DOI:10.7524/j.issn.0254-6108.2014.05.001

不同碳氮比(C/N)条件下驯化微生物的反硝化特性*

孙洪伟1** 郭 英1,2 尤永军1 宋相蕊1 孟庆龙1 郝火凡1

(1. 兰州交通大学环境与市政工程学院, 兰州, 730070; 2. 内蒙古自治区水利水电勘测设计院, 呼和浩特, 010020)

摘 要为了研究不同 C/N 条件下驯化的微生物的反硝化特性,采用 SBR 反应器在 4 种 C/N 比(0、5、10、15)条件下对微生物进行驯化.在此基础上,通过批次试验分别考察以 NO₂⁻-N、NO₃⁻-N 及 NO₃⁻-N+NO₂⁻-N 作为电子受体时,驯化的微生物的反硝化特性.试验结果表明,对于 4 种 C/N 比条件下驯化后的微生物,NO₂⁻-N 和 NO₃⁻-N 两种电子受体均可以被完全还原,但还原速率差异明显.当以 NO₂⁻-N 为电子受体时,4 种 C/N 条件下驯化的微生物的还原速率分别为:0.67、1.10、1.66、0.24 mgN·L⁻¹·min⁻¹.当以 NO₃⁻-N 为电子受体时,随着 C/N 的增加,4 种 C/N 条件下驯化的微生物的还原速率逐渐增大,分别为:0.31、0.61、0.82 mgN·L⁻¹·min⁻¹和 1.01 mgN·L⁻¹·min⁻¹. 然 而以 NO₃⁻-N 为电子受体时,在 C/N 为 0 和 5 条件下驯化的微生物还原 NO₂⁻-N 的速率高于还原 NO₃⁻-N 的速率, 而在 C/N 为 10 和 15 条件下却相反.此外,在初始 NO_x⁻-N 浓度及 pH 值相同条件下, NO₂⁻-N 单独还原 过程引起的 pH 增量高于 NO₃⁻-N 单独还原过程, 而较低 C/N 条件下驯化的微生物同步还原 NO₃⁻-N 和 NO₂⁻-N 时,系统内 pH 的增量较高.

关键词 C/N,反硝化,还原速率.

Denitrification characteristic of microbial population tamed at different C/N ratios

SUN Hongwei^{1**} GUO Ying^{1,2} YOU Yongjun¹ SONG Xiangrui¹ MENG Qinglong¹ HAO Huofan¹

(1. School of Environmental and Municipal Engineering, Lanzhou Jiaotong University, Lanzhou, 730070, China;

2. Inner Mongolia Water Resources and Hydropower Survey and Design Institute, Hohhot, 010020, China)

Abstract: In order to investigate the denitrification characteristic of microbial population tamed with different C/N ratios, microbial population was tamed in sequencing batch reactor (SBRs) with C/N ratios of 0, 5, 10 and 15, respectively, and then the denitrification capability of the tamed microbial population was investigated. The effects of different electron acceptors (nitrite, nitrate, nitrite + nitrate) on the reduction capability of tamed microbial population were studied using batch tests. Results showed that both nitrite and nitrate were reduced by the tamed microbial population, but a significant difference in denitrification rate was observed. When nitrite was used as an electron acceptor, the nitrite reduction rates were 0.67, 1.10, 1.66 and 0.24 mgN·L⁻¹·min⁻¹, respectively, for the tamed microbial population with four C/N ratios. The nitrate reduction rates were 0.31, 0.61, 0.82 and 1.01 mgN·L⁻¹·min⁻¹, respectively, using nitrate as an electron acceptor. When nitrite and nitrate co-existed in the system, nitrite reduction rate was higher than those of nitrate for the tamed microbial population with C/N ratios of 0 and 5, while nitrite reduction rate was lower for the tamed microbial population with C/N ratios of 10 and 15. It was also found that pH increased more in nitrite

²⁰¹³年3月6日收稿.

