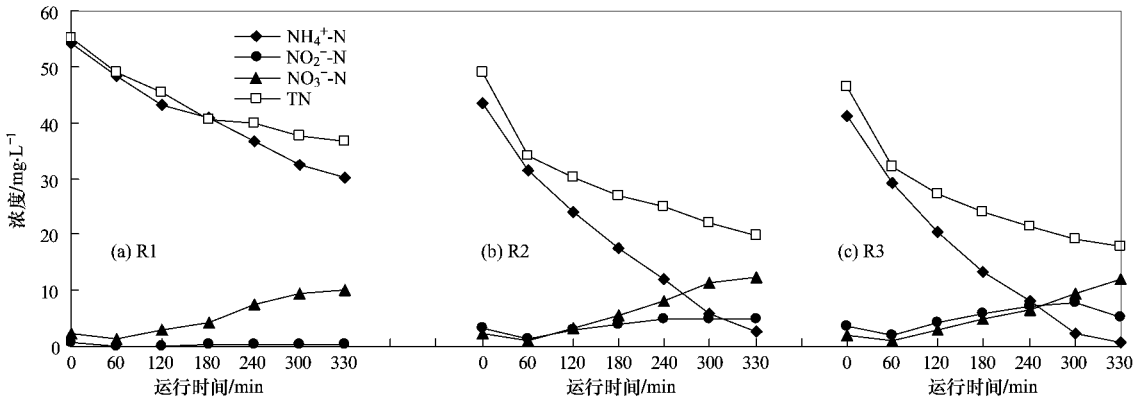


图 5 不同污泥聚集状态对脱氮效果的影响

Fig.5 Effect of different microbial aggregates on nitrogen removal

SND 生物脱氮工艺中 N₂O 的产生主要与各种物质(如 DO、有机物、NO₂⁻ 及 NO₃⁻) 在污泥聚集体中

的浓度有关^[15]. He 等^[14]对 SND 机制的研究表明,污泥颗粒粒径增大会导致物质传递距离增加,而越

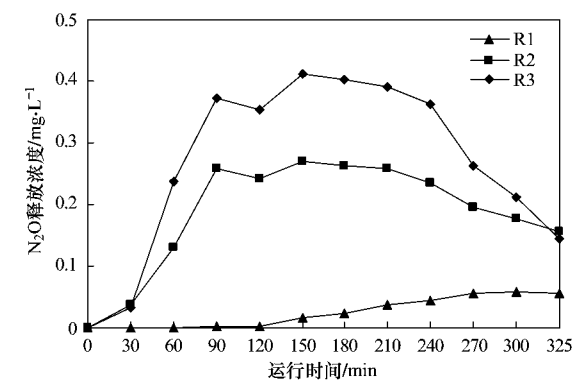


图6 不同污泥聚集状态下N₂O释放规律

Fig.6 N₂O emission of different microbial aggregates

致密的污泥聚集体传质阻力越大,同时它单位体积所含的微生物量多,消耗更多 DO 和基质.成熟的颗粒污泥粒径较大、结构致密,具有较大的传质阻力,一方面可以阻碍 DO 传递使其内部形成缺氧微环境,有利于反硝化反应进行,但另一方面增大了碳源的传质阻力,使反硝化反应电子供体不足,可能导致 N₂O 的释放量上升^[25,26]. 因此,在保证脱氮效果的前提下,维持粒径较小、致密程度适中的污泥聚集体有利于 N₂O 的减量化.

2.3 污泥聚集状态的优化选择

鉴于 SND 体系中不同聚集状态的污泥对脱氮效率及 N₂O 释放会产生显著影响,采用关键酶酶促反应速率测定法来评估不同聚集状态污泥的硝化/反硝化活性,并进行相关的理论分析,以实现基于高脱氮性能及低 N₂O 释放为目标的污泥聚集状态的优化选择.

利用比耗氧呼吸速率 [specific oxygen uptake rate, SOUR, O₂ · (MLSS · t)⁻¹] 来表征颗粒污泥氨单加氧酶 (amonia monooxygenase, AMO) 和亚硝酸盐氧还原酶 (nitrite oxidoreductases, NOR) 的活性,利用底物 NO₃⁻ - N、NO₂⁻ - N 的消耗速率来分别表征硝酸盐还原酶 (nitrate reductase, NAR) 和亚硝酸盐还原酶 (nitrite reductase, NIR) 的活性. 表 3 给出了 2.2 节中 R1 ~ R3 反应器内 3 种污泥聚集体的 SOUR 和 NO₃⁻ - N、NO₂⁻ - N 消耗速率 v [NO₃⁻ - N · (MLSS · t)⁻¹] 测定结果.

