

SBR 反应器同步硝化反硝化影响因素及其特性

马放, 李平, 张晓琦, 孙静文, 王弘宇, 张佳

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

摘要: 为进一步探讨同步脱氮机理和提高反应系统同步硝化反硝化效率, 利用培养驯化出高效同步硝化反硝化活性污泥, 研究有机物负荷、溶氧和温度等因素对 SBR 反应器同步硝化反硝化脱氮效能的影响. 结果表明: 当温度为 25~30 ℃、pH 为 7~9 时, 系统脱氮效果较好; 当碳氮比在 1:1~8:1 时, COD、氨氮、TN 去除率随着碳氮比的升高而降低, 分两次投加有机物有利于提高好氧反硝化同步脱氮效果; 当曝气量在 0.12~0.80 L·min⁻¹ 时, 氨氮去除率随曝气量的升高而升高, 最后稳定在 99.8% 以上; TN 去除率随曝气量升高先升高后降低, 在曝气量为 0.2 L·min⁻¹ 时达到最大值 95.52%; COD 去除率一直稳定在 91% 以上, 曝气量的改变对 COD 去除率的影响不明显. 系统温度为 25~30 ℃、碳氮比为 1.5:1、曝气量为 0.2 L·min⁻¹、pH 为 7~9 时, 分两次投加有机物同步脱氮效果最优.

关键词: 同步硝化好氧反硝化; 有机物; 曝气量; 温度; pH

中图分类号: X522 **文献标志码:** A **文章编号:** 0367-6234(2011)08-0055-06

The influencing factors and the characteristics of simultaneous nitrification-denitrification in SBR

MA Fang, LI Ping, ZHANG Xiao-qi, SUN Jing-wen, WANG Hong-yu, ZHANG Jia

(State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, 150090 Harbin, China, mafang@hit.edu.cn)

Abstract: To investigate the mechanism of simultaneous nitrification and denitrification (SND) and promote the efficiency of SND system, by using the domesticated efficient SND sludge, the effects of organism, DO and temperature on the SBR reactor were studied. The experiment results showed that, when the temperature was 25-30 and pH was 7-9, the nitrate-nitrogen removal was preferably; when C/N rate varied between 1:1-8:1, COD concentration, ammonia nitrogen removal rate and TN removal rate decrease with the increasing of C/N rate. Dosing organic compounds in twice can enhance the aerobic denitrification effect. When aeration volume varied from 0.12 to 0.80 L·min⁻¹, ammonia nitrogen removal rate increased first and then kept approximate constant with the increase of aeration volume, finally became stable at 99.8%. TN removal rate increased first to the highest at 95.52%, then decreased, when aeration volume was 0.2 L·min⁻¹, and COD was stable above 91%. The influence of aeration rate on the COD removal is not distinct. The best effect will be achieved if the system temperature is 25-30 ℃, C/N rate is 1.5:1, aeration volume is 0.2 L·min⁻¹, pH is 7-9 and the dosing of organic compounds is in twice.

Key words: simultaneous nitrification-denitrification (SND); organic compounds; aeration rate; temperature; pH

收稿日期: 2010-03-18.

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(50778052);

国家水专项(2008ZX07202-005).

作者简介: 马放(1963—), 男, 教授, 博士生导师.

同步硝化反硝化 (Simultaneous nitrification and denitrification, SND) 生物脱氮技术的出现为在同一个反应器内同时实现硝化、反硝化和除碳提供了可能, 这一方法克服了传统生物脱氮存在