^{*}国家自然科学基金项目(51168028);甘肃省省青年基金计划项目(1107RJYA279);兰州交通大学大学生创新计划项目(201078) 资助.

^{**} 通讯联系人,Tel:13919809946;E-mail:shw@emails.bjut.edu.cn

reduction than in nitrate reduction. Significant increase of pH was obtained in co-existing system of nitrite and nitrate for tamed microbial population with C/N ratios of 0 and 5.

Keywords: C/N, denitrification, reduction rate.

传统生物脱氮反硝化过程是指反硝化菌在缺氧条件下,以有机物为电子供体,将硝态氮还原为氮气的生化反应过程.C/N 是反硝化过程的重要影响因素之一,其影响机理可描述为:反硝化菌为异养兼性 厌氧菌,当氧受限制时,以硝酸盐和亚硝酸盐中的 N⁵⁺和 N³⁺作为能量代谢中的电子受体被还原,O²⁻作为 受氢体生成 H₂O 和碱度,有机物作为碳源及电子供体提供能量.此外,目前大量研究表明某些反硝化菌 可在好氧条件下,利用其体内存在的好氧反硝化酶系,直接将硝态氮或亚硝态氮还原为氮气,从而实现 脱氮的目的.对于传统生物脱氮理论,将 1 g NO₃⁻N 还原为 N₂需要碳源有机物(以 BOD₅表示)2.86 g,但 实际上需求量高于此值^[1-2].一般认为,进水 C/N<5 时,反硝化碳源不足,脱氮效率差.Harremoes^[3]研究 表明生物脱氮所必需的进水 C/N 为 7.1,而 Choi 等^[4]认为,C/N>10 时方可保证氮去除率达到 90% 以上.

另外,进水 C/N 直接影响自养型和异养微生物的生长竞争^[5],从而影响活性污泥系统中各菌群的数量.由于大多数反硝化菌为异养型微生物,因此较高进水 C/N 条件应有利于系统中异养菌的生长,进而有利于系统的反硝化.较多研究^[6-9]表明,随着进水 C/N 的升高,系统的反硝化效率提高. Dhiriti 和 Fontenot 等发现进水 C/N 为 10 时,系统反硝化效果最佳^[10-11].

本试验采用 SBR 反应器,研究了 4 种碳氮比(C/N=0、5、10、15)条件下驯化的微生物的反硝化特性.主要考察分别以硝态氮(NO₃⁻N)、亚硝态氮(NO₂⁻N)及 NO₃⁻N+NO₂⁻N 为电子受体 3 种条件下,微生物的反硝化特性,并分析了反硝化过程 pH 的变化规律.

1 材料与方法

1.1 试验装置及运行条件

SBR 反应器由有机玻璃制成,有效容积为5L.接种污泥取自兰州市七里河安宁区污水处理厂氧化 沟好氧段.人工配制污水,水质构成情况:乙醇(根据 C/N 比而定),NH₄Cl(76 mg·L⁻¹),KH₂PO₄ (40 mg·L⁻¹),MgSO₄·7H₂O(20 mg·L⁻¹),CaCl₂·2H₂O(10 mg·L⁻¹),NaHCO₃(400 mg·L⁻¹),ZnSO₄·7H₂O (0.12 mg·L⁻¹),H₃BO₃(0.15 mg·L⁻¹),CuSO₄·5H₂O(0.03 mg·L⁻¹),KI(0.18 mg·L⁻¹),MnCl₂·4H₂O (0.12 mg·L⁻¹),CoCl₂·6H₂O(0.15 mg·L⁻¹),EDTA (10 mg·L⁻¹),FeCl₃·6H₂O(1.5 mg·L⁻¹),pH 值为7.5.

