

张树军, 彭永臻, 曾 薇, 等. 2006. 高氮城市生活垃圾渗滤液短程生物脱氮 [J]. 环境科学学报, 26(5): 751 - 756

Zhang S J, Peng Y Z, Zeng W, et al. 2006. Nitrogen removal from high nitrogen municipal landfill leachate via nitrification and denitrification [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 26(5): 751 - 756

[免审稿件] 责任编辑提示: 本刊欢迎广大读者针对免审稿件提出各种意见

高氮城市生活垃圾渗滤液短程生物脱氮

张树军¹, 彭永臻^{1,*}, 曾 薇¹, 郑淑文¹, 周 利²

1. 北京工业大学, 环境与能源工程学院, 北京 100022

2. 青岛理工大学环境与市政学院, 青岛 266033

收稿日期: 2006-03-23 录用日期: 2006-03-24

摘要:采用“两级 UASB 缺氧好氧系统”处理高 COD 与高 NH_4^+ -N 的城市生活垃圾渗滤液. 180 天的试验结果表明: UASB1 (一级 UASB) 与 UASB2 (二级 UASB) 最大 COD 去除速率分别为 12.5 、 $8.5 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$, UASB1 的 NO_x^- -N 的最大去除速率为 $3.0 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$. 系统 COD 去除率为 $80\% \sim 92\%$, 出水 COD 为 $800 \sim 1500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 原渗滤液的 NH_4^+ -N 为 $1100 \sim 2000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, A/O 工艺的最大 NH_4^+ -N 去除速率为 $0.68 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$; 在 $17 \sim 30$, 通过 NO_2^- -N 累积率为 $90\% \sim 99\%$ 的短程硝化, NH_4^+ -N 的去除率在 99% 左右, 出水 NH_4^+ -N 小于 $15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 回流处理水和二沉池回流污泥中的 NO_x^- -N 分别在 UASB1 和 A/O 工艺的缺氧段实现完全反硝化, 使系统无机氮 TN 去除率达 $80\% \sim 92\%$. 同时高效的反硝化为硝化提供了充足的碱度, 使 A/O 工艺 pH 大于 8.5 , 维持较高的游离氨浓度, 结果表明, 高游离氨 (FA) 是导致短程硝化的主要因素. 以 pH 作为控制参数调控 A/O 工艺的曝气时间, 可以有效的抑制亚硝酸盐氧化菌 (NOB) 的增长, 实现种群优化和稳定的短程硝化.

关键词:垃圾渗滤液; UASB; A/O; 短程硝化与反硝化; 游离氨; FISH

文章编号: 0253-2468(2006)05-0751-06

中图分类号: X703.1

文献标识码: A

Nitrogen removal from high nitrogen municipal landfill leachate via nitrification and denitrification

ZHANG Shujun¹, PENG Yongzhen^{1,*}, ZENG Wei¹, ZHENG Shuwen¹, Zhou Li²

1. Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100022

2. Institute of Environment & Municipal Engineering, Qingdao technological University, Qingdao 266033

Received 23 March 2006;

accepted 24 March 2006

Abstract: A system consisted of two-stage UASB-Anoxic/Oxic reactor (A/O) was used to treat municipal landfill leachate with high COD and ammonia concentration. The 180 days operational results showed that the maximum organic removal rate in UASB1 and UASB2 was 12.5 and $8.5 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$, respectively. The maximum NO_x^- -N removal rate in UASB1 was $3.0 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$. COD removal efficiency of the system was $80\% \sim 92\%$ with effluent COD of $800 \sim 1500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. At the raw NH_4^+ -N of $1100 \sim 2000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, the maximum NH_4^+ -N removal rate was $0.68 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$. At $17 \sim 30$, the NH_4^+ -N removal efficiency was about 99% by nitrification with effluent NH_4^+ -N less than $15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. The NO_x^- -N in recirculated effluent and return sludge was completely denitrified in the UASB1 and anoxic zone of A/O reactor, respectively. The total inorganic nitrogen (TN) removal efficiency was $80\% \sim 92\%$. Due to the alkalinity supplement from complete denitrification, pH was more than 8.5 causing the maintenance of high-strength free ammonia (FA) in the A/O reactor. High-strength FA was a main reason resulting in nitrification. The aeration time in the A/O was adjusted by using pH as controlling parameter to achieve microbiological community optimization; meanwhile the stable nitrification was attained.

