

文章编号:1000-582X(2011)01-121-07

有机垃圾两相厌氧消化氨氮累积模型的建立及验证

贾传兴,彭绪亚,刘国涛

(重庆大学 三峡库区生态环境教育部重点实验室,重庆 400045)

摘要:为解决消化液回用带来的氨氮累积问题,寻求关键控制参数,在序批式水解-UASB 两相厌氧消化体系中对有机垃圾中各种氮素转化特性进行了试验研究;基于上述研究分析结果建立了消化液回用有机垃圾两相厌氧消化氨氮累积模型,找出了消化液回用中氨氮累积的关键控制参数——回流比;并通过试验验证了当回流比为 0.85 时,系统内 UASB 出水氨氮浓度最终趋于一定值,约为 1 900 mg/L;此氨氮浓度并未对产甲烷反应器产生负面影响,反而提高了系统对酸碱的缓冲能力,保证了系统的稳定运行;从而为有效预防厌氧消化中“氨抑制”问题提供技术参考。

关键词:有机垃圾;厌氧消化;氨氮累积;消化液回用;回流比

中图分类号:X705

文献标志码:A

Establishment of total ammonia-nitrogen accumulation prediction model in two-phase anaerobic digestion of OFMSW and its verification

JIA Chuan-xing, PENG Xu-ya, LIU Guo-tao

(Key Laboratory of the Three Gorges Reservoir Region's Eco-Environment, Ministry of Education, Chongqing University, 400045, P. R. China)

Abstract: Nitrogen transformation characteristic experiments of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) in a batch hydrolysis-UASB two-phase anaerobic digestion are carried out to solve the problems of total ammonia-nitrogen (TAN) accumulation and obtain appropriate key process control parameters. Based on the experiment results, TAN accumulation prediction model in the two-phase anaerobic digestion of OFMSW with digestive effluent reuse is established. And then with the prediction model analyzed, reflux ratio is obtained as a key process control parameter to prevent TAN accumulation. In the end, verification tests are designed to validate the feasibility and practicability of resolving TAN accumulation by controlling reflux ratio. In verifying experiment, when reflux ratio is set at 0.85, TAN concentration of UASB effluent is increased to a constant value, which is 1 900 mg/L. Furthermore, the accumulated TAN has no negative influence on the population and activity of methanogens, on the contrary, it develops the buffer capacity to acid and alkaline and keeps the anaerobic system more steadily. To sum up, a method of resolving the problem of TAN accumulation by controlling reflux ratio of digestive effluent has been ascertained radically, and the method can be used in the preventing of ammonia inhibition in two-phase anaerobic digestion process.

Key words: organic fraction of municipal solid waste (OFMSW); anaerobic digestion; ammonia-nitrogen accumulation; digestive effluent reuse; reflux ratio

收稿日期:2010-08-01

基金项目:国家水体污染控制与治理科技重大专项(2009ZX07104-002-04);重庆市科技重大专项(CSTC2008AB7135);重庆大学研究生创新团队建设项目(200909B1003)

作者简介:贾传兴(1980-),男,重庆大学博士研究生,主要从事固体废物处理处置理论与资源化技术方面的研究。

彭绪亚(联系人),男,重庆大学教授,博士生导师,(E-mail)xypeng33@126.com。

利用厌氧消化技术处理有机废物,不仅可有效消除污染,还可得到清洁能源,已成为国内外环境污染控制领域的研究热点。在有机垃圾厌氧消化体系中,消化液回用是减少出水处理的重要途径^[1-2];然而,厌氧消化工艺对氮素的去除效率并不高,再加上水解酸化相不断地将新鲜垃圾中的氮素引入处理系统之中,随着消化液出水的不断循环回用,工艺系统中氨氮将不断积累,最终影响产甲烷菌活性,对厌氧消化工艺带来负面影响^[3-7]。

近年来,有机垃圾厌氧消化中氮素带来的问题研究多集中于氨氮抑制浓度阈值上^[8-10];但由于厌氧消化体系所采用的反应器类型不同、接种微生物种群适应驯化程度不同以及控制的反应条件(温度、pH 值等)不同,使其所能承受的氨氮抑制浓度也存在着较大的差异^[11-13],因此具体的氨氮抑制浓度阈值很难确定一具体的数值。