在污泥驯化阶段,采用4个SBR反应器平行运行,其C/N分别设定为0、5、10和15.运行模式:瞬时进水,曝气反应(去除有机物,硝化),缺氧搅拌(投加乙醇为反硝化碳源),静止沉淀(30min),排水(15min).运行控制参数为:溶解氧(DO):2.5—3.0mg·L⁻¹,污泥龄(SRT):14d,污泥浓度(MLSS):2500mg·L⁻¹,水温:18—20℃.硝化、反硝化时间采用 DO和 pH 值实时控制^[12].需要指出的是,在SBR 每周期进水前曝气 10min,去除上周期反硝化阶段残余碳源.

1.2 批次试验

本试验考察了分别以 NO₃⁻-N、NO₂⁻-N 和 NO₃⁻-N+NO₂⁻-N 为电子受体条件下,微生物的反硝化特性.取 4 种 C/N 条件下驯化成熟的活性污泥(分别以 S₀、S₅、S₁₀和 S₁₅表示),分装入 4 个有效容积为 2 L 的批次 试验反应器,进行静态试验.采用 NaNO₂和 KNO₃分别配制 10 g·L⁻¹的 NO₂⁻-N 和 NO₃⁻-N 溶液.反应初始条 件:NO_x⁻-N 浓度为 10 mg·L⁻¹, pH 值为 7.0,乙醇作为反硝化碳源,COD/NO_x⁻-N 控制在 5—6.反硝化过程 中定时检测混合液的 NO₃⁻-N 和 NO₂⁻-N 浓度,并在线监测 pH.

1.3 水质分析方法

COD、NH⁴₄-N、NO⁵₃-N、NO⁵₂-N、MLSS 及 MLVSS 均采用标准方法测定^[13], pH 采用 PHS-25 型 pH 计测 定, DO 和温度采用 JPSJ-605 型溶解氧仪测定.

2 结果与讨论

2.1 污泥驯化阶段 SBR 的脱氮性能

表1为污泥驯化阶段,4种C/N(0、5、10、15)条件下SBR反应器(R₁、R₂、R₃、R₄)的脱氮性能.随着C/N 增大,COD及TN去除率逐渐升高,但NH₄⁺-N去除率始终维持在99%以上,并未受C/N 增大的影响.对于SBR反应速率,COD去除速率随C/N 增大而增加,NH₄⁺-N 硝化速率(NR)几乎稳定,略微增加. 而反硝化速率(DNR)差异明显,呈现出先增加,后降低的趋势,大小关系为DNR_{R4}<DNR_{R1}<DNR_{R2}<DNR_{R3}.此外,C/N对硝化结束时的NO_x⁻-N浓度具有影响,NO_x⁻-N浓度随C/N 增大逐渐降低.出现上述现象的主要原因有两方面:首先,本试验中COD主要为易降解有机物(乙醇),而且硝化过程中DO和曝气时间充足;其次,C/N 越高,同步硝化反硝化作用越明显.对于4种C/N条件下污泥性质,从表1可见,R₃中活性污泥的污泥容积指数(SVI)值最低,沉降性能最好.R₁的SVI值最高,表明进水C/N对污泥沉降性能有一定影响.进水C/N 也会影响活性污泥系统中活性微生物比例,4种条件下的f(VSS/MLSS)值关系为 $f_{R1} < f_{R2} = f_{R3} < f_{R4}$,这是由于C/N 越高,微生物生长所需的碳源越充足,所以系统中活性微生物比例随着C/N 的升高而增大.