Keywords: municipal landfill leachate; UASB; A/O; high ammonia; nitrification and denitrification; free ammonia; FISH

城市生活垃圾填埋场渗滤液 (以下简称为“渗滤液”) 中的污染物组成、浓度与填埋场的环境条件、填埋年限等因素密切相关. 早期渗滤液含有浓

度高且易降解的有机物和氨氮. 晚期渗滤液中有机物浓度低而且可生化性差, 但氨氮浓度有增无减, 造成营养物比例失调. 可见高氨氮的有效去除是渗

基金项目: 国家自然科学基金国际重大合作项目 (50521140075); 北京市重点试验室开放基金; 北京工业大学研究生科技基金

Supported by the Key International Cooperation Project financed by National Natural Science Foundation China (50521140075); The Open Project of Key Laboratory of Beijing Technology Project for Graduate from Beijing University of Technology

作者简介: 张树军 (1970—), 男, 工程师 (博士研究生); E-mail: zsj@emails.bjut.edu.cn * 通讯作者 (责任作者): E-mail: pyz@bjut.edu.cn

Biography: ZHANG Shujun (1970—), male, engineer (Ph D. candidate), E-mail: zsj@emails.bjut.edu.cn; * **Corresponding author**, E-mail: pyz@bjut.edu.cn

滤液处理的重点和难点.在现有的理论和实践中,人们通常认为高氨氮对生化处理中的微生物会造成毒害或抑制作用,因而首先采用物化工艺将氨氮降低到适当的水平,而后再对剩余氨氮进行生化处理(In *et al.*, 2001).然而物化去除高氨氮,操作复杂、费用高.许多物化法由于加入化学药剂,会改变渗滤液的水质,造成不利影响.例如,在氨吹脱过程中,如果加入石灰来提高 pH,由于渗滤液中碱度很高,会消耗大量石灰,同时,加入石灰后碱度被消耗,造成氨氮的生物硝化缺少碱度而无法进行.

目前,对城市生活垃圾渗滤液的处理一般采用不同工艺的组合(Wu *et al.*, 2004; Ahn *et al.*, 2002; Baris *et al.*, 2005; Taina *et al.*, 2000; Timur *et al.*, 1999),研究表明,厌氧与好氧组合系统可以同时去除渗滤液中有有机物与氨氮(Kabdasli *et al.*, 2000; Heavey *et al.*, 2003; Kennedy *et al.*, 2000).本试验中,采用“两级 UASB-A/O 生化系统”直接处理渗滤液.通过在 UASB1 中实现同步反硝化与产甲烷反应,在两级 UASB 中去除大部分有机物,在好氧池中利用原水的碱度实现短程硝化,使本工艺能够适应渗滤液水质的变化,充分利用原水中的有机物进行生物脱氮.在不经吹脱等物化预处理,不投加药剂的条件下,通过短程硝化与反硝化,实现氨氮和总氮的

去除并且深入研究短程硝化的影响因素.

1 试验材料和方法 (Materials and methods)

1.1 试验流程与水质

试验系统如图 1 所示,由两级 UASB 与 A/O 池组成. UASB1 的内径为 5 cm,高度为 210 cm,有效容积为 4.25 L. UASB2 的内径为 8 cm,高度为 200 cm,有效容积为 8.25 L. A/O 池的有效容积为 15 L,平均分成 10 个格室,第 1 格室为缺氧区.两级 UASB 采用预热加保温的方式控制反应温度, UASB1 与 UASB2 的温度被分别控制在 30、35 °C,好氧反应器在 15~32 °C 的室温下运行.厌氧接种的颗粒污泥取自某啤酒厂的 UASB 反应器, A/O 池接种的活性污泥取自处理生活污水的活性污泥反应器.在系统中设置采样点,其中, Raw 为原渗滤液; U1i 为 UASB1 进水(原渗滤液与回流处理水的混合液); U1e 为 UASB1 出水; U2e 为 UASB2 出水; Ana 为 A/O 工艺的缺氧区(A/O 反应器第一格室); O2~O10 为 A/O 反应器的不同格室(2~10 格室).