的问题,还具有能缩短脱氮历程、节省碳源、降低动力消耗、提高处理能力、简化系统的设计和操作等优点^[1-5]. Ying - Chih^[6]、柯国华等^[7]发现,碳氮比是实现同步硝化好氧反硝化的关键因素,当进水碳氮比较低时,废水中有机物很快就会缺乏,硝化和反硝化反应难以达到平衡. 李晓璐等^[8]研究了 SBR 系统中 pH 值对同步硝化反硝化的影响. 在进水水质和反应条件相同时,将 pH 值控制 8.5,出水水质最好, COD 去除率达 90.0%,总氮去除率达 99.4%. 文献[9]通过控制溶解氧质量浓度观察到同步硝化反硝化现象的存在, TN 损失在 58% 以上. 文献[10]发现进水 TN 为 80 ~ 110 mg · L⁻¹ 和溶解氧质量浓度为 0.8 ~ 4.0 mg · L⁻¹ 时, NH₃ - N 去除率达 100%, TN 去除率达 54% ~ 77%, 并建议将 NH₃ - N 降解到零或最小值的时刻作为同步硝化和反硝化的结束点. 邹联沛等^[11]发现在 DO 为 1.0 mg · L⁻¹, MLSS 为 8 ~ 9 g · L⁻¹, 温度为 24 °C, 进水 pH 值为 7.2, COD、NH₃ - N 分别为 523 和 17.24 ~ 24.00 mg · L⁻¹ 的相对稳定条件下,同步硝化反硝化对氨氮和总氮的去除率分别达 95% 和 92%. 胡宇华等^[12]为保证反硝化后期体系中碳氮比维持在微生物所需的水平,提出了补料的方式,使得氨氮降解不会出现停滞阶段,可以达到较好的去除效果.

实现高效同步硝化反硝化首要解决的问题是将进水氨氮质量浓度、进水 COD 质量浓度、DO 质量浓度及温度等影响同步硝化反硝化效果的关键因素保持在一个合适的范围内. 因此,研究探索反应器中脱氮效能的最佳条件,对实现同步硝化反硝化脱氮反应系统高效稳定运行具有重要的意义. 本研究利用培养驯化出的高效同步硝化反硝化活性污泥,重点研究有机物、溶解氧和温度等因素对 SBR 反应器中同步硝化反硝化脱氮效能的影响,探索硝化反硝化一体化工艺的规律和特性,优化反应器运行条件,为该工艺在今后实际生产中的应用奠定基础.

1 试验

1.1 试验装置

采用 SBR 反应器,有效容积为 3 L. 混合液中的溶解氧通过转子流量计控制进气量;反应器内的温度由电加热棒控制,采用磁力搅拌器搅拌,使曝气量时反应器内各处混合均匀. 反应器的运行周期为 12 h,进水、排水各 10 min,沉淀 0.5 h.

1.2 试验用水

试验用水为模拟废水,采用人工配水,由

NO₃⁻ - N、KH₂PO₄、MgSO₄ · 7H₂O、CaCl₂、NaAc、NaHCO₃ 按一定比例配制. 其中 NaHCO₃ 一方面作为自养菌的碳源,另一方面起调节反应器内 pH 的作用. 好氧反硝化污泥及同步硝化反硝化反应器配水组成成分如表 1 所示.

表 1 试验配水

同步硝化反硝化营养成分	数值
NH ₄ ⁺ - N	100 ~ 130 mg · L ⁻¹
NO ₃ ⁻ - N	-
COD	100 ~ 250 mg · L ⁻¹
NaHCO ₃	每克氮氮 3 ~ 6 g
MgSO ₄	50 mg · L ⁻¹
KH ₂ PO ₄	22 mg · L ⁻¹
CaCl ₂	10 mg · L ⁻¹

1.3 水质分析方法

采用国家标准方法^[13]测定 COD、NO₃⁻ - N、NO₂⁻ - N、NH₄⁺ - N 和 TN, pHS - 25 型酸度计测量 pH 值, YSI5000 型溶解氧测定仪测定 DO.

2 结果与分析

2.1 有机物的影响

2.1.1 碳氮比的影响

固定氨氮起始质量浓度、在其他试验条件不变的情况下,考察初始有机物质量浓度变化对 SBR 反应器中好氧反硝化同步脱氮性能的影响. 试验温度控制在 27 °C, 气量为 0.2 L · min⁻¹, DO 为 2.4 ~ 4.5 mg · L⁻¹, 进水氨氮质量浓度 97.13 ~ 160.2 mg · L⁻¹, 碳氮比分别为 1:1、1.5:1、3:

1、4:1、6:1、8:1. 不同碳氮比条件下同步硝化反硝化脱氮性能见表 2.