然而,针对有机垃圾厌氧消化过程中氮素转化特性,从原理上分析氨氮累积规律的研究较少。为此,在序批式水解-UASB 两相厌氧消化体系中,研究了有机垃圾中氮素在两相厌氧消化系统中浸出、转化特性^[14],在此基础上建立了消化液回用有机垃圾两相厌氧消化氨氮累积模型,找出了消化液回用系统中氨氮累积的关键控制参数;并通过试验验证了控制系统消化液回流比有效解决氨氮累积问题的可行性。

1 有机垃圾两相厌氧消化氨氮累积模型的建立

1.1 模型的提出及假定

在消化液回用的有机垃圾两相厌氧消化系统中,有机垃圾中的含氮化合物经水解浸出进入发酵液内;发酵液泵入产甲烷反应器,有机氮转化为氨氮,虽可能发生厌氧氨氧化、反硝化脱氮反应,但产甲烷反应器出水中氨氮含量仍大进水中氨氮含量^[15];若消化液完全回用,经反复循环,氨氮累积,其浓度最终会无限制增加(不考虑垃圾体的吸附)。

前期研究^[14]得出,在消化液回用的两相厌氧消化系统中,有机垃圾中的氮素共经历了 7 个转化过程:1)有机垃圾经回用的消化液浸泡,其内含氮物质遵循一级反应动力学水解浸出有机氮;2)有机氮在水解酸化反应器内氨化细菌的作用下继续氨化;3)氨氮被垃圾体内携有的氧气氧化生成硝酸盐氮和亚硝酸盐氮;4)硝酸盐氮和亚硝酸盐氮在碳源充足的水解酸化反应器内发生反硝化脱氮反应;5)在产甲烷反应器内,进水中的有机氮继续转化为氨氮;6)在

厌氧环境下,氨氮和硝酸盐氮、亚硝酸盐氮同时去除,发生厌氧氨氧化;7)在碳源充足的产甲烷反应器内,硝酸盐氮和亚硝酸盐氮发生反硝化脱氮反应;上述 7 过程相互关联互相制约。

根据试验中上述各过程的进行状况及程度,在建立模型的过程中假定如下:

1)氨氮累积在未对产甲烷微生物抑制的浓度阈值之前,水解酸化相和产甲烷相的微生物不因氨氮浓度增加而改变其活性,即每次有机垃圾氮素进入水解酸化相到产甲烷消化液回用这一循环周期内有机垃圾水解浸出率、有机氮转化率等均相同。

2)假定有机垃圾厌氧消化系统中存在的各种氮素均是有机垃圾中含氮物质水解生成的有机氮转化而成的,即忽略新鲜垃圾体内携有的氨氮、硝酸盐氮、亚硝酸盐氮含量。

3)假定每批垃圾内携入水解酸化反应器氧量为一固定值,且水解酸化反应器内发生反硝化脱氮的氮素很少,忽略不计。

4)由于 UASB 反应器中 pH 值为 6.5~7.8,游离氨所占的比例相对较低,通过气体逸出的氨量很小,可以忽略不计。

5)在水解反应器和 UASB 反应器中,由于污泥产率相对较低,微生物生长消耗的氮量与厌氧系统中总氮量相比很小,可以忽略不计。

1.2 模型的建立

图 1 为消化液回用的有机垃圾两相厌氧消化氨氮累积计算模型示意图。

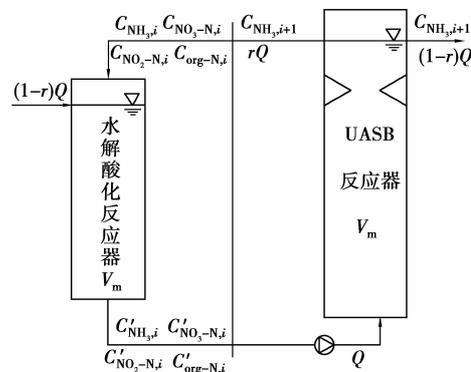


图 1 消化液回用时两相厌氧消化氨氮累积计算模型

对水解酸化反应器内有机氮、氨氮、硝酸盐氮、亚硝酸盐氮和 UASB 反应器内氨氮分别列物料平衡式,分别得到式(1)-(5)。

$$rQc_{\text{org-N},i} + V_a r_{1,i} = Qc'_{\text{org-N},i} + V_a \frac{dc_{\text{org-N}}}{dt}, \quad (1)$$

$$rQc_{\text{NH}_3,i} + V_a r_{2,i} = Qc'_{\text{NH}_3,i} + V_a \frac{dc_{\text{NH}_3}}{dt}, \quad (2)$$