实验用水取自北京市某垃圾填埋场的调节池,渗滤液呈深黑色,粘稠,有恶臭,其水质见表 1.该渗滤液为典型的城市生活垃圾渗滤液,有机物和氨氮浓度高,但重金属含量相对较低.

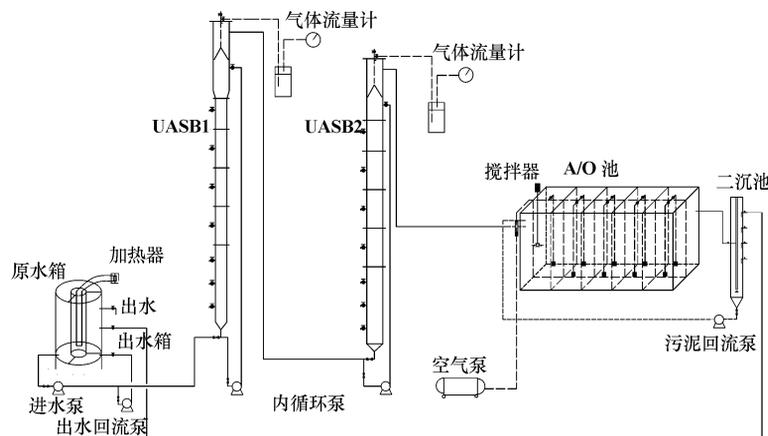


图 1 “两级 UASB + A/O 系统流程

Fig 1 Flow diagram of the two-stage UASB-A/O

表 1 渗滤液水质

Table 1 Characteristics of the leachate

Table 1 Characteristics of the leachate							mg·L ⁻¹		
pH	COD	BOD ₅	NH ₄ ⁺ -N	NO ₂ ⁻ -N	NO ₃ ⁻ -N	TP	TN		
7.2~7.9	7000~25000	3500~14000	1100~2000	0.5~1.5	0.5~8.0	9~15	1250~2450		
SS	Cl ⁻	总 Cr	碱度	S ²⁻	Al ³⁺	As	Cu ²⁺	Ni	Se
400~800	2800~6000	0.18~0.99	8000~11000	8.8~50	0.11~4.68	ND	ND	ND	ND

1.2 分析方法

COD采用COD快速测定仪测定;氨氮采用纳氏试剂光度法测定;亚硝酸盐氮采用N-(1-萘基)-乙二胺光度法测定;硝酸盐氮采用麝香草酚法;测定磷采用氯化亚锡还原光度法测定;Cl⁻、SO₄²⁻采用离子色谱法(Metrohm 761 compact IC)测定.N₂O采用气相色谱法(Aglient 6890N network GC system)检测;碱度采用电位滴定法测定;DO、pH、温度采用在线测量(WTW DO 330i,WTW pH 330i);甲烷采用湿式气体流量计。

2 结果 (Results)

2.1 COD 的去除

系统最终出水和原渗滤液按照不同比例混合进入UASB1,在UASB1中同时发生了回流液中NO_x⁻-N的彻底反硝化与有机物的产甲烷反应,其出水中的耗氧有机物(COD)在UASB2被进一步降解,在A/O池中完成残余COD的去除与NH₄⁺-N的彻底硝化。大部分COD在两级UASB中去除,A/O池进水中可生物降解耗氧有机物(COD),首先在缺氧段作为回流污泥中NO_x⁻-N的反硝化碳源被利用,进入好氧区的耗氧有机物(COD)基本上难于生物降解,这为高氨氮硝化创造了很好的条件。180 d的试

