

文章编号:1674-9669(2020)02-0112-07 DOI: 10.13264/j.cnki.ysjskx.2020.02.016

引文格式:刘佛财,罗玲,李丹,等. 稀土矿区低碳氨氮废水短程硝化 SBR 过程研究[J]. 有色金属科学与工程, 2020,11(2):112-118.

稀土矿区低碳氨氮废水短程硝化 SBR 过程研究

刘佛财¹, 罗玲¹, 李丹¹, 钟常明^{1,2}

(1.江西理工大学资源与环境工程学院,江西 赣州 341000;2.江西省矿冶环境污染控制重点实验室,江西 赣州 341000)

摘要:采用 SBR 工艺处理稀土矿区低碳氨氮废水,对活性污泥进行驯化培养并考察了曝气量、曝气时间及碳氮比对短程硝化系统的影响。试验结果表明:温度为 (28 ± 1) ℃、曝气量为 65 L/h,pH 值为 8 的条件下,经过 69 d 的驯化培养后,系统对氨氮的去除率达 92%,亚硝态氮积累率稳定在 90%以上,对短程硝化过程启动前后样品进行高通量测序,结果表明:污泥中微生物种类减少,多样性降低,亚硝化单胞菌属成为优势种群,占比达 11.5%。提高曝气量至 120 L/h 并在此条件下运行 7 d 后,亚硝态氮积累率下降至 82%;维持 C/N 在 3.5~7.6 之间,系统中 NH_4^+-N 的去除率均能稳定在 95%左右, NO_2^--N 积累率也均可达 93%以上;过度曝气会破坏短程硝化系统,过度曝气至第 8 天,亚硝态氮的积累率降至 48.89%。

关键词:SBR 工艺;短程硝化;微生物菌群;曝气量;C/N

中图分类号:X703 **文献标志码:**A

Research on the short-range nitrification SBR process of low carbon ammonia nitrogen wastewater in rare earth mining area

LIU Focai¹, LUO Ling¹, LI Dan¹, ZHONG Changming^{1,2}

(1. School of Resources and Environmental Engineering, Jiangxi University of Science and Technology, Ganzhou 341000, China;

2. Jiangxi Key Laboratory of Mining & Metallurgy Environmental Pollution Control, Ganzhou 341000, China)

Abstract: SBR process was used to treat low-carbon ammonia-nitrogen wastewater from rare earth mining area. Acclimation and cultivation of activated sludge, the effect of aeration volume, aeration time and C/N ratio on short-cut nitrification system were investigated. The experimental results showed that the system had an ammonia nitrogen removal rate of nearly 92%, and annitrite nitrogen accumulation rate of more than 90% at the temperature range of 28 ± 1 °C, with an aeration volume of 65 L/h and a pH of 8, after the sludge was domesticated and cultivated for 69 days. The sludge was detected by high-throughput sequencing before and after it was treated by short-cut nitrification. The analysis results showed that the microbial species in the sludge decreased after the start-up of short-cut nitrification. Nitrosomonas was the dominant species in the sludge, accounting for 11.5% of the total species. When aeration volume was increased to 120 L/h and this condition was kept for 7 days, the nitrite nitrogen accumulation rate decreased to 82%. When C/N ratio was

收稿日期:2019-09-20

基金项目:国家自然科学基金资助项目(21866014)

通信作者:钟常明(1973—),男,博士,副教授,主要从事膜分离技术和水污染控制方面的研究。E-mail:chmzhong666@163.com

kept between 3.5 and 7.6, the removal rate of NH_4^+-N in the system could stay about 95% and the accumulation rate of NO_2^--N was above 93%. Excessive aeration would destroy the short-range nitrification system, and the nitrite nitrogen accumulation rate would drop to 48.89% if excessive aeration last for 8 days.

Keywords: SBR; shortcut nitrification; microbial community; aeration rate; C/N

稀土素有“工业黄金”美誉,在高新技术等新兴领域具有很大的应用价值。中国的稀土资源位于世界前列,我国特有的南方离子型稀土矿储量、产量均位于世界第一位^[1],其大面积分布于我国江西、广东等地。江西赣州被冠于“稀土王国”之称,坐拥全国 30% 以上的离子型稀土资源。正因为离子型稀土矿在各个领域的应用广泛,加速了离子型稀土矿的开采,然而在稀土的开采过程中伴随着严重的环境污染。目前原地浸矿依然用于离子型稀土的开采,浸矿过程中注入大量的硫酸铵,使得开采后的稀土矿区依然有大量的浸矿液残留,残留的浸矿液通过地表径流、雨水冲刷和渗漏等作用污染矿区地表水体,因而产生了大量的低碳氨氮废水,极大地影响了稀土矿区的生态环境。