Table 1 The nitrogen removal performance of SBR with different C/N ratios during the sludge acclimation period						
项目	参数	反应器				
		$R_1(C/N=0)$	$R_2(C/N=5)$	$R_3(C/N=10)$	$R_4(C/N=15)$	
去除率/%	COD		65.4±10.8	83.3±7.2	87.0±3.7	
	NH_4^+ -N	99.9±0.1	99.5±0.8	99.9±0.1	99.8±0.4	
	TN	16.2 ± 8.0	31.8±6.9	47.8±6.8	60.8±6.6	
反应速率/ (kg·m ⁻³ ·d ⁻¹)	COD		0.84±0.3	1.55 ± 0.2	2.68±0.4	
	NR	0.14 ± 0.02	0.16 ± 0.02	0.17 ± 0.02	0.18 ± 0.02	
	DNR	0.39 ± 0.04	0.56 ± 0.18	0.72 ± 0.38	0.32 ± 0.09	
$NO^{-} N/(m_{\rm H} I^{-1})$	NO_3^N	13.1±0.8	9.9±1.0	7.9±1.0	5.6±1.1	
$NO_x - N/(mg \cdot L)$	NO_2^N	5.6±0.7	4.4±0.8	3.0±0.8	2.0±0.6	
沄泥 枕 盾	$SVI/(mL \cdot g^{-1})$	61.5±6.0	52.7±3.2	51.6±3.4	52.8±3.7	
行化住灰	f(VSS/MLSS)	0.61 ± 0.02	0.65 ± 0.01	0.65 ± 0.03	0.68 ± 0.05	

表1 污泥驯化阶段 SBR 反应器的脱氮性能

注:表中数值为平均值±标准偏差;污泥性质计算中,样品测试个数 n 为 8,其他指标计算中,样品数 n 均为 15.

2.2 以 NO₂-N 为电子受体时微生物的反硝化特性

图 1 为以 NO₂⁻-N 为电子受体时, NO₂⁻N 还原过程及 pH 的变化规律.在有机碳源充足条件下, NO₂⁻-N 能够被微生物迅速还原, 且维持相对较高的还原速率(表 2).4 种 C/N 条件驯化的微生物还原 NO₂⁻-N 的时间分别为 15, 9, 6 min 和 40 min, 其还原速率大小关系为: $r_{NO_2,S10} > r_{NO_2,S10} > r_{NO_2,S15}$, 且还原速率的关系为: $r_{NO_2,S10} = 1.5r_{NO_2,S5} = 2.5r_{NO_2,S0} = 6.9r_{NO_2,S15}$.也就是说, S_{10} 还原 NO₂⁻-N 速率最快, 而 S_{15} 最慢.这充分表明 C/N 为 0, 5 和 10 条件下驯化的微生物, 具有较强的 NO₂⁻-N 还原能力, 而 C/N 为 15 条件下驯化的微生物, 还原 NO₂⁻-N 的能力最弱.原因在于不同 C/N 条件下驯化后,系统中反硝化菌属发生变化. Martienssen^[14]在连续流试验中成功分离出 3 类反硝化菌,其中 A 类微生物属于 Alcaligene, 只能将硝态氮还原为亚硝态氮, 而没有亚硝态氮的还原速率高于硝态氮的还原速率; C 类 Alcaligenes 可同步还原硝态氮和亚硝态氮, 但亚硝态氮的还原速率低于硝态氮的还原速率.当反应器中存在 C 类微生物时, 亚硝态氮的还原速率将明显降低.在 C/N 为 15 条件下驯化的微生物中应含有 Alcaligene 菌属.因此, 较高 C/N 条件不利于 NO₂⁻-N 还原微生物的培养驯化.





Fig.1 Reduction process of nitrite and the variation of pH in the four reactors

	还原速举(mgN・L ⁻¹ • min ⁻¹)						
污泥	以 NO3-N 为	以 NO ₂ -N 为	以 NO3-N+NO2-N 为电子受体				
	电子受体	电子受体	NO_3^N	NO_2^N			
S_0	0.31±0.01	0.67 ± 0.01	0.27 ± 0.04	0.39±0.01			
S_5	0.61 ± 0.02	1.10 ± 0.02	0.50 ± 0.02	0.66 ± 0.03			
S_{10}	0.82 ± 0.01	1.66 ± 0.02	0.92 ± 0.04	0.82 ± 0.02			
S_{15}	1.01 ± 0.02	0.24 ± 0.02	0.12 ± 0.01	0.07 ± 0.04			

表 2 4 个反应器不同 NO_x⁻-N 电子受体还原速率 **Table 2** Reduction rate of nitrate and nitrite in the four reactors

注:表中数值为平均值±标准偏差;样品数 n=3.