由表 2 可知,当碳氮比在 1:1 ~ 8:1 变化时, COD 去除率随着碳氮比的升高而降低,而氨氮和 TN 去除率则先升高后降低,在碳氮比为 1.5:1 时达到最大值,此后也是随着碳氮比的升高而降低. 分析可知,过低或是过高碳氮比条件下,有机物及氮素去除效果都明显变差,特别是碳氮比过高时,出水氮素质量浓度高,有机物质量浓度也很高,几乎达不到排放要求. 碳氮比太高时,系统将发生“碳渗透”现象^[14],即过多的碳源阻碍了硝化作用的进行;碳氮比过低,不能提供微生物所需的碳素营养源,不利于整个系统微生物的生长,尤其是反硝化过程需要以有机碳源作为电子供体,有机碳源的缺乏会严重制约硝化作用的进行.

城市生活污水 COD 质量浓度一般为 35 ~

300 mg · L⁻¹,本试验在碳氮比为 1.5:1 时,氨氮、TN 及 COD 去除率分别为 99.86%,93.53% 和

99.7%的试验结果对低质量浓度城市污水的好氧反硝化同步脱氮具有很好的借鉴意义。

表 2 不同碳氮比条件下同步硝化反硝化脱氮性能

碳氮比	氨氮			TN			COD		
	进水 mg · L ⁻¹	出水 mg · L ⁻¹	去除率 %	进水 mg · L ⁻¹	出水 mg · L ⁻¹	去除率 %	进水 mg · L ⁻¹	出水 mg · L ⁻¹	去除率 %
1:1	97.13	6.17	93.64	126.38	21.41	83.20	155.42	0	100
1.5:1	152.8	0.199	99.86	178.82	11.55	93.59	243.70	0.746	99.7
3:1	111.1	3.78	96.59	138.01	34.32	75.34	500.41	7.78	98.4
4:1	160.2	10.23	93.67	200.87	62.72	63.30	663.62	7.78	98.8
6:1	110.4	15.12	86.21	157.86	57.00	55.52	978.93	72.73	92.6
8:1	106.4	17.19	83.84	141.09	64.82	54.45	1316.5	122.6	90.7

2.1.2 有机物投加方式的影响

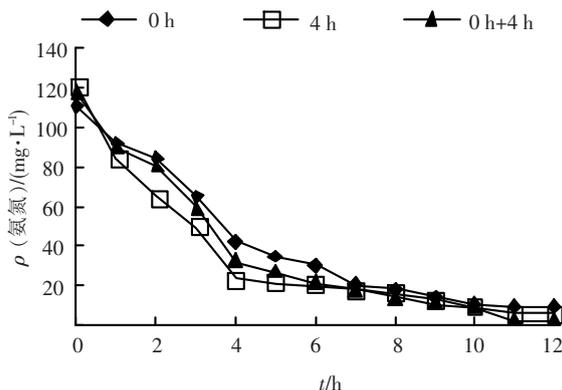
试验设计了 3 种有机物投加方式:

1) 在进水时一次性投加较高质量浓度的有机物.进水 COD 质量浓度为 290.3 mg · L⁻¹,氨氮、硝氮、亚硝氮及 TN 质量浓度分别为 111.0、12.4、11.2、155.7 mg · L⁻¹.控制 DO 质量浓度为 0.5 ~ 3.0 mg · L⁻¹,温度 28 °C.

2) 进水时不添加有机物,反应 4 h 时添加一定质量浓度有机物.进水氨氮、硝氮、亚硝氮及 TN 质量浓度分别为 121.0、12.4、8.7、167.3 mg · L⁻¹、反应 4 h 时添加有机物,使系统有机物质量浓度为 295.1 mg · L⁻¹,其他条件不变.

3) 分两次投加有机碳源.进水 COD 质量浓度为 175.3 mg · L⁻¹,氨氮、硝氮、亚硝氮及 TN 质量浓度分别为 117.0、10.3、10.8、148.7 mg · L⁻¹.第 4 小时添加一定量有机物,使 COD 质量浓度为 205.1 mg · L⁻¹,其他条件不变.

在进水时一次性投加有机碳源一方面会降低初始氨氮的降解速率,另一方面会满足不了后续反硝化对碳源的需求.图 1 为 3 种不同投加方式下一个周期内氨氮的质量浓度变化曲线.



0 h:进水时一次性投加有机物;4 h:进水时不添加,4 h 后添加有机物;0 h+4 h:0 h 和 4 h 分两次投加有机物.