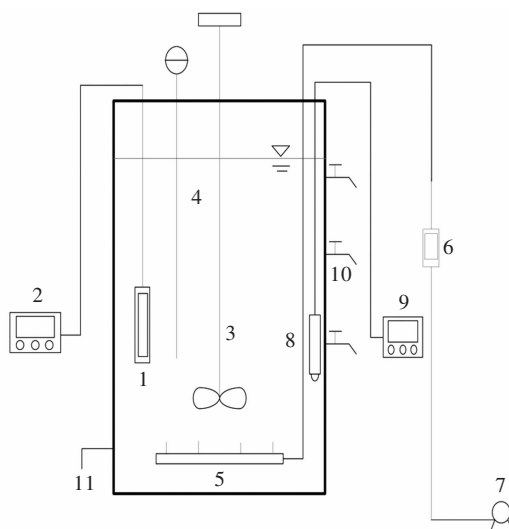
传统生物脱氮技术指出,经过微生物的硝化和反硝化作用氨氮才能被完全去除^[2-5]。其中硝化作用进行氨氧化和亚硝酸盐的氧化;反硝化作用进行硝酸盐和亚硝酸盐的还原^[6-8]。短程硝化反硝化技术作为新型生物脱氮技术,其特点在于通过控制反应条件将硝化反应控制在 NO_2^--N 大量累积的过程,紧接着反硝化细菌经反硝化作用以 NO_2^--N 作为电子受体,将 NO_2^--N 还原为氮气的过程^[9-12]。相较于传统生物脱氮,其优势有:仅需传统生物脱氮供氧量的 75%,反硝化反应所需的碳源(以甲醇计)仅为传统生物脱氮技术的 60%;不需经过亚硝酸盐氧化为硝酸盐的过程;在硝化反应和反硝化反应阶段剩余污泥产量分别减少了 33%~35%、55%^[13-15];降低碱度投加量。因 SBR 工艺在处理低碳氮比废水上的独特优势,已受到国内外众多学者青睐。

短程硝化反硝化技术所具备的独特优势,促使学者们对其过程进行研究,研究结果均表明短程硝化反硝化的难点在于难以保证 NO_2^--N 的大量积累,各种操作因素都会对 NO_2^--N 被进一步氧化成 NO_3^--N 产生一定影响,因此想要将短程硝化反硝化技术成熟地应用于废水处理领域,研究将短程硝化反硝化过程稳定在大量的 NO_2^--N 积累阶段是重点^[16-18]。参照近年来国内外所做一些研究^[19-25], T、DO、pH、FA、SRT 和有害物质等是影响短程硝化的主要因素。本实验以稀土矿区低碳氨氮废水为研究对象,探究曝气量、碳氮比、曝气时间对短程硝化系统的影响,优化短程硝化过程的控制条件,对短程硝化过程的稳定运行具有参考指导意义。

1 装置与方法

1.1 实验装置

试验装置采用自制序批式活性污泥反应器(SBR);装置规格为 250 mm×200 mm×260 mm,液面至反应器顶部为 20 mm,每天定时更换进出水 8 L,通过反应器两侧阀门进行排水和排泥操作,同时具备取样作用,空气泵进行曝气,曝气量由转子流量计手动调节,反应器内置搅拌机,起到缺氧搅拌作用的同时进行泥水混合,恒温电热棒调节温度。装置如图 1 所示。



1. pH 传感器;2.pH 测定仪;3.搅拌机;4.恒温电热棒;5.微孔曝气头;6.转子流量计;7.电磁空气泵;8.DO 传感器;9.DO 测定仪;10.取样口;11.排泥口。

图 1 试验装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of device

1.2 实验方法

1.2.1 实验用水

试验初期,自配稀土矿区低碳氨氮模拟废水进行污泥驯化,污泥驯化完成后,以实际废水为研究对象,对不同操作条件下系统去除污染物的能力进行考察。稀土矿区低碳氨氮模拟废水由 $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$ 提供 C 源、 KH_2PO_4 提供 P 源、 NH_4Cl 提供 N 源,同时添加 Mn^{2+} 、 Co^{2+} 、 Mo^{7+} 、 Na^+ 、 Zn^{2+} 等离子为微生物所需微量元素^[26],试验过程中用 NaHCO_3 调节废水 pH 值至 8 左右。实际废水水质见表 1,自配模拟废水具体成分见表 2,微量元素溶液组成见表 3。

表 1 废水水质主要情况(pH 为无量纲)

Table 1 Main conditions of wastewater quality

水质指标	范围	均值
pH 值	5.45~6.47	5.96
COD /(mg·L ⁻¹)	100~125	112.50
NH ₄ ⁺ -N /(mg·L ⁻¹)	35~45	40.00

表 2 模拟废水组成

Table 2 Table 1 Main conditions of wastewater quality

成分	含量 /(mg·L ⁻¹)
C ₆ H ₁₂ O ₆	190~300
NH ₄ Cl	132~172
K ₂ HPO ₄ ·3H ₂ O	25~40
NaHCO ₃	620
微量元素溶液	1 mL/L