验结果表明,尽管进水负荷逐渐提高,出水COD波动较小,一直保持在800~1500 mg·L⁻¹,COD去除率为80%~92%。UASB1与UASB2最大COD去除速率分别为12.5、8.5 kg·m⁻³·d⁻¹,UASB1的NO_x⁻-N的最大去除速率为3.0 kg·m⁻³·d⁻¹。

2.2 氮转化与去除

A/O池的运行条件和结果见表2原渗滤液的NH₄⁺-N为1100~2000 mg·L⁻¹,该浓度可能会抑制微生物活性,特别在高pH条件下(Pollice *et al.*, 2002)。但UASB1出水NH₄⁺-N降低到了300~600 mg·L⁻¹,这是出水回流的稀释作用造成的,不是生物降解作用。由于回流污泥对NH₄⁺-N的进一步稀释作用,A/O池进水NH₄⁺-N只有150~400 mg·L⁻¹。在NH₄⁺-N负荷率为0.20~0.69 kg·m⁻³·d⁻¹时,NH₄⁺-N去除率在99.5%左右,出水NH₄⁺-N小于15 mg·L⁻¹。通过控制DO、FA、pH等操作条件,在3个月的试验期间实现了90%~99%的短程硝化与反硝化,出水NO₃⁻-N浓度低于10 mg·L⁻¹,但NO₂⁻-N浓度为90~380 mg·L⁻¹。同时,在UASB1和A/O池的缺氧区中NO_x⁻-N的去除率均100%左右,TN去除率80%~92%。通过人为改变操作条件,可实现短程向全程硝化的转化。

表2 A/O池的运行条件和结果

Table 2 Operational conditions and results of A/O reactor

时间 / d	流量 / (L·d ⁻¹)	原水 NH ₄ ⁺ -N / (mg·L ⁻¹)	出水回流比	HRT / d	NLR / (kg·m ⁻³ ·d ⁻¹)	污泥回流比	出水 NH ₄ ⁺ -N / (mg·L ⁻¹)
0~14	10.0	300	25%	1.5	0.20	125%	<15
15~21	10.0	500	50%	1.5	0.33	125%	<15
22~28	5.5	885	125%	2.7	0.33	125%	<15
29~53	5.5	1200	125%	2.7	0.44	125%	<15
54~123	5.5	1880	300%	2.7	0.69	100%	<15
124~153	5.5	1300	350%	2.5	0.54	100%	<15
154~181	3.3	1550	200%	4.1	0.46	100%	<15

3 讨论 (Discussion)

3.1 氮转化和去除过程分析

在出水回流比为300%,污泥回流比为100%的条件下,系统中发生短程硝化与反硝化时,COD、TN、NH₄⁺-N、NO₂⁻-N与NO₃⁻-N的典型变化规律见图2。进水COD为9550 mg·L⁻¹,经过出水回流稀释后UASB1的进水COD为3253 mg·L⁻¹,两级UASB

处理后COD为2286 mg·L⁻¹,进入到A/O池缺氧区后COD为1504 mg·L⁻¹,在好氧区COD基本恒定不变。进水NH₄⁺-N为1240 mg·L⁻¹,回流稀释后UASB1的进水NH₄⁺-N为278 mg·L⁻¹,两级UASB出水NH₄⁺-N为236 mg·L⁻¹,进入到A/O池缺氧区后NH₄⁺-N为121 mg·L⁻¹,在好氧区的第5格室NH₄⁺-N为19 mg·L⁻¹,硝化已经基本结束,出水NH₄⁺-N为11 mg·L⁻¹。回流稀释后UASB1的进水

$\text{NO}_2^- \text{-N}$ 为 $80 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 而后由于在 UASB1 和 A/O 池的缺氧区, 回流水与回流污泥中的 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 均被彻底的反硝化, 所以在好氧区第 2 格室之前, 系统混合液中 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 浓度几乎为 $0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 而后, 随着短程硝化的进行, 出水中 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 增加到 $102 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 整个流程中 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度一直低于 $11 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 从而在系统中实现了几乎完全的短程硝化与反硝化.