$$rQc_{\text{NO}_3^- - \text{N},i} + V_a r_{3,i} = Qc'_{\text{NO}_3^- - \text{N},i} + V_a \frac{dc_{\text{NO}_3^- - \text{N},i}}{dt}, \quad (3)$$

$$rQc_{\text{NO}_2^- - \text{N},i} + V_a r_{4,i} = Qc'_{\text{NO}_2^- - \text{N},i} + V_a \frac{dc_{\text{NO}_2^- - \text{N},i}}{dt}, \quad (4)$$

$$Qc'_{\text{NH}_3,i} + V_m r_{2,i+1} = Qc_{\text{NH}_3,i+1} + V_m \frac{dc_{\text{NH}_3,i+1}}{dt}, \quad (5)$$

式中: Q 为水解酸化反应器或 UASB 反应器进水量, L/d ; V_a 为水解酸化反应器的有效容积, L ; $c_{\text{org-N},i}$ 、 $c_{\text{NH}_3,i}$ 、 $c_{\text{NO}_3^- - \text{N},i}$ 、 $c_{\text{NO}_2^- - \text{N},i}$ 分别为 i 时刻 UASB 反应器出水中有机氮、氨氮、硝酸盐氮和亚硝酸盐氮的浓度, mg/L ; $c'_{\text{org-N},i}$ 、 $c'_{\text{NH}_3,i}$ 、 $c'_{\text{NO}_3^- - \text{N},i}$ 、 $c'_{\text{NO}_2^- - \text{N},i}$ 分别为水解酸化反应器进水有机氮、氨氮、硝酸盐氮和亚硝酸盐氮浓度为 $c_{\text{org-N},i}$ 、 $c_{\text{NH}_3,i}$ 、 $c_{\text{NO}_3^- - \text{N},i}$ 、 $c_{\text{NO}_2^- - \text{N},i}$ 时, 出水中有机氮、氨氮、硝酸盐氮和亚硝酸盐氮的浓度, mg/L ; $c_{\text{NH}_3,i+1}$ 为 $i+1$ 时刻 UASB 反应器出水氨氮浓度, mg/L ; $r_{1,i}$ 、 $r_{2,i}$ 、 $r_{3,i}$ 、 $r_{4,i}$ 分别为水解酸化反应器内有机氮、氨氮、硝酸盐氮和亚硝酸盐氮的增加速率, $\text{mg}/(\text{L} \cdot \text{d})$, r 为消化液的回流比。

由有机垃圾内氮素转化规律^[14]及模型假定知, 有机垃圾厌氧消化系统中存在的各种氮素均是有机垃圾中含氮物质水解生成的有机氮转化而成的; 且有机垃圾中的含氮物质水解浸出有机氮遵循一级反应动力学, 因而有:

$$r_{1,i} = c_0 \cdot e^{-k(i - [\frac{i}{T}]d)}, \quad (6)$$

$$r_{2,i} = \eta \cdot c_0 \cdot e^{-k(i - [\frac{i}{T}]d)}, \quad (7)$$

$$r_{3,i} = \delta \cdot \eta \cdot c_0 \cdot e^{-k(i - [\frac{i}{T}]d)}, \quad (8)$$

$$r_{4,i} = \varphi \cdot \eta \cdot c_0 \cdot e^{-k(i - [\frac{i}{T}]d)}, \quad (9)$$

式中: k 为有机垃圾含氮物质水解浸出有机氮的速率常数, d^{-1} ; c_0 为每批垃圾按设定固液比浸泡, 初始时刻所含氮量, mg/L ; t 为水解酸化反应器固体停留时间; η 、 δ 、 φ 分别为水解酸化反应器中有机氮转化为氨氮的转化率, 氨氮氧化为硝酸盐氮的转化率, 氨氮氧化为亚硝酸盐氮的转化率。