在整个试验过程中,4个反应器的 pH 变化规律基本一致,即随着 NO₂⁻N 的逐渐还原,pH 值持续大幅度上升,这是由于 NO₂⁻N 还原过程中不断产生碱度引起的.当系统中 NO₂⁻N 还原完成时,pH 会下降,出现一个折点,指示反硝化结束^[15].

2.3 以 NO₃-N 为电子受体时微生物的反硝化特性

图 2 为以 NO₃⁻N 为电子受体时, NO₃⁻N 还原过程及 pH 的变化规律.



图 2 4 个反应器内 NO3-N 还原过程及 pH 的变化

Fig.2 Reduction process of nitrate and the variation of pH in the four reactors

由图 2 可见,在碳源充足条件下,随着反应的不断进行,4 个反应器内的 NO₃⁻N 浓度逐渐降低, NO₃⁻N 被迅速还原.NO₃⁻N 的还原速率如表 2 所示.4 种 C/N 为 0、5、10、15 条件驯化的微生物还原NO₃⁻N 的速率分别为 0.31、061、0.82、1.01 mgN·L⁻¹·min⁻¹,其数量关系为: $r_{NO_3,S15}$ = 1.2 $r_{NO_3,S10}$ = 1.6 $r_{NO_3,S5}$ =

3. 2r_{N03,80}.即 S₁₅还原 NO₃⁻N 速率最快,而 S₀最慢.即随着 C/N 的增加,其驯化的微生物还原 NO₃⁻N 的速 率逐渐增大.这表明 C/N 为 0 条件下驯化的微生物,还原 NO₃⁻N 的能力最弱,而 C/N 为 15 条件下驯化 的微生物,还原 NO₃⁻N 的能力最强.因此,较高 C/N 条件有利于 NO₃⁻N 还原微生物的培养驯化.

在 NO₃⁻N 还原过程中,pH 值也表现出先持续上升,然后略微下降的趋势.其原因也在于 NO₃⁻N 还 原过程中不断消耗 H⁺而产生 HCO₃ 碱度.结合图 1 和图 2 可看出,在初始 NO₂⁻N 和 NO₃⁻N 浓度及 pH 值 相同条件下,NO₂⁻N 还原过程引起的 pH 值增量高于 NO₃⁻N 还原过程,这与马娟研究结果一致^[16].以 S₅ 为例,NO₂⁻N 和 NO₃⁻N 还原过程引起的 pH 增量分别为 0.31 和 0.27.分析原因在于.当采用乙醇为碳源 时,不考虑细胞合成,生物反硝化可用式(1)和(2)表示:

$$12NO_{3}^{-}+5C_{2}H_{5}OH \rightarrow 10CO_{2}+9H_{2}O+6N_{2}+12OH^{-}$$
(1)

$$4NO_{2}^{-}+C_{2}H_{5}OH \rightarrow 2CO_{2}+H_{2}O+2N_{2}+4OH^{-}$$
 (2)

$$6NO_3^-+C_2H_5OH \rightarrow 2CO_2+3H_2O+6NO_2^-$$
 (3)

由式(1)和式(2)可以看出,反硝化同样质量的 NO₃⁻-N 和 NO₂⁻-N 所产生的 HCO₃⁻碱度总量相等,说 明反硝化过程中,从 NO₃⁻-N 还原到 NO₂⁻-N 不产生 HCO₃⁻碱度(式(3)),但是却有 CO₂产生,而 CO₂的产 生会影响系统内水中的碳酸平衡,从而影响 H⁺和 OH⁻的浓度,即会影响到系统的 pH 值.而 NO₃⁻-N 反硝 化过程中产生的 CO₂比 NO₂⁻-N 反硝化过程多.因此,尽管二者反硝化产生的总碱度(HCO₃⁻+CO₃²⁻)相等, 系统最终 pH 增量却不相同.