表 3 微量元素溶液组成

Table 3 Conditions of trace element solution

成分	含量 /(mg·L ⁻¹)
MnCl ₂ ·4H ₂ O	200
CoCl ₂ ·6H ₂ O	240
NaMoO ₄ ·2H ₂ O	150
ZnSO ₄ ·7H ₂ O	160
FeCl ₃ ·6H ₂ O	150
NiCl ₂ ·6H ₂ O	200

1.2.2 接种污泥驯化培养

以赣州市白塔污水处理厂二沉池污泥为试验接种污泥,经测定生物活性很好,并且具备良好的沉降性能。试验首先对所取活性污泥进行驯化培养,为期 25 天的全程硝化污泥培养作为污泥驯化过程第 1 步,随后在此基础上,通过将温度设置为(28±1)℃、曝气量为 65 L/h,NaHCO₃ 调节 pH 至 8 的条件下,经 69 d 的驯化周期后,成功驯化出短程硝化反硝化污泥。

1.2.3 分析方法

NH₄⁺-N: 纳氏试剂比色法;NO₂⁻-N:N-I-萘基乙二胺比色法;NO₃⁻-N:紫外分光光度法;COD:快速消解法;DO:Metlller-Told D04100 型在线 DO 监控仪;pH 采用 starter3c 型实验室 pH 计测定。

微生物多样性:采用高通量测序,DNA 提取与纯化:200 g 污泥样品离心 15 min,从底部沉淀物中提取 DNA。二轮 PCR 扩增和纯化操作,PCR 所用引物为 Misep 测序平台 V3-V4 通用引物 341F (CCTACGGGNGGCWGCAG) 和 805R (GACTACHVGGGTATCAATCC)引物,引物 16S 的 PCR 扩增条件为:95℃预变性 30 s,95℃变性 10 s,55℃退火 20 s,72℃延伸 20 s,最后完成 45 个循环,将扩增产物进行电泳,数据软件对荧光 PCR 数据结果进行分析。

2 结果与讨论

2.1 微生物多样性分析

驯化完成时的污泥样品送至上海生工生物工程股份有限公司进行高通量测序分析,其中全程硝化污泥样品对应编号 R₀,短程硝化污泥样品编号对应 R₁,根据单样本的多样性分析结果用于评价菌群丰度以及多样性,具体情况见表 4。

表 4 样品的生物多样性

Table 4 Microbial diversity of different samples

样品	序列数	OTU 数	ACE 指数	Chao 指数	Shannon 指数	Simpson 指数	覆盖度 /%
R ₀	27 441	588	462	469	4.62	0.04	99%
R ₁	38 268	476	312	312	3.67	0.07	99%

通过 OUT 数值分析,一定程度上可以反映系统中微生物菌群的丰富度,OUT 数与 ACE 指数和 Chao 指数密切相关,通常来说 ACE 指数和 Chao 指数越大,表明其物种丰富度越高。此外,Shannon 指数和 Simpson 指数也是评价微生物多样性的指标之一,Shannon 指数与微生物多样性呈现正相关的关系;Simpson 指数则相反,其数值越大说明微生物多样性越低,但其与优势菌种数量呈现正相关关系。

通过表 4 数据可以看出,R₀ 和 R₁ 覆盖度均高达 99%,可以认为此次测序结果能够较为全面地描述 SBR 系统中的微生物群落结构,具备真实性。其中短程硝化污泥样品(R₁)中的 ACE 指数和 Chao 指数相比于全程硝化污泥样品(R₀)略有降低,而 Simpson 指数则有所提高,说明由全程硝化污泥驯化培养转为短程硝化污泥驯化培养过程中,某些微生物无法适应环境,逐渐被淘汰,导致微生物多样性降低。

通过在“门”和“属”水平上对系统中微生物菌种

相对丰度进行分析,以期更直观地反映不同驯化期间 SBR 处理稀土矿区低碳氨氮废水微生物群落结构变化情况,分析结果如图 2、图 3 所示。结果表明,在两个不同驯化阶段,变形菌门(Proteobacteria)、拟杆菌门(Bacteroidetes)、绿弯菌门(Chloroflexi)、放线菌门(Actinobacteria)、厚壁菌门(Firmicutes)和酸杆菌门(Acidobacteria)等共同构成了 SBR 短程硝化系统中微生物群落结构组成,其中变形菌门相对丰度达到了 20.4%~42%,拟杆菌门相对丰度达到了 4%~34.5%,逐渐成为优势菌门。