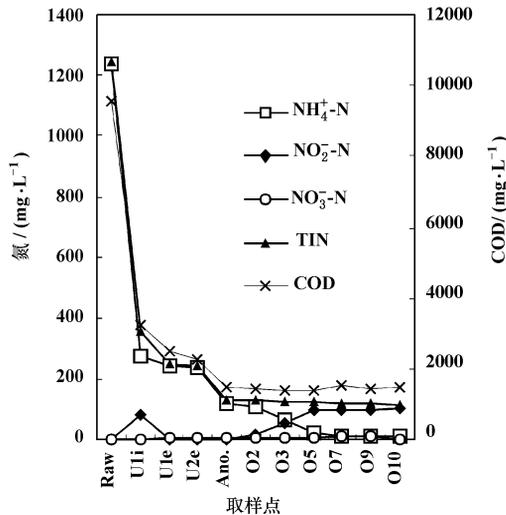


图 2 COD 和氮在流程中的变化

Fig 2 COD and nitrogen variation in the flow path

TN 的变化趋势在硝化开始之前, 与 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的变化趋势基本一致, 硝化后 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 不断降低, TN 略有降低; 这是由于好氧区发生短程硝化的同时, 发生了部分同步硝化与反硝化, 当好氧进水 TN 为 $127 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 出水 TN 为 $114 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 总氮有一定程度的减少. 使用气相色谱测定好氧池产生的气体发现, 好氧池损失的总氮有部分以 N_2O 的形式从系统中逃逸. 总无机氮 TN 的去除率可以通过式 (1) 进行计算.

$$= \left[\frac{R_e}{R_e + 1} + \left(1 - \frac{R_e}{R_e + 1} \right) \times \frac{R_s}{R_s + 1} \right] \quad (1)$$

式中, R_e 为出水回流比, R_s 为二沉池污泥回流比.

式 (1) 是在如下假设条件下推导的: $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的硝化率为 100%; UASB1 及 A/O 池缺氧区的反硝化率均为 100%; 在两级 UASB 中 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度不变. 因为本试验中好氧池中 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的硝化与 UASB1 以及 A/O 池缺氧区中的反硝化几乎是完全的, 所以 TN 去除率可以通过上式进行计算. 而实际测试的结果与上式计算的结果也基本一致. 在 UASB1 中反硝化可以快速彻底进行是因为原渗滤液中含有较多诸如乙酸和丙酸等容易利用的有机物作为反硝

化碳源 (Hammsen *et al.*, 1996).

3.2 脱氮过程中 pH 与碱度的变化

图 3 和图 4 分别表明了该系统硝化与反硝化过程中 pH 和碱度的变化规律. 由于回流水的作用, UASB1 的进水 pH 和碱度与原渗滤液相比分别提高和降低. 因为在 UASB1 中发生了反硝化, UASB1 中的 pH 和碱度均提高. 在 UASB2 中总碱度从 $5786 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 提高到 $5981 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 但 pH 却从 8.32 降低到 8.12. 由于污泥回流与反硝化的作用, A/O 池第 1 格室的 pH 从 UASB2 出水的 8.12 提高到 8.68, 但总碱度则从 $5981 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降低到 $4495 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 到硝化结束为止, pH 逐渐降低到 8.56, 而碱度降低到 $3426 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 硝化消耗了大量的碱度. 硝化结束后,