UASB 产甲烷反应器内氨氮的增加主要由于有机氮转化为氨氮的量大于厌氧氨氧化消耗氨氮量, 设有机氮生成氨氮的转化率为 $t_{\text{org-N}}$, 硝酸盐氮和亚硝酸盐氮发生厌氧氨氧化、反硝化脱氮反应对氨氮的去除率分别为 $\alpha_{\text{NO}_3^- - \text{N}}$ 、 $\beta_{\text{NO}_2^- - \text{N}}$, 则有:

$$V_m r_{2,i+1} = t_{\text{org-N}} Qc''_{\text{org-N},i} - \alpha_{\text{NO}_3^- - \text{N}} Qc''_{\text{NO}_3^- - \text{N},i} - \beta_{\text{NO}_2^- - \text{N}} Qc''_{\text{NO}_2^- - \text{N},i}, \quad (10)$$

$$V_m r_{3,i+1} = \alpha_{\text{NO}_3^- - \text{N}} Qc''_{\text{NO}_3^- - \text{N},i}, \quad (11)$$

$$V_m r_{4,i+1} = \beta_{\text{NO}_2^- - \text{N}} Qc''_{\text{NO}_2^- - \text{N},i}, \quad (12)$$

式中: V_m 为 UASB 反应器的有效容积, L ; $r_{2,i+1}$ 、 $r_{3,i+1}$ 、 $r_{4,i+1}$ 为 UASB 反应器中氨氮的增加速率, $\text{mg}/(\text{L} \cdot \text{d})$ 、硝酸盐氮和亚硝酸盐氮发生厌氧氨氧化、反硝化脱氮反应对氨氮的去除速率, $\text{mg}/(\text{L} \cdot \text{d})$; $c''_{\text{org-N},i}$ 、 $c''_{\text{NO}_3^- - \text{N},i}$ 、 $c''_{\text{NO}_2^- - \text{N},i}$ 分别为 $i+1$ 时刻进入 UASB 反应器中转化为氨氮的有机氮浓度, 消耗掉氨氮的硝酸盐氮和亚硝酸盐氮浓度, mg/L 。

在 i 到 $i+1$ 时间内, 水解酸化反应器有机氮、氨氮、硝酸盐氮、亚硝酸盐氮和 UASB 反应器氨氮的累积增加量可分别表示为:

$$V_a \frac{dc_{\text{org-N},i}}{dt} = V_a (c'_{\text{org-N},i} - c_{\text{org-N},i}), \quad (13)$$

$$V_a \frac{dc_{\text{NH}_3,i}}{dt} = V_a (c'_{\text{NH}_3,i} - c_{\text{NH}_3,i}), \quad (14)$$

$$V_a \frac{dc_{\text{NO}_3^- - \text{N},i}}{dt} = V_a (c'_{\text{NO}_3^- - \text{N},i} - c_{\text{NO}_3^- - \text{N},i}), \quad (15)$$

$$V_a \frac{dc_{\text{NO}_2^- - \text{N},i}}{dt} = V_a (c'_{\text{NO}_2^- - \text{N},i} - c_{\text{NO}_2^- - \text{N},i}), \quad (16)$$

$$V_m \frac{dc_{\text{NH}_3,i+1}}{dt} = V_m (c_{\text{NH}_3,i+1} - c_{\text{NH}_3,i}). \quad (17)$$

令 $\theta' = \frac{Q}{V_a}$, 为水解酸化反应器稀释率, d^{-1} ; $\theta =$

$\frac{V_m}{Q}$, 为 UASB 反应器的水力停留时间, d ; 通过计算得:

$$\begin{aligned} c_{\text{NH}_3,i+1} = & \frac{1 + \theta'}{1 + \theta} c_{\text{NH}_3,i} + \frac{1}{1 + \theta} \eta \cdot c_0 e^{-k(i - [\frac{i}{T}]d)} + \\ & \frac{t_{\text{org-N}}}{1 + \theta} \cdot \frac{1}{1 + \theta} c_0 e^{-k(i - [\frac{i}{T}]d)} - \frac{\alpha_{\text{NO}_3^- - \text{N}}}{1 + \theta} \cdot \\ & \frac{1}{1 + \theta} \delta \cdot \eta \cdot c_0 e^{-k(i - [\frac{i}{T}]d)} - \frac{\beta_{\text{NO}_2^- - \text{N}}}{1 + \theta} \cdot \\ & \frac{1}{1 + \theta} \varphi \cdot \eta \cdot c_0 e^{-k(i - [\frac{i}{T}]d)} = \\ & \frac{1}{1 + \theta} \cdot \{ (1 + \theta') c_{\text{NH}_3,i} + \eta \cdot c_0 e^{-k(i - [\frac{i}{T}]d)} + \\ & \frac{t_{\text{org-N}}}{1 + \theta} c_0 e^{-k(i - [\frac{i}{T}]d)} - \\ & \frac{\alpha_{\text{NO}_3^- - \text{N}}}{1 + \theta} \delta \cdot \eta \cdot c_0 e^{-k(i - [\frac{i}{T}]d)} - \\ & \frac{\beta_{\text{NO}_2^- - \text{N}}}{1 + \theta} \varphi \cdot \eta \cdot c_0 e^{-k(i - [\frac{i}{T}]d)} \}. \quad (18) \end{aligned}$$