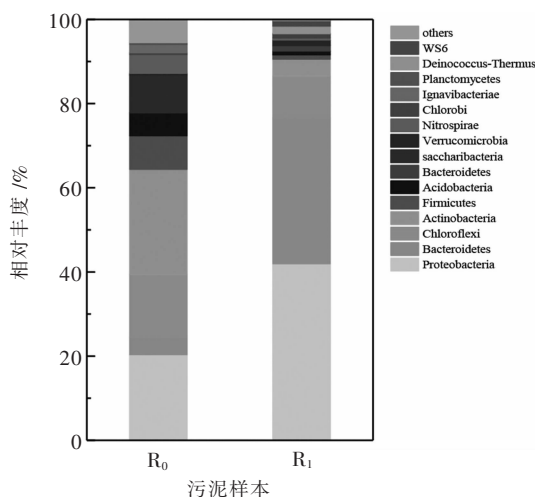


图 2 门水平上微生物群落的相对丰度

Fig. 2 Relative abundance of bacterial community at phylum levels

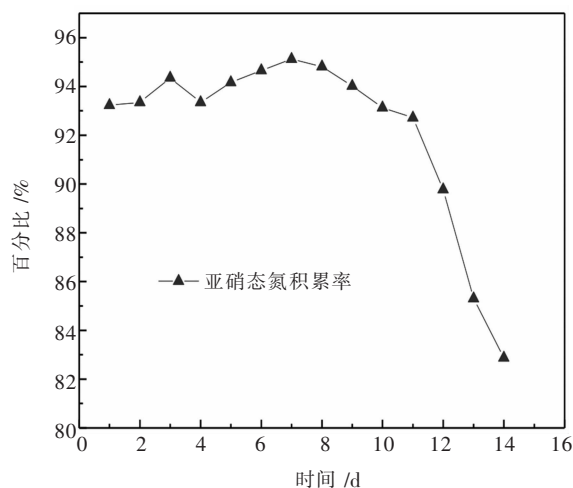


图 3 属水平微生物群落相对丰度

Fig. 3 Relative abundance of bacterial community at genus levels

此外,短程硝化污泥样品(R_1)中被检测出浮霉菌门(Planctomycete)相对丰度为 0.9%,在全球氮循环过程中,浮霉菌门具有一定的促进作用,赵志瑞等^[27]研

究认为,通过浮霉菌门的相对丰度可以预判系统中 DO 值和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度,当两者浓度处于较低水平时,该环境适宜浮霉菌门生长繁殖。通过设定温度为 $(28\pm 1)^\circ\text{C}$ 、曝气量为 65 L/h, pH 值为 8 的操作条件,成功驯化出短程硝化污泥,同时该条件下为浮霉菌门提供了良好的生存环境。硝化螺旋菌门(Nitrospirae)相对丰度为 1.8%,在有关硝化螺旋菌门的研究中发现^[28-29],归属于该门的硝化螺菌属(Nitrospira)在污水处理中起着重要作用,是一类硝酸菌(NO₃⁻),具有很强的硝化能力,能够将亚硝酸盐氧化为硝酸盐。检测结果显示,全程硝化污泥样品中 NOB 相对丰度为 4.5%,经过短程硝化污泥驯化过程,短程硝化污泥样品中 NOB 相对丰度仅为 0.5%,说明通过设置温度为 $(28\pm 1)^\circ\text{C}$ 、曝气量为 65 L/h, pH 为 8 的操作条件下,NOB 无法适应该环境,在竞争中逐步被淘汰。

“属”水平分析结果表明,全程硝化污泥中 norank_p_Saccharibacteria 和分支杆菌(Mycobacterium)是优势菌种,经过短程硝化驯化后,微生物群落结构发生变化,亚硝化单胞菌属(Nitrosomonas)相对丰度由 0.05%增加至 11.5%,亚硝化单胞菌属和亚硝化螺旋菌属是一类 AOB 细菌,具有很强的氨氧化能力,然而在短程硝化污泥样品中并未检测出亚硝化螺旋菌属存在,表明亚硝化单胞菌属逐渐成为 AOB 优势菌种,而亚硝化螺旋菌属遭到淘汰,这与污水处理中 AOB 以亚硝化单胞菌属广泛存在的结论相吻合^[30],从对全程硝化污泥和短程硝化污泥样品进行高通量测序结果表明,经过驯化培养,成功实现了系统中 AOB 的大量富集。

2.2 系统短程硝化性能

在成功驯化培养出短程硝化污泥后,用实际废水进一步启动短程硝化实验,由图 4 可以看出,实际废水并未对系统造成冲击影响,在系统连续运行至第 5 天后,系统对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 具有良好的去除能力,去除率始终维持在 90% 以上,亚硝酸盐积累率在 95% 左右,与此同时出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度稳定维持在 2.07~4.01 mg/L,此时系统具有良好的短程硝化能力。

2.3 曝气量对短程硝化过程的影响

曝气量与溶解氧浓度存在一定关系,通过改变曝气量,进而改变溶解氧浓度。试验通过设置不同曝气量条件,以氮浓度变化趋势反映短程硝化进程在此过程中的变化情况。在维持其他条件不变的情况下,于一个反应器内分别进行曝气量为 90 L/h 和 120 L/h 的单因素条件实验,试验分别运行了 15 d,运行工况如下:进水 15 min→好氧曝气 300 min 以内→静置沉淀 1 h→排水 15 min→周期循环。