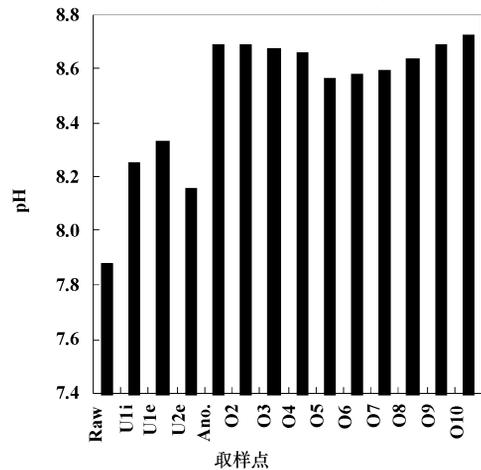


图 3 pH 在流程中的变化

Fig 3 The variation of pH in the flow path

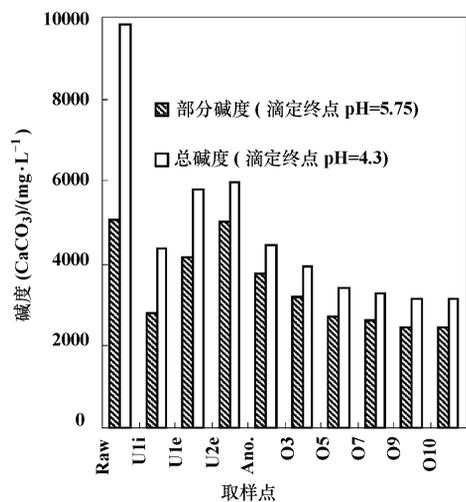


图 4 流程中碱度的变化

Fig 4 Alkalinity variation in the flow path

pH开始逐渐的提高,而部分碱度和总碱度都基本恒定,这表明氨氧化菌(AOB)消耗了绝大部分用于硝化的碱度和产生了大量的 H^+ ,亚硝态氮氧化菌(NO₂⁻)的上述作用很小.尽管消耗大量的碱度,但出水中仍然有 $2500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的剩余碱度.这些结果表明氨氮的生化去除与吹脱等物化方法相比是经济可行的.

原渗滤液的平均 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 为 $1550\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,因为 $1\text{ g}\text{NH}_4^+\text{-N}$ 硝化需要消耗 7.14 g 碱度(CaCO_3),所以 $1550\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\text{NH}_4^+\text{-N}$ 全部硝化需要消耗碱度 $11067\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,而原水碱度为 $8000\sim 11000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.所以高效率的反硝化不仅是去除总氮的手段,也是硝化顺利进行的要求.彻底的反硝化可以生成 $5534\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 碱度,为硝化提供充足的碱度.所以如果不进行充分的反硝化,碱度就会被全部消耗或因为不足而需要投加碱度.碱度被大量消耗后,导致pH降低.一方面降低了FA浓度,破坏短程硝化,另一方面不利于产甲烷反应的进行.可见,碱度不仅为硝化菌提供充足的无机碳源,而且在系统中维持较高的pH和FA,进而得到稳定的短程硝化,确保产甲烷反应的顺利进行(Bemhard *et al.*, 2003).所以在本系统中短程硝化与反硝化是相互促进的,有机物的降解与脱氮也密切相关.