图 1 不同投加方式下氨氮质量浓度变化

对 3 种投加方式氨氮去除效果进行统计学意义分析,根据试验设置对实验数据采用成对数据 *t* 检验中的单侧检验,设置统计学意义水平 $\alpha = 0.05$,利用 excel 数据分析工具计算得 $t_{1-2} = 2.91 > t_{\text{单尾临界}} = 1.78$,即 $P < \alpha = 0.05$; $t_{1-3} = 3.90 > t_{\text{单尾临界}} = 1.78$ 、 $P < \alpha = 0.05$,统计分析得出的结论为有机物投加方式对氨氮降解影响差异有统计学意义.

从图 1 可以看出,前 4 小时的反应,第 2 种碳源投加方式中氨氮降解得最快,其次为第 3 种投加方式.分析认为:系统进水有机物质量浓度较低时,无法为微生物生长和反硝化过程提供足够的碳源,使反硝化过程受阻,导致硝氮和亚硝氮作为中间产物在系统中积累,阻碍了氨氮的降解.反之,系统进水有机物质量浓度较高时,异氧好氧菌迅速利用水中有机物和溶解氧,并因而影响硝化反应过程,使得后期反硝化反应也缺乏电子供体.比较不同投加方式出水氨氮质量浓度可知,采用第 3 种有机碳源投加方式时,可有效解决上述矛盾,使得出水氨氮的质量浓度较低.

图 2 为 3 种不同投加方式下反应器一个周期内硝氮的质量浓度变化.第 1 种和第 3 种投加方式硝氮质量浓度在第 1 小时内都降低到 0,第 2 小时才开始逐渐升高,分别在第 5 小时和第 4 小时达到最大质量浓度.在第 2 小时,第 2 种投加方式硝氮降解到一定质量浓度便急剧升高,并在第 4 小时质量浓度达到最大.3 种投加方式的出水硝氮都为 0.对 3 种投加方式硝氮去除效果进行统计学意义分析,根据试验设置对实验数据采用成对数据 *t* 检验中的单侧检验,设置统计学意义水平 $\alpha = 0.05$,利用 excel 数据分析工具计算得 $t_{1-2} = 0.3 < t_{\text{单尾临界}} = 1.78$ 、 $P_{1-2} > \alpha = 0.05$; $t_{1-3} = 1.15 < t_{\text{单尾临界}} = 1.78$ 、 $P_{1-3} > \alpha = 0.05$,统

计分析得出的结论为有机物投加方式对硝氮降解影响差异无统计学意义。

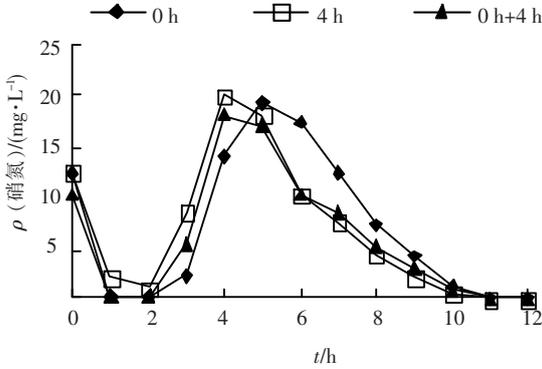


图 2 不同投加方式下硝氮质量浓度变化

图 3 为 3 种不同投加方式下反应器一个周期亚硝氮质量浓度变化曲线。

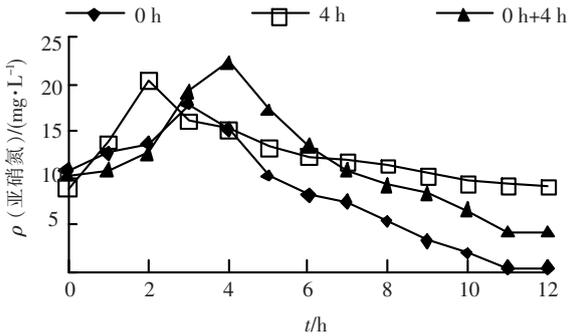


图 3 不同投加方式下亚硝氮质量浓度变化

根据试验设置对实验数据采用成对数据 t 检验中的单侧检验, 设置统计学意义水平 $\alpha = 0.05$, 利用 excel 数据分析工具计算得 $t_{1-2} = 3.86 > t_{\text{单尾临界}} = 1.78$, 即 $P < \alpha = 0.05$; $t_{1-3} = 1.95 > t_{\text{单尾临界}} = 1.78$, $P < \alpha = 0.05$, 统计分析得出的结论为有机物投加方式对亚硝氮积累影响差异有统计学意义. 反应开始时亚硝氮质量浓度就有不同程度地积累, 达到最大质量浓度后又开始降低. 第 2 种投加方式亚硝氮积累速度最快, 出水亚硝氮质量浓度最高, 第 3 种投加方式的亚硝氮质量浓度达到峰值所需时间最长, 第 1 种投加方式出水亚硝氮质量浓度最低.