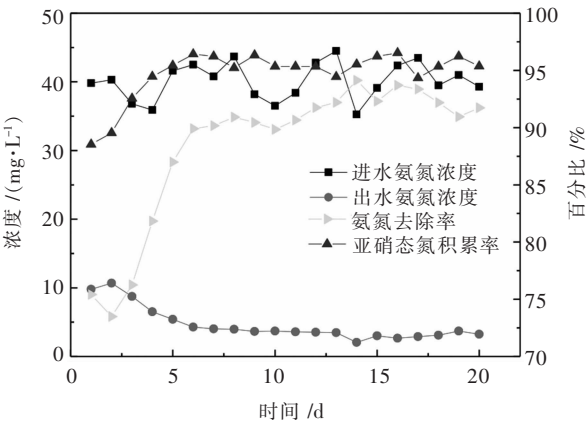


图 4 短程硝化启动后反应器性能

Fig. 4 Reactor performance after short-cut nitrification

图 5 所列数据可以发现,在曝气量为 90 L/h 条件下,系统运行至第 7 天时,此时可认为系统已处于稳定运行状态,对该运行状态下的系统短程硝化性能进行考察,结果表明 210 min 为转折点,反应至 210 min 的过程中系统内 NO_2^- -N 浓度持续上升,此后 NO_2^- -N 浓度开始下降,取而代之的是 NO_3^- -N 浓度开始升高;实验进行到第 8 天时,考察曝气量为 120 L/h 时系统短程硝化进程,转折点较 90 L/h 时提前出现,在 180 min 时 NO_2^- -N 浓度达到最大值。并且可以发现两种不同曝气量运行期间,曝气量更大时, NO_2^- -N 浓度增长速率更快,由此可以得出短程硝化进程的加快可以通过在一定范围内提高曝气量来实现。180 min 后 NO_2^- -N 浓度和 NO_3^- -N 浓度呈现与 90 L/h 曝气量时相同变化趋势。

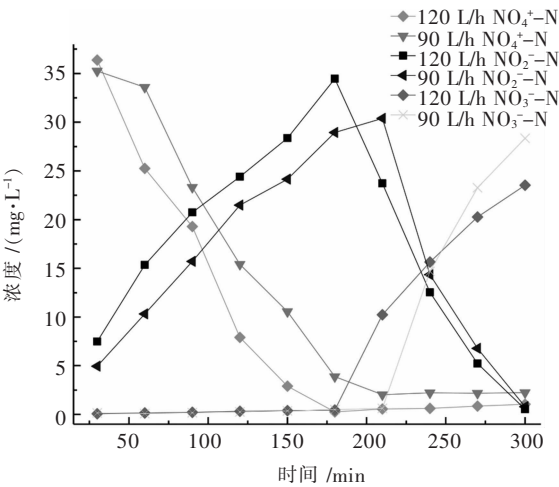


图 5 不同的曝气量下氮浓度变化趋势

Fig. 5 Trend of N concentration under different aeration rates

综上所述,曝气量是 SBR 短程硝化过程稳定实现的重要影响因素,为此通过固定其他因素不变,在 90、120 L/h 曝气量条件下系统各运行 7 天,深入研究

曝气量在其中所产生的影响。由图 6 实验结果可知,90 L/h 曝气量条件下,系统内 NO_2^- -N 积累率随运行时间增加呈现缓慢上升趋势,并且始终维持在较高水平,硝化类型为短程硝化;实验至第 8 天将曝气量调至 120 L/h,第 8 天至第 11 天系统内 NO_2^- -N 积累率呈现缓慢下降趋势;系统运行至第 14 天, NO_2^- -N 积累率降至 82%,说明过高的曝气量会破坏短程硝化系统的稳定性,系统内硝化类型发生转变。因此,想要获得稳定的短程硝化过程,曝气量的严格控制是重要举措之一。

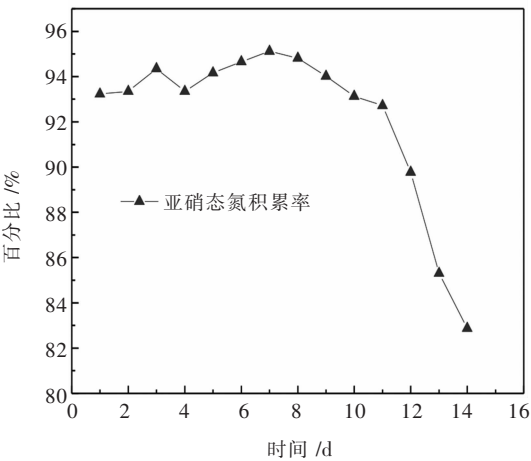


图 6 高曝气量条件下长期运行系统中 NO_2^- -N 积累率
Fig. 6 Accumulation rate of NO_2^- -N in long-term operating system under high aeration conditions