2.4 以 NO₂⁻N+NO₃⁻N 作为电子受体时微生物的反硝化特性

图 3 为以 NO₂⁻N 和 NO₃⁻N 共同作为电子受体时, NO_x⁻-N 的转化规律及 pH 的变化规律.



图 3 4 组反应器内 NO₃⁻N 和 NO₂⁻N 的还原过程及 pH 的变化 Fig.3 Reduction of nitrate and nitrite and the variation of pH in the four reactors

由图 3 和表 2 可看出,在外碳源及反应时间充足条件下,4 组反应器内均发生充分的 NO_x^- -N 还原, 4 种C/N 条件驯化的微生物还原 NO_x^- -N 的速率关系为: $r_{NOx,SIO} > r_{NOx,SIO} > r_{NOx,SIO} > r_{NOx,SIO} + 0$ 就是说, S_{10} 同步 还原 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 的能力最强,而 S_{15} 最弱.但 $S_0 \ S_5 \ S_{10}$ 和 S_{15} 还原 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 的速率差异较大. S_0 和 S_5 还原 NO_2^- -N 的速率高于 NO_3^- -N 的速率,而 S_{10} 和 S_{15} 还原 NO_2^- -N 的速率低于 NO_3^- -N 的速率,这又 充分地表明在较高 C/N 条件下驯化后的活性污泥内含有 *Alcaligene* 菌属.4 种活性污泥还原 NO_2^- -N 和 NO_3^-N 速率关系为: $r_{NO_2,S0=} 1.4r_{NO_2,S0}$, $r_{NO_2,S5} = 1.3r_{NO_3,S5}$, $r_{NO_2,S10} = 0.9r_{NO_3,S10}$, $r_{NO_2,S15} = 0.6r_{NO_3,S15}$.

由图 3 还可看出,S₀、S₅和 S₁₀ 3 个反应器内 pH 变化规律相似,随着 NO_x⁻-N 还原反应的进行,pH 值 逐渐增加,且上升速度逐渐增大,当系统中 NO_x⁻-N 还原几乎完成时,pH 值增加速度渐渐降低,当 pH 值 基本恒定时指示 NO_x⁻-N 还原结束.而 S₁₅反应器内 pH 曲线开始上升缓慢,之后在 NO₃⁻-N 还原完成时,曲 线斜率增大,所以曲线出现明显折点 A,被称为"硝酸盐弓"^[17].此后系统中主要进行 NO₂⁻-N 为电子受体 的还原反应.此外,试验发现在 NO_x⁻-N 还原过程中,4 条 pH 曲线的峰值存在明显差异,pH 值分别为 7.73、7.58、7.60 和 7.42,表明较低 C/N 条件下驯化的微生物在同步还原 NO₂⁻-N 和 NO₃⁻-N 电子受体时,可产生更多的 HCO₃⁻碱度,这有利于更好地补充硝化过程中所消耗的碱度.

3 结论

(1)4种 C/N 条件下驯化的微生物,分别以 NO₂⁻N、NO₃⁻N 及 NO₃⁻-N 为电子受体时, NO₂⁻N 和 NO₃⁻N 均可以被充分还原.

(2)以 NO₂-N 为电子受体时,4 种 C/N 条件下驯化的微生物的还原速率差异明显,C/N 为 10 的还 原速率最高,C/N 为 15 的最低.具体数量关系为:r_{NO2,S10}=1.5r_{NO2,S5}=2.5r_{NO2,S0}=6.9r_{NO2,S15}.

(3)以 NO₃-N 为电子受体时,随着 C/N 的增加,4 种 C/N 条件下驯化的微生物的还原速率逐渐增大,分别为:0.31、0.61、0.82 mgN·L⁻¹·min⁻¹和 1.01 mgN·L⁻¹·min⁻¹.

(4)以 NO₃⁻N+NO₂⁻-N 为电子受体时,4 种 C/N 条件驯化的微生物还原 NO_x⁻-N 的速率关系与单独还 原 NO₂⁻-N 的一致,C/N 为 10 的还原速率最高,C/N 为 15 的最低.但两种电子受体相比,在 C/N 为 0 和 5 条件下驯化的微生物还原 NO₂⁻N 的速率高于 NO₃⁻-N 的速率, 而 C/N 为 10 和 15 条件下则与之相反.