图 4 为 3 种不同投加方式下反应器一个周期 TN 的质量浓度变化曲线. 3 种投加方式的 TN 去除率分别为 92.3%, 89.2% 和 94.2%, 对 3 种投加方式 TN 去除效果进行统计学意义分析, 根据试验设置对实验数据采用成对数据 t 检验中的单侧检验, 设置统计学意义水平 $\alpha = 0.05$, 利用 excel 数据分析工具计算得 $t_{1-2} = 1.26 < t_{\text{单尾临界}} = 1.78$, $P_{1-2} > \alpha = 0.05$; 统计分析得出的结论为有机物投加方式对 TN 降解影响差异无统计学意义. 第 1 种和第 2 种投加方式对 TN 的去除过程差异无统计学意义. $t_{1-3} = 3.63 > t_{\text{单尾临界}} = 1.78$,

$P_{1-3} < \alpha = 0.05$, 第 1 种和第 3 种有机物投加方式对氨氮降解影响差异有统计学意义, 第 3 种投加方式的 TN 去除率高于另外两种.

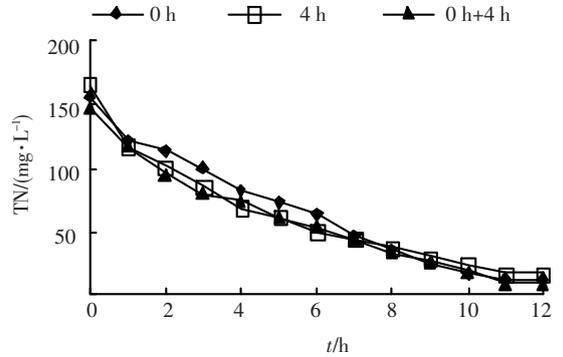


图 4 不同投加方式下 TN 质量浓度变化

由于 COD 比较易于降解, 使得有机物的质量浓度很快就下降到较低值. 由图 5 可以看出, 第 1 种投加方式进水 COD 质量浓度为 $290.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 反应 4 h 后, COD 质量浓度降为 $75.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 有机物去除率达 75% 左右. 第 3 种投加方式进水 COD 质量浓度为 $175.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 反应 3 h 后, COD 质量浓度就降低到 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下. 对 3 种投加方式 COD 去除效果进行统计学意义分析, 根据试验设置对实验数据采用成对数据 t 检验中的单侧检验, 设置统计学意义水平 $\alpha = 0.05$, 利用 excel 数据分析工具计算得 $t_{1-2} = 0.66 < t_{\text{单尾临界}} = 1.78$, $P_{1-2} > \alpha = 0.05$; $t_{1-3} = 0.36 < t_{\text{单尾临界}} = 1.78$, $P_{1-3} > \alpha = 0.05$, 统计分析得出的结论为有机物投加方式对 COD 降解影响差异相对无统计学意义, 3 种投加方式的有机物去除率分别为 96.9%, 96.1% 和 97.2%.

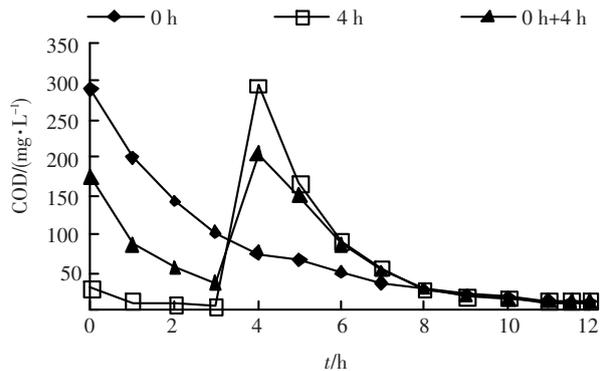


图 5 不同投加方式下 COD 质量浓度变化

2.2 曝气量的影响

溶解氧和有机碳源是同步硝化好氧反硝化过程中的关键因素. DO 质量浓度范围应能够满足硝化作用的需要又不严重抑制好氧反硝化作用^[15]. DO 过高或过低都会影响同步硝化反硝化的进行; 好氧反应器中缺氧区的存在, 控制操作条件可以实现 SND^[16].