实验发现,粒径为 0.45 ~ 0.9 mm 的污泥聚集体其好氧代谢活性和硝化活性均最好,其次是絮体污泥,成熟的颗粒污泥最差,这与 Li 等^[13]的研究结果一致. 粒径越大,DO 传质距离越大,污泥内部的好氧与缺氧区域比值越小,不能满足好氧微生物的

表 3 污泥聚集体粒径对 SOUR 和 NO₃⁻ - N、NO₂⁻ - N 的消耗速率的影响 / mg · (g · min)⁻¹

Table 3 Effects of aggregates diameter on SOUR, NO₃⁻ - N consumption rate and NO₂⁻ - N consumption rate / mg · (g · min)⁻¹

组别	SOUR ¹⁾	SOUR ₁ ²⁾	SOUR ₂ ³⁾	v ₁ ⁴⁾	v ₂ ⁵⁾
第 1 组 (R1)	1.01	0.10	0.58	0.27	0.14
第 2 组 (R2)	1.20	0.17	0.74	0.47	0.22
第 3 组 (R3)	0.78	0.13	0.37	0.23	0.12

1) 表示污泥聚集体的好氧代谢活性; 2) 表示氨氧化细菌的活性; 3) 表示亚硝酸盐氧化细菌的活性; 4) 表示 NO₃⁻ - N 消耗速率; 5) 表示 NO₂⁻ - N 消耗速率

需要,因此成熟的颗粒污泥 SOUR 值最低. 而第 2 组的粒径和致密程度适中,与第 3 组相比形成时间长,硝化细菌活性更强.

对 NO₃⁻ - N 和 NO₂⁻ - N 还原速率的测定出现同样的结果. 虽然 DO 传质距离增大会使污泥内部存在缺氧区而有利于反硝化进行,但也增加了有机碳和 NO_x⁻ 的传质距离,使反硝化底物缺乏而对反硝化产生抑制. 同时,McSwain 等^[27]利用 FISH 技术发现颗粒污泥中心是细菌残骸,指出颗粒污泥粒径增大的过程是其内部细菌不断老化和死亡的过程. 因此,粒径过大导致的传质距离增大不利于反硝化反应. 粒径为 0.45 ~ 0.9 mm 的污泥聚集体粒径适度,能够保证运行时存在缺氧区域,又能保证反硝化底物的传质,有利于反硝化细菌的生长和反硝化的顺利进行,因此第 2 组的 v₁ 和 v₂ 值最高.

通过测定 SOUR 和 NO₃⁻ - N、NO₂⁻ - N 的消耗速率证实了污泥粒径会对硝化和反硝化活性产生影响. 粒径小的污泥聚集体硝化活性强、反硝化活性弱,粒径增大,硝化和反硝化活性均增强,但超过一定范围,硝化和反硝化活性均下降. 因此,在 SND 工艺中,考虑脱氮性能及 N₂O 释放量,得到污泥聚集体的优化粒径范围为 0.45 ~ 0.9 mm.

3 结论

(1) 在脱氮效率稳定的 SND 体系中,不同运行周期 N₂O 的释放量存在显著差异 (释放量差异 ≥ 40%). 造成此差异的主要原因是不同运行周期中体系内活性污泥的聚集状态不同.

(2) 在 SND 生物脱氮体系中,将污泥聚集体的结构控制在粒径较小、致密程度适中的状态,既能保持较高的 SND 效率 (≥ 70%),又能实现 N₂O 的减量化释放.

(3) 在本研究体系中,将污泥聚集体的粒径优

化控制在 0.45 ~ 0.9 mm 范围,能同时得到较高的硝化活性[氨氧化细菌活性为 $0.17 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{min})^{-1}$, 亚硝酸盐氧化细菌活性为 $0.74 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{min})^{-1}$]和反硝化活性 [NO_3^- -N 的消耗速率为 $0.47 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{min})^{-1}$, NO_2^- -N 的消耗速率为 $0.22 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{min})^{-1}$]. 与对照相比,能实现 N_2O 释放的减量化程度达到 32.55%.

参考文献:

- [1] Holman J B, Wareham D G. COD, ammonia and dissolved oxygen time profiles in the simultaneous nitrification/denitrification process [J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2005, **22**(2):125-133.
- [2] 李亚新. 活性污泥法理论与技术[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2007. 304-305.
- [3] 张志, 任洪强, 张蓉蓉, 等. pH 值对好氧颗粒污泥同步硝化反硝化过程的影响[J]. *中国环境科学*, 2005, **25**(6):650-654.
- [4] Meng Q J, Yang F L, Liu L F, *et al.* Effects of COD/N ratio and DO concentration on simultaneous nitrification and denitrification in an airlift internal circulation membrane bioreactor[J]. *Journal of Environmental Science-China*, 2008, **20**(8):933-939.
- [5] Pochana K, Keller J. Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND) [J]. *Water Science and Technology*, 1999, **39**(6):61-68.
- [6] Kampschreur M J, Temmink H, Kleerebezem R, *et al.* Nitrous oxide emission during wastewater treatment[J]. *Water Research*, 2009, **43**(17):4093-4103.
- [7] Noda N, Kaneko N, Mikami M, *et al.* Effects of SRT and DO on N_2O reductase activity in an anoxic-oxic activated sludge system [J]. *Water Science and Technology*, 2003, **48**(11-12):363-370.
- [8] 张静蓉, 王淑莹, 尚会来, 等. 污水短程硝化反硝化和同步硝化反硝化生物脱氮中 N_2O 释放量及控制策略[J]. *环境科学*, 2009, **30**(12):3624-3629.
- [9] Lemaire R, Meyer R, Taske A, *et al.* Identifying causes for N_2O accumulation in a lab-scale sequencing batch reactor performing simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal [J]. *Journal of Biotechnology*, 2006, **122**(1):62-72.
- [10] Zeng R J, Lemaire R, Yuan Z, *et al.* Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in a lab-scale sequencing batch reactor[J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2003, **84**(2):170-178.
- [11] 阮文权, 陈坚. 好氧颗粒污泥同步硝化反硝化脱氮过程中 N_2O 的产生[J]. *无锡轻工大学学报*, 2004, **23**(4):37-40.
- [12] Wang F, Lu S, Wei Y J, *et al.* Characteristics of aerobic granule and nitrogen and phosphorus removal in a SBR[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, **164**(2-3):1223-1227.
- [13] Li J, Garny K, Neu T, *et al.* Comparison of some characteristics of aerobic granules and sludge flocs from sequencing batch reactors[J]. *Water Science and Technology*, 2007, **55**(8-9):403-411.
- [14] He S B, Xue G, Wang B Z. Factors affecting simultaneous nitrification and de-nitrification (SND) and its kinetics model in membrane bioreactor[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, **168**(2-3):704-710.
- [15] Meyer R L, Zeng R J X, Giugliano V, *et al.* Challenges for simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in microbial aggregates: mass transfer limitation and nitrous oxide production [J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2005, **52**(3):329-338.
- [16] Park K Y, Inamori Y, Mizuochi M, *et al.* Emission and control of nitrous oxide from a biological wastewater treatment system with intermittent aeration [J]. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2000, **90**(3):247-252.
- [17] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002. 53-74.
- [18] Laguna A, Ouattara A, Gonzalez R O, *et al.* A simple and low cost technique for determining the granulometry of upflow anaerobic sludge blanket reactor sludge[J]. *Water Science and Technology*, 1999, **40**(8):1-8.
- [19] 王建龙, 吴立波, 齐星, 等. 用氧吸收速率(OUR)表征活性污泥硝化活性的研究[J]. *环境科学学报*, 1999, **19**(3):225-229.
- [20] Madoni P, Davoli D, Guglielmi L. Response of SOUR and AUR to heavy metal contamination in activated sludge [J]. *Water Research*, 1999, **33**(10):2459-2464.
- [21] Magalhaes C, Costa J, Teixeira C, *et al.* Impact of trace metals on denitrification in estuarine sediments of the Douro River estuary, Portugal[J]. *Marine Chemistry*, 2007, **107**(3):332-341.
- [22] 和文祥, 魏燕燕, 蔡少华. 土壤反硝化酶活性测定方法及影响因素研究[J]. *西北农林科技大学学报(自然科学版)*, 2006, **34**(1):121-124.
- [23] Kim S M, Kim S H, Choi H C, *et al.* Enhanced aerobic floc-like granulation and nitrogen removal in a sequencing batch reactor by selection of settling velocity[J]. *Water Science and Technology*, 2004, **50**(6):157-162.
- [24] Jang A, Yoon Y H, Kim I S, *et al.* Characterization and evaluation of aerobic granules in sequencing batch reactor[J]. *Journal of Biotechnology*, 2003, **105**(1-2):71-82.
- [25] Schulthess R, Gujer J M. Release of nitrous oxide(N_2O) from denitrification activated sludge: verification and application of a mathematical model[J]. *Water Research*, 1996, **30**(3):521-530.
- [26] Chung Y C, Chung M S. BNP test to evaluate the influence of C/N ratio on N_2O production in biological denitrification[J]. *Water Science and Technology*, 2000, **42**(3-4):23-27.
- [27] McSwain B S, Irvine R L, Hausner M, *et al.* Composition and distribution of extracellular polymeric substances in aerobic flocs and granular sludge [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2005, **71**(2):1051-1057.