3.3 短程硝化影响因素分析

许多学者对短程硝化的影响因素进行了研究,

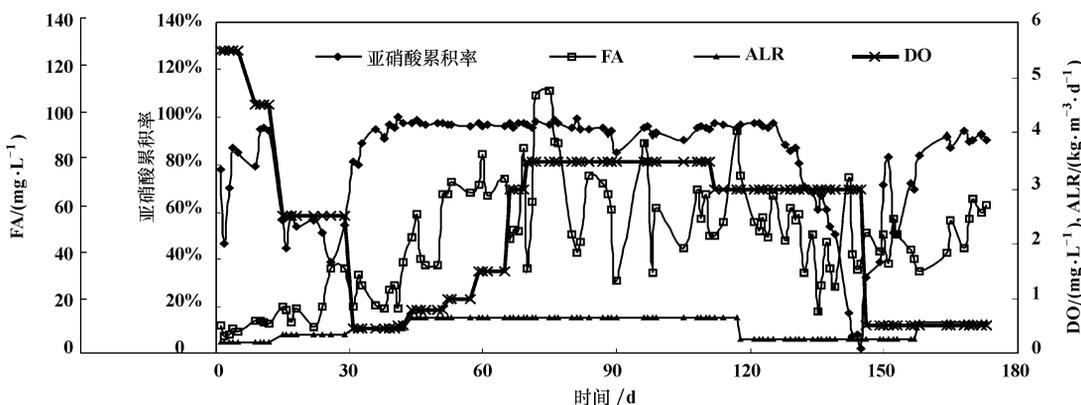


图5 DO、FA、ALR对亚硝酸累积的影响

Fig 5 The effect of DO, FA and ALR on nitrite accumulation

在系统启动初期,对原渗滤液进行了稀释,导致A/O反应器第1格室的FA浓度低于 $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均DO浓度大于 $2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,此时系统很快就实现了全程硝化, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 几乎没有累积.停止稀释直接处理原渗滤液后,ALR与FA逐渐提高,第

但由于水质和试验条件的不同,导致结论差异较大(Jenicsek *et al.*, 2004; Ruiz *et al.*, 2004; Pollice *et al.*, 2002; Hellinga *et al.*, 1998).在本研究中,A/O池第一格室(缺氧区)的游离氨浓度(FA)、好氧池的平均溶解氧浓度(DO)和氨氮容积负荷(ALR)与 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 累积率之间的关系如图5所示.好氧池中FA浓度通过公式(2)估算.

$${}_{(\text{FA})} = \frac{[\text{NH}_4^+\text{-N}] \times 10^{\text{pH}}}{\exp[6334/(273+T)] + 10^{\text{pH}}} \quad (2)$$

式中, (FA)为FA浓度($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$); $[\text{NH}_4^+\text{-N}]$ 为氨氮浓度($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$); T 为温度($^{\circ}\text{C}$).

由于渗滤液的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度在 $1100\sim 2000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,而A/O池的pH大于8.5,使得第1格室的FA通常在 $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上.随着硝化的不断进行, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和pH不断降低,导致FA浓度不断下降.在28左右时,虽然在最后几个格室 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度很低,但硝化结束后pH值升高,好氧池中温度亦很高,因此在后几个格室FA仍然在 $2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右.由于在A/O池中的pH和温度波动不大,所以在试验期间ALR与FA具有相似的变化趋势.A/O池在整个试验期间,根据不同的硝化过程可以划分为如下4个阶段:部分短程硝化($\text{NO}_3^-\text{-N}/\text{NO}_2^-\text{-N}$ 50%) 90%的短程硝化 全程硝化 短程硝化($\text{NO}_2^-\text{-N}/\text{NO}_3^-\text{-N}$ 90%).

一格室FA浓度在 $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上,此时 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 迅速累积,降低DO后, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 累积速度加快,经过15d左右的时间, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 累积率就几乎达到了98%左右.保持较高FA(大于 $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)不变,尽管DO浓度大于 $2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 累积率没有降低,稳定

维持了 100 d 左右. 而后通过降低 ALR, 使 FA 浓度低于 $15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 同时溶解氧浓度大于 $1.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 并且 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 氧化结束后, 仍然进行较长时间的曝气, $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 的累积率逐渐由 100% 降低到 38%, 最后 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 几乎全部转化为了 $\text{NO}_3^- \text{-N}$. 此时提高 ALR, 使 FA 浓度高于 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 同时使 DO 浓度低于 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 的累积率在 20 d 就提高到了 95% 以上.

从上面的分析可知, 在本试验条件下, 较高 FA 是导致 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 累积的主要原因, 而 DO 是重要的促进因素, 在一定游离氨的范围内, 通过调整溶解氧可以促进短程硝化和全程硝化之间的相互转化. 此外, ALR、pH、碱度、温度通过直接或间接的影响游离氨的浓度, 从而影响 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 累积率.

4 结论 (Conclusions)

1) 原渗滤液 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度为 $1100 \sim 2000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 出水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 小于 $15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 去除率 99% 左右, TN 去除率 80% ~ 92%. 该系统是经济可行的城市生活垃圾渗滤液革新新工艺, 未经物化预处理, 可实现高氨氮的生化去除.