反硝化作用受曝气量的抑制, 高曝气量不利

于反硝化作用,但是较低的曝气量又将使硝化作用不完全,因而寻找一个适当的曝气量才能够使同步硝化好氧反硝化脱氮最为彻底^[17]. 通过控制不同的曝气量来实现系统中 DO 质量浓度对同步硝化反硝化脱氮影响的条件试验. 当曝气量在 $0.12 \sim 0.80 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 变化时,反应器中 DO 质量浓度在 $2.0 \sim 8.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 反应过程中系统都处于好氧状态.

当曝气量在 $0.12 \sim 0.20 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 变化时,随着曝气量的增大,出水氨氮和硝态氮质量浓度降低. 当曝气量为 $0.12 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 时,出水氨氮质量浓度高达 $20.9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 并且出现了亚硝氮的积累现象. 彭赵旭等^[18] 也发现当 DO 超过一定质量浓度时,逐渐升高的 DO 破坏了絮体内部的缺氧环境,反硝化反应受到抑制,导致 SND 率降低. 亚硝氮质量浓度高于硝氮质量浓度也验证了 Bemet 等^[19] 提出的机制缺乏竞争学说,在 DO 质量浓度较低条件下,由于亚硝酸细菌氧饱和常数低于硝酸菌,导致亚硝酸细菌增长速率超过硝酸菌,活性污泥系统中出现亚硝氮的积累. 但是,当曝气量 $\geq 0.4 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 时,出水硝氮质量浓度迅速升高,当曝气量升高到 $0.8 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 时,出水硝氮质量浓度升高到 $102.65 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

由图 6 看出,氨氮去除率在曝气量 $0.12 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 时为 78.84%, 此后随曝气量的升高氨氮去除率一直稳定在 99.8% 以上; TN 去除率随曝气量的升高先升高后降低,在曝气量为 $0.2 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 时达到最大值 95.52%; 整个过程中 COD 去除率一直稳定在 91% 以上,曝气量的改变对 COD 去除率的影响不十分明显.

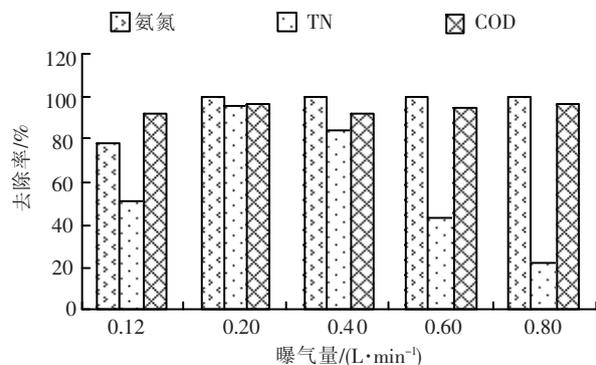


图 6 不同 DO 条件下氨氮、TN、COD 去除率

2.3 温度的影响

硝化和反硝化反应的适宜温度为 $20 \sim 30 \text{ }^{\circ}\text{C}$, 低于 $15 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 时,反应速度迅速下降, $5 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 时反应几乎完全停止. 试验选择了 20 、 25 和 $30 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 3 个温度来考察温度对同步硝化反硝化脱氮效果的影响. 曝气量控制为 $0.2 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$, 循环周期为 12 h.

对细菌而言,在适宜的温度范围内温度每提高 $10 \text{ }^{\circ}\text{C}$, 酶促反应速度将提高 $1 \sim 2$ 倍, 代谢速率也相应提高. 当温度升高,细胞内的化学反应和酶反应加快,生长比较迅速,代谢活力增强. 温度在 $20 \sim 30 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 变化时,温度对 TN 去除率和氨氮去除率的影响比较明显,两者去除率随温度变化趋势基本一致,都随着温度的升高而升高. 温度的变化影响硝化菌群的增长速率和代谢活性,硝化菌群的比增值速率与温度的关系服从 Arrhenius 方程. 温度对反硝化菌的影响要小于对亚硝酸菌的,随着温度的升高,同步反硝化效果相对得到了加强^[20]. 好氧反硝化同步脱氮最适宜的温度为 $25 \sim 30 \text{ }^{\circ}\text{C}$. 随着温度的升高,硝化和反硝化活性都增强. 由图 7 可以看出, $30 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 时总氮和氨氮的去除率都达到最高,分别为 99.8% 和 95.67%; 温度的变化也会影响 COD 的去除效果,但是影响程度要小于硝化过程, COD 去除率在 $20 \sim 30 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 之间变化不十分明显,保持在 $96.6\% \sim 98.25\%$.