2.4 C/N 对短程硝化的影响

试验考察了在不同 C/N(浓度比,C/N=5、5.6、7.4)条件下,系统短程硝化过程变化情况,在此基础上考察了短程硝化进程在持续的高 C/N 的环境下的变化情况,具体运行工况见表 5。

表 5 不同 C/N 系统运行工况				
Table 5 System operating conditions under different C/N				
运行工况	COD /(mg·L ⁻¹)	氨氮 /(mg·L ⁻¹)	C/N	C/N 均值
工况 A ₁	135~140	35~45	3.0~4.0	3.5
工况 A ₂	190~240	35~45	4.2~6.9	5.7
工况 A ₃	280~300	35~45	6.2~8.7	7.4

图 7 所示数据显示,3 种不同 C/N 条件下,系统内 NO_2^- -N 积累率均呈现出相同变化趋势。运行条件为 C/N=3.5、C/N=5.6 和 C/N=7.4 时,三者对应的 NO_2^- -N 积累率最高值分别为 97.37%、98.07%和当 98.15%,随着反应的进行, NO_2^- -N 积累率达到最高值后均开始下降,相比于其他两种 C/N 条件,当 C/N=

7.4 时,最先出现 NO_2^- -N 积累率的下降过程。分析反应后期 NO_2^- -N 积累率降低的原因可能是:一是由于反应器存在曝气盲区,存在一定空间的缺氧区域,缺氧环境下有利于反硝化进行,导致 NO_2^- -N 浓度下降;二是由于持续的曝气使部分 NO_2^- -N 被氧化成 NO_3^- -N,但总体而言系统仍处于较低 DO 环境下,在此环境下 NO_2^- -N 被氧化成 NO_3^- -N 的量非常有限,因此仍能获得 NO_2^- -N 的大量积累。至反应结束时,3 种 C/N 下系统 NO_2^- -N 积累率仍维持在较高水平,分析认为 C/N 不是影响 NO_2^- -N 积累的影响因素。由图 8 可知,继续让系统在高 C/N(C/N=7.4)环境下运行 15 d, NO_2^- -N 积累率随时间而下降。分析其原因是可能由于反应初期,底物充足,加快了异养菌降解氨氮过程,同时在曝气时间不变情况下导致 DO 值过高,NOB 受到抑制, NO_2^- -N 积累率出现下降。

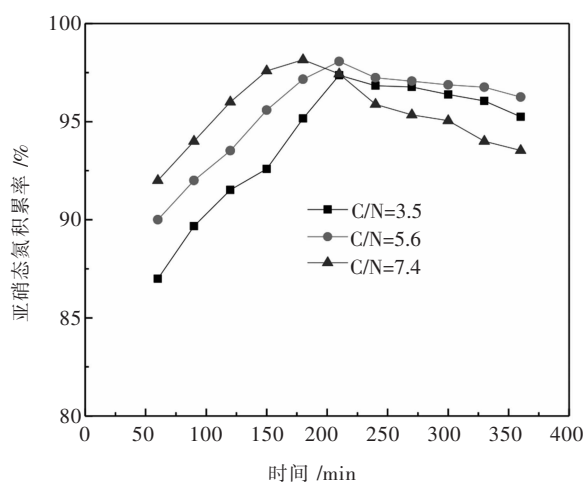


图 7 不同 C/N 条件下 NO_2^- -N 积累率的变化趋势

Fig. 7 Accumulation rate of NO_2^- -N under different C/N

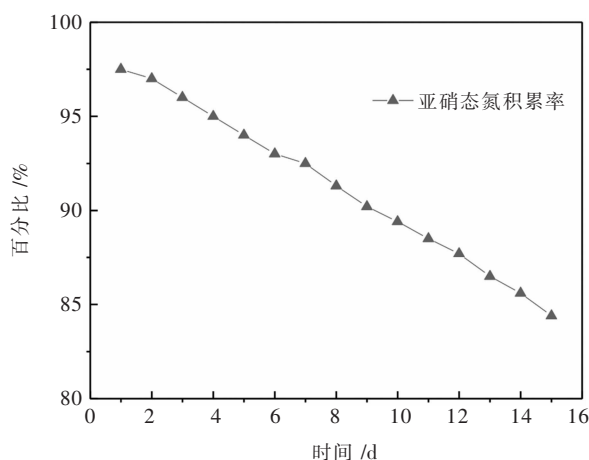


图 8 高 C/N 下 NO_2^- -N 积累率的变化趋势

Fig. 8 Accumulation rate of NO_2^- -N under high C/N

2.5 固定曝气时间对短程硝化的影响

文献[31]表明,短程硝化过程可以通过人为的实时控制实现,本节考察了固定曝气时长对短程硝化过程的影响,通过时间继电器固定控制曝气时长,结合前文,为保证硝化反应进行完全,将曝气时长设置为 330 min,其余操作条件不变,系统连续运行 8 d,结果如图 9。