2) 通过出水回流, 在 UASB 1 中实现氮和有机物的同步去除. 回流污泥在缺氧段进行反硝化, 提高了系统 TN 去除率. 高效的反硝化产生的碱度不仅为硝化菌提供充足的无机碳源, 而且在系统中维持较高的 pH 和 FA, 进而得到稳定的短程硝化, 确保产甲烷反应的顺利进行. 所以在本系统中短程硝化与反硝化是相互促进的, 有机物降解与脱氮也密切相关.

3) 通过短程硝化完成 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的去除, 研究表明高 FA 是短程硝化的决定因素, 而低 DO 是短程硝化的促进因素.

4) 硝化污泥、反硝化污泥和厌氧污泥分别存在于相互独立的反应器, 均获得了较高的微生物活性.

References:

- Ahn Won-Young, Kang Moon-Sun, Seong-Keun. 2002. Advanced landfill leachate treatment using an integrated membrane process [J]. *Desalination*, 149 (1—3): 109—114
- Baris C, Bulent, M, Bulent, I, Orhan, Y. 2005. Effects of high free ammonia concentrations on the performances of anaerobic bioreactors [J]. *Process Biochemistry* 40 (3-4): 1285—1292
- Bemhard W, Wolfgang R. 2003. The role of inorganic carbon limitation in biological nitrogen removal of extremely ammonia concentrated wastewater [J]. *Wat Res*, 37 (5): 1100—1110
- Hamsen V H, Birgitte K A. 1996. Intergrated removal of nitrite and carbon in an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. Operating performance [J]. *Wat Res*, 30 (6): 1451—1458
- Heavey M. 2003. Low-cost treatment of landfill leachate using peat [J]. *Waste Management*, 23 (5): 447—454
- Hellinga C, Schellen, Mulder J W, *et al* 1998. The SHARON process: an Innovative method for nitrogen removal from ammonium rich wastewater [J]. *Wat SciTech*, 1998, 37 (9): 135—142
- Kabdasli Isik. 2000. Ammonia removal from young landfill leachate by magnesium ammonium phosphate precipitation and air stripping [J]. *Wat SciTech*, (41): 1237—1240
- Kennedy K J, Lentz E M. 2000. Treatment of landfill leachate using sequencing batch and continuous flow up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor [J]. *Wat Res*, 34 (14): 3640—3656
- Lin S H, Chang C C. 2000. Treatment of landfill leachate by combined electro-fenton oxidation and sequencing batch reactor method [J]. *Wat Res*, 34 (17): 4243—4249
- In J H, Woo H J, Choi M W, *et al* 2001. Simultaneous organic and nitrogen removal from municipal landfill leachate using an anaerobic-aerobic system [J]. *Wat Res*, 35 (10): 2403—2410
- Jenicek P, Svehla P, Zabranska, *et al* 2004. Factors affecting nitrogen removal by nitrification/denitrification [J]. *Wat Sci Tech*, 49 (5-6): 73—79
- Pollice G, Jeison D, Chamy R. 2002. Influence of aeration and sludge retention time on ammonium oxidation to nitrite and nitrate [J]. *Wat Res*, 36 (10): 2541—2546
- Ruiz G, Jeison D, Chamy R. 2003. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration [J]. *Wat Res*, 37 (6): 1371—1377
- Taina H Hoilijoki, Riitta H Kettunen, Jukka A Rintala. 2000. Nitrification of anaerobically pretreated municipal landfill leachate at low temperature [J]. *Wat Res*, 34 (5): 1435—1446
- Timur H, IZTURK. 1999. Anaerobic sequencing batch reactor treatment of landfill leachate [J]. *Wat Res*, 33 (15): 3225—3230
- Wu Jerry J, Wu Chih-Chao, Ma Hong-Wen. 2004. Treatment of landfill leachate by ozone-based advanced oxidation processes [J]. *Chemosphere*, 54 (7): 997—1003