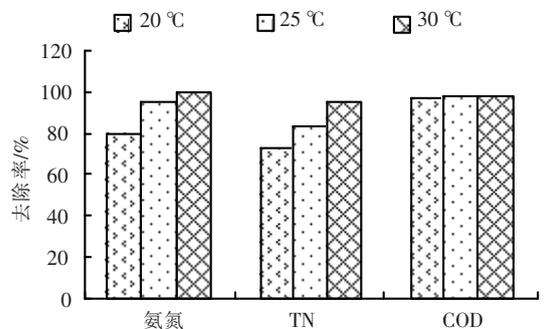


图 7 温度对氨氮、TN、COD 去除率的影响

2.4 pH 的影响

硝化菌群和反硝化菌群属于两类性质不同的微生物,它们各自生长的 pH 值范围亦有差异,因此,合适的 pH 值控制对两者的协调生长尤显重要. 邹联沛等^[12] 在保持 DO 为 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,认为进水 pH 值在 $6.8 \sim 9.7$ 对 COD 的去除影响不是很大,但是对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 TN 的去除有很大影响 (最佳 pH 为 7.2), 当 pH 值为 5 时会严重抑制硝化反应.

当曝气量为 $0.2 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$, 碳氮比为 $1.2:1$, 进水氨氮质量浓度为 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右时,不同 pH 条件下氮素及 COD 变化见图 8.

环境中的 pH 值对微生物的生命活动影响主要在于其引起细胞膜电荷的变化,从而影响了微生物对营养物质的吸收,影响代谢过程中酶的活性;改变生长环境中营养物质的可给性,以及有害物质的毒性. 当 $\text{pH} \geq 7$ 时,出水氨氮质量浓度几乎为 0, TN 去除率都大于 82%; 当 $\text{pH} = 6$ 时,氨氮和 TN 去除率分别降低到 85.47% 和 36.91%; 这

表明硝化细菌在 pH 值高于 7 时活性较高,硝化反应进行较彻底. pH 值在 6~9 变化时,对 COD 去除率没有太大的影响,去除率都在 85% 以上. 可以看出,好氧反硝化同步脱氮比较适宜的 pH 范围为 7~9.

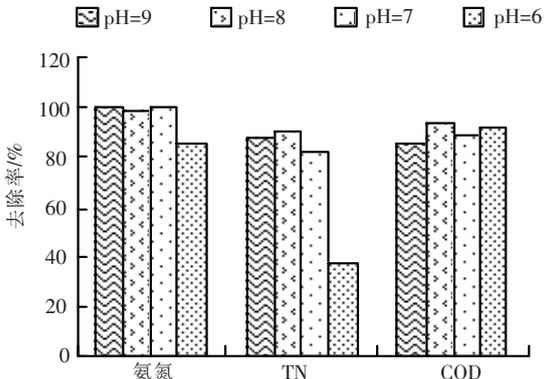


图 8 pH 对氨氮、TN、COD 去除率的影响

3 结 论

1) 有机负荷是影响好氧反硝化同步脱氮关键因素之一. 当碳氮比在 1:1~8:1 变化时, COD 去除率随着碳氮比的升高而降低, 氨氮和 TN 去除率则先升高后降低. 当碳氮比为 1.5:1 时, 氨氮、TN 及 COD 去除率分别为 99.86%、93.53% 和 99.7%. 分两次投加有机物的方式提高了氨氮和 TN 的去除率, 且对 COD 的利用也较充分, 相对而言更有利于好氧反硝化同步脱氮.