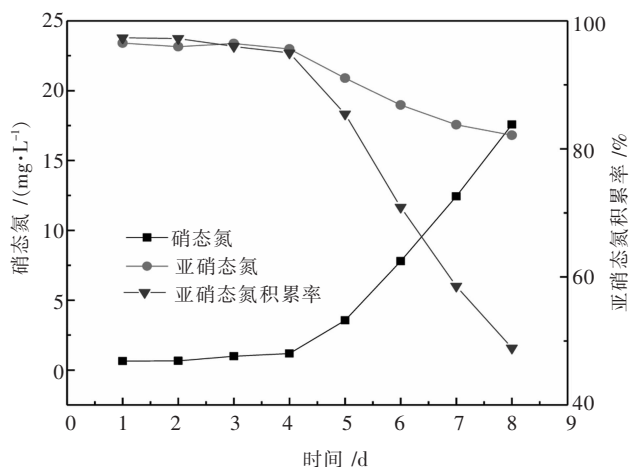


图 9 定时曝气后系统中 NO_2^- -N 积累率变化曲线

Fig. 9 Accumulation rate of NO_2^- -N after certain aeration

根据图 9 可以看出, NO_2^- -N 浓度变化呈现下降趋势, NO_3^- -N 浓度变化则相反,并且前 4 天 NO_2^- -N 浓度下降趋势和 NO_3^- -N 浓度上升趋势并不明显,第 5 天后 NO_2^- -N 浓度加速下降, NO_3^- -N 浓度大幅升高。直至第 8 天时 NO_2^- -N 积累率仅为 48.89%,表明此时系统短程硝化性能受到抑制。依照此趋势可以预见,系统持续在 330 min 的曝气时长条件下运行,短程硝化过程将被全程硝化所取代。分析认为,反应初期在溶解氧充足的条件下,系统中存在小部分 NOB 充分利用多余的 DO,该环境适于 NOB 的生长, NO_2^- -N 作为短程硝化反应的产物,在 NOB 的作用下逐渐向 NO_3^- -N 转化。通过实时控制曝气时长来保证短程硝化过程稳定运行,在此过程中不仅能获得 NO_2^- -N 的大量积累,成本的节约也是经济效益的体现。

3 结 论

1) 在用模拟废水对活性污泥进行驯化培养后,以实际稀土矿区低碳氨氮废水为研究对象,考察了系统短程硝化反硝化性能,结果表明:实际废水未对系统造成冲击影响, NH_4^+ -N 去除率仍可达 90% 以上,亚硝酸盐积累率在 95% 左右,出水 NH_4^+ -N 浓度稳定维持在 2.07~4.01 mg/L。

2) 短时间内系统短程硝化过程的稳定性不受曝

气量提高的影响。90 L/h 的曝气量条件下,系统在仍具有较好的短程硝化性能;曝气量提高至 120 L/h, NO_2^- -N 的积累率降至 82%左右,全程硝化逐渐取代短程硝化,硝化类型发生转化。

3)当 C/N 在 3.5~7.4 时,系统内 NO_2^- -N 积累率仍处于较高水平,提高 C/N 在短时间内不会对短程硝化过程产生明显影响。但长时间的高 C/N 环境会使系统内 NO_2^- -N 积累率降低,一定程度上破坏了短程硝化稳定性和污泥性能。短程硝化反硝化过程在低 C/N 环境下更加稳定。

4)曝气时长会影响短程硝化过程,系统中多余的 DO 被 NOB 利用,NOB 生长迅速,短程硝化逐渐被全程硝化取代。通过实时控制曝气时长有助于短程硝化过程的稳定,在一定程度上也能达到节约成本的目的。

参考文献:

- [1] 池汝安,田君.风化壳淋积型稀土矿评述[J].中国稀土学报,2007,25(6):641-650.
- [2] FARAZAKI M, GIKAS P. Nitrification-denitrification of municipal wastewater without recirculation, using encapsulated microorganisms[J]. Journal of Environmental Management, 2019, 242:258-265.
- [3] 娄宏伟,雷鑫,陈元彩.生物脱氮的研究进展[J].工业水处理,2019,39(5): 1-4.
- [4] 曾青云,薛丽燕,曾繁钢,等. 氨氮废水处理技术的研究现状[J].有色金属科学与工程,2018,9(4):83-88.
- [5] 杨成荫,陈杨,欧阳坤.氨氮废水处理技术的研究现状及展望[J].工业水处理,2018,38(3):1-5.
- [6] XIA X, LIU T, YANG Z, et al. Enhanced nitrogen loss from rivers through coupled nitrification-denitrification caused by suspended sediment[J]. Science of The Total Environment, 2017, 579:47-59.
- [7] DONG W, WANG G, YANG F, et al. Treatment of municipal sewage with low carbon-to-nitrogen ratio via simultaneous partial nitrification, anaerobic ammonia oxidation, and denitrification (SNAD) in a non-woven rotating biological contactor[J]. Chemosphere, 2018, 208:854-861.
- [8] 李博洋,王少坡,李权.一段式短程硝化-厌氧氨氧化生物脱氮技术与工艺[J].环境工程,2017,35(4):15-19.
- [9] CUI H, ZHANG L, ZHANG Q, et al. Stable partial nitrification of domestic sewage achieved through activated sludge on exposure to nitrite[J]. Bioresource Technology, 2019, 278:435-439.
- [10] HOU J, XIA L, MA T, et al. Achieving short-cut nitrification and denitrification in modified intermittently aerated constructed wetland[J]. Bioresource Technology, 2017, 232(Complete):10-17.
- [11] GAO D W, PENG Y Z, LI B, et al. Shortcut nitrification-denitrification by real-time control strategies[J]. Bioresource Technology, 2009, 100(7): 2298-2300.
- [12] ZHAO L, WANG X X, LI X Y, et al. Combining partial nitrification and post endogenous denitrification in an EBPR system for deep-level nutrient removal from low carbon/nitrogen (C/N) domestic wastewater[J]. Chemosphere, 2018, 210: 19-28.
- [13] YAN L, LIU S, LIU Q, et al. Improved performance of simultaneous nitrification and denitrification via nitrite in an oxygen-limited SBR by alternating the DO[J]. Bioresource Technology, 2019, 275: 153-162.
- [14] 袁林江,彭党聪,王志盈.短程硝化-反硝化脱氮[J].中国给水排水, 2000, 16(2): 29-31.
- [15] 白彩华,李亚新.短程硝化反硝化生物脱氮[J].科技情报开发与经济, 2005, 15(12): 132-133.
- [16] 刘安迪,赵凯亮,刘宏,等.不同控制策略下短程硝化启动及运行工况优化[J].环境科学,2019,28(5):55-62.
- [17] JARAMILLO F, ORCHARD M, MUNOZ C, et al. Advanced strategies to improve nitrification process in sequencinbatch reactors-A review [J]. Journal of Environmental Management, 2018,218:154-164.
- [18] 孟婷,杨宏.活性污泥快速实现短程硝化及稳定高效运行[J]. 中国给水排水,2017,33(15):1-5.
- [19] BERNET N. Nitrification at low oxygen concentrate ion in biofilm reactor[J]. Environ Engrg, 2001, 127(3): 266-271.
- [20] ZHANG T, WANG B, LI X, et al. Achieving partial nitrification in a continuous post-denitrification reactor treating low C/N sewage[J]. Chemical Engineering Journal, 2017:S1385894717316959.
- [21] 白彩华,李亚新.短程硝化反硝化生物脱氮[J].科技情报开发与经济, 2005, 15(12): 132-133.
- [22] 陈清艳,胡群义.亚硝酸氮积累的影响因素[J].安徽化工, 2003, 29(5): 38-39.
- [23] WANG Q, LIU Y, JIANG G, et al. Side-stream sludge treatment using free nitrous acid selectively eliminates nitrite oxidizing bacteria and achieves the nitrite pathway [J]. Water Res,2014,55(3):245-255.
- [24] WANG D B, HUANG Y X, XU Q X, et al. Free ammonia aids ultrasound pretreatment to enhance short-chain fatty acids production from waste activated sludge[J]. Bioresource Technology, 2019,275: 163-171.
- [25] CIUDAD G, RUBILAR O, MUNOZ P, et al. Partial nitrification of high ammonia concentration wastewater as a part of a shortcut biological nitrogen removal process[J]. Process Biochem,2005,40(5):1715-1719.
- [26] 江钧.膜生物反应器(SMBR)处理含重金属铜锌废水的效果及机理研究[D].济南:山东大学,2014.
- [27] 赵志瑞,马斌,张树军,等.高氨氮废水与城市生活污水短程硝化系统菌群比较[J].环境科学,2013,34(4):1448-1456.
- [28] PARK H D, NOGUERA D R. Nitrospira community composition in nitrifying reactors operated with two different dissolved oxygen levels[J]. Journal of Microbiology and Biotechnology,2018,18(8): 1470-1474.
- [29] BURRELL P, KELLER J, BLACKALL L L. Characterisation of the bacterial consortium involved in nitrite oxidation in activated sludge[J]. Water Science and Technology,1999,39(6):45-52.
- [30] HILL V R, KAHLER A M, JOTHIKUMAR N, et al. Multistate evaluation of an ultrafiltration-based procedure for simultaneous recovery of enteric microbes in 100-liter tap water samples[J]. Applied and Environmental Microbiology,2007,73(13):4218-4225.
- [31] 郭建华,彭永臻,黄慧,等.好氧曝气时间实时控制实现短程硝化[J].清华大学学报,2009,49(12):1997-2000.