(5) 在初始 NO₂⁻N 和 NO₃⁻N 浓度及 pH 值相同条件下, NO₂⁻N 引起的 pH 增量高于 NO₃⁻N. 而在较低 C/N 条件下驯化的微生物同步还原 NO₃⁻N 和 NO₂⁻N 时,反应过程中系统内 pH 的增量较高.

参考文献

- [1] Kuba T, Van Loosdrecht M C M, Heijnen J J. Phosphorus and nitrogen removal with minimal COD requirement by integration of denitrifying dephosphatation and nitrification in a two-sludge system [J]. Water Research, 1996, 30(7):1702-1710
- [2] Kumar M, lee P Y, Fukusihma T, et al. Effect of supplementary carbon addition in the treatment of low C/N high-technology industrial wastewater by MBR[J]. Bioresource Technology, 2012, 113: 148-153
- [3] Harremoes M P, Sinkjaer O. Kinetic interpretation of nitrogen removal in pilot scale experiments [J]. Water Research, 1995, 64 (29): 899-905
- [4] Choi C K, Lee J K, Lee K H, et al. The effects on operation conditions of sludge retention time and carbon/nitrogen ratio in an intermit tently aerated membrane bioreactor(IAMBR)[J]. Bioresource Technology, 2008, 99(13):5397-5401
- [5] Michaud L, Blancheton J P, Bruni V. Effect of particulate organic carbon on heterotrophic bacterial populations and nitrification efficiency in biological filters[J]. Aquacultural Engineering, 2006, 34(3):224-233
- [6] Gieseke A, Purkhold U, Wagner M, et al. Community structure and activity dynamics of nitrifying bacteria in a phosphate-removing biofilm
 [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2001, 67(3):1351-1362
- [7] 郭海燕,柳志刚,郭祯,等.不同进水有机物浓度下移动床生物膜反应器(SBMBBR)脱氮除磷特性[J].环境化学,2012,31(4): 504-510
- [8] 肖静,许国仁.低碳氮比污水对同步硝化反硝化脱氮的影响[J].水处理技术,2012,38(11):77-80
- [9] 陈杰云,张智,任丽平,等.碳氮比对分段进水多级 A/O 工艺脱氮效果的影响研究[J]. 给水排水, 2012, 38(5): 125-128
- [10] Dhiriti Roy, Komi Hassan, Raj Boopathy. Effect of carbon to nitrogen (C:N) ratio on nitrogen removal from shrimp production waste water using sequencing batch reactor[J]. Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology, 2010, 37(10): 1105-1110
- [11] Fontenot Q, Bonvillain C, Kilgen M, et al. Effects of temperature, salinity, and carbon:nitrogen ratio on sequencing batch reactor treating shrimp aquaculture wastewater[J]. Bioresource Technology, 2007, 98 (9):1700-1703
- [12] 高景峰, 彭永臻, 王淑莹, 等. 以 DO、ORP、pH 控制 SBR 法的脱氮过程[J]. 中国给水排水, 2001, 17 (4):6-11
- [13] 国家环保局. 水和废水监测分析方法[M]. 北京:中国环境科学出版社, 2002
- [14] Martienssen M, Schops R. Biological treatment of leachate from solid waste landfill sites-alterations in the bacterial community during the denitrification process[J]. Water Research, 1997, 31(5):1164-1170
- [15] 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):21-24
- [16] 马娟, 彭永臻, 王丽, 等. 温度对反硝化过程的影响以及 pH 值变化规律[J]. 中国环境科学, 2008, 28 (11):1004-1008
- [17] 王少坡,彭永臻,王淑莹.不同硝态氮组成下反硝化过程控制参数 pH 变化规律[J]. 高技术通讯, 2005, 15 (8): 91-95