2) 在反应器中发生了明显的同步硝化好氧反硝化现象, 不同曝气量对反应器脱氮效能具有明显影响. 当曝气量在 $0.12 \sim 0.80 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 变化时, 反应器中 DO 质量浓度在 $2.0 \sim 8.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 氨氮去除率随曝气量的升高先升高, 但当曝气量超过 $0.4 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 时氨氮去除率基本稳定在 99.8% 以上; TN 去除率随曝气量的升高先升高后降低, 在曝气量为 $0.2 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 时达到最大值 95.52%; 太低的溶解氧质量浓度不但抑制硝化菌的活性, 同时也会对好氧反硝化菌产生抑制. 整个过程中 COD 去除率一直稳定在 91% 以上, 曝气量的改变对 COD 去除率的影响不十分明显.

3) 当温度为 $25 \sim 30 \text{ }^\circ\text{C}$, pH 为 7~9 时, SBR-SND 系统脱氮效果较好.

参考文献:

[1] DING A Z, FU M, SHENG G Y. Evidence of aerobic denitrification [J]. Chin Scie Bull, 2000, 45(3):2779-2785.

[2] 马放, 王弘宇, 周丹丹. 活性污泥体系中好氧反硝化菌的选择与富集[J]. 湖南科技大学学报, 2005, 20(2): 80-83.

[3] PATUREAU D. Combined phosphate and nitrogen re-

moval in a sequencing batch reactor using the aerobic denitrifier[J]. Wat Res, 2000, 35(1):189-197.

- [4] LUKOW T, DIEKMANN H. Aerobic denitrification by a newly isolated heterotrophic bacterium strain TL1 [J]. Biotechnology Letters, 1997, 11(19):1157-1159.
- [5] CHUIA Y C, LEE L L, CHANG C N, *et al.* Control of carbon and ammonium ratio for simultaneous nitrification and denitrification in a sequencing batch bioreactor[J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2007, 59: 1-7.
- [6] 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: 125-133.
- [7] 柯国华, 汪萃, 杨志. 好氧反硝化脱氮气态中间产物的研究分析[J]. 环境科学与技术, 2006, 29(7): 45-50.
- [8] 李晓璐, 谢勇丽, 邓仕槐, 等. SBR 系统中 pH 与 MLSS 对同步硝化反硝化的影响[J]. 四川环境, 2006, 25(6): 1-5.
- [9] 刘峻岭, 吴正高, 赵宗升. 同步硝化反硝化影响因素的研究[J]. 环境科学与管理, 2006, 31(8): 166-169.
- [10] 李军, 顾国维, 韦苏. 序批式膜反应器同步硝化和反硝化的特性[J]. 中国环境科学, 2005, 25(6): 646-649.
- [11] 邹联沛, 张立秋, 王宝贞. MBR 中 DO 对同步硝化反硝化的影响[J]. 中国给水排水, 2001, 17(6): 10-14.
- [12] 胡宇华, 丁富新, 范轶. 有机碳源对同时硝化反硝化过程的影响[J]. 环境工程, 2001, 19(4): 17-20.
- [13] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [14] 谢珊, 李小明, 曾光明, 等. 同步硝化反硝化实现途径的探讨[J]. 环境科学与技术, 2004, 27(2): 107-109.
- [15] 周丹丹, 马放, 董双石, 等, 王鹤立. 溶解氧和有机碳源对同步硝化反硝化的影响[J]. 环境工程学报, 2007, 1(4): 25-28.
- [16] 李绍峰, 崔崇威, 黄君礼 等. DO 和 HRT 对 MBR 同步硝化反硝化影响研究[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2007 39(6): 887-890.
- [17] 赵冰怡, 陈英文, 沈树宝. C/N 比和曝气量影响 MBR 同步硝化反硝化的研究[J]. 环境工程学报, 2009, 3(3): 400-404.
- [18] 彭赵旭, 彭永臻, 左金龙. 同步硝化反硝化的影响因素研究[J]. 给水排水, 2009, 35(15): 167-171.
- [19] BERNET N, PENG D C, DELGENES J P, *et al.* Nitrification at low oxygen concentration in biofilm reactor [J]. Environ Eng ASCE, 2001, 127(3): 271-366.
- [20] 张可方, 凌忠勇, 张立秋, 等. 温度对 SBBR 亚硝酸盐型同步硝化反硝化的影响[J]. 中国给水排水, 2009, 25(13): 27-30.

(编辑 刘 彤)