1.3 模型分析及应用

若不考虑每批有机垃圾的 c_0 的差异, 则:

$$c_{\text{NH}_3, i+1} = \left(\frac{1+r\theta'}{1+\theta'}\right)^n c_{\text{NH}_3, i} + \sum_{i=1}^N \left[\left(\frac{1+r\theta'}{1+\theta'}\right)^{n-i} \left(\frac{1}{1+\theta'} \eta \cdot c_0 e^{-k(i-\lceil \frac{i}{r} \rceil)t} + \frac{t_{\text{org-N}}}{1+\theta'} \cdot \frac{1}{1+\theta'} c_0 e^{-k(i-\lceil \frac{i}{r} \rceil)t} - \frac{\alpha_{\text{NO}_3-\text{N}}}{1+\theta'} \cdot \frac{1}{1+\theta'} \delta \cdot \eta \cdot c_0 e^{-k(i-\lceil \frac{i}{r} \rceil)t} - \frac{\beta_{\text{NO}_2-\text{N}}}{1+\theta'} \cdot \frac{1}{1+\theta'} \varphi \cdot \eta \cdot c_0 e^{-k(i-\lceil \frac{i}{r} \rceil)t}\right)\right] \quad (19)$$

当 $r=1$ 时,即水解酸化反应器的稀释水全部来自于 UASB 反应器的出水,式(19)中 UASB 出水氨氮浓度将随着时间 i 的增加无限增加,最终导致系统内氨氮累积,影响甲烷菌的活性。当 $r<1$ 时,式(19)中 UASB 出水氨氮浓度将有极值,并随时间 i 的增加,趋于该极值;极值的大小主要取决于 r 值和从有机垃圾中水解浸出的氨氮和有机氮的量。可见,消化液的回流比是有有机垃圾两相厌氧消化系统中氨氮累积的关键控制参数。

2 模型应用试验验证

国内外研究^[10, 14-16]表明,水解酸化相对氨氮的敏感程度远小于产甲烷相。为了更灵敏地反映调节消化液回流比控制氨氮累积的效果,只分析消化液回流比调控后,对氨氮较敏感的产甲烷相进、出水氨氮浓度、产气状况以及 pH 和碱度的变化规律,试验验证调控消化液回流比解决两相厌氧消化系统中氨氮累积问题的可行性。

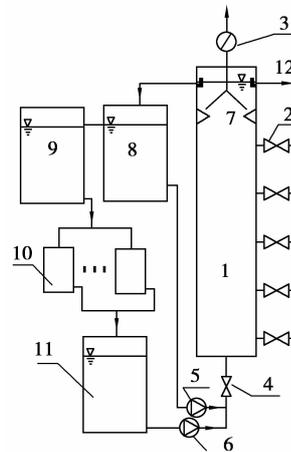
2.1 材料和方法

试验物料为某市生活垃圾收集站内新鲜有机垃圾,取回后,剔除其中的塑料、砖头、瓦块、金属、煤灰、玻璃等无机成分,并人工破碎至 20 mm 左右,混合均匀,其成分、性质见表 1。

表 1 试验物料成分及初始性质

试验物料成分/%	餐厨	75.09
	纸类	7.39
	骨类	1.87
	竹木	3.88
	树叶	5.93
	织物	1.62
	其他	4.22
	含水率/%	81.70
	挥发分/%	72.85
含碳量/(g·kg ⁻¹)	380.44	
含氮量/(g·kg ⁻¹)	18.93	

试验装置由 7 个 2.5 L 水解酸化反应器和 1 个产甲烷 UASB 反应器(内径为 11 cm,高 120 cm,有效容积 8.55 L)联合组成,具体如图 2 所示。试验中 7 个酸化反应器按天数依次浸泡;浸出液在进水箱内混合后作为 UASB 反应器进水,经进水泵提升其与循环水箱内循环水一起从 UASB 反应器底部泵入反应器;UASB 反应器产生的沼气经气体流量计计量后排放;消化液按设定回流比排至循环水箱,再经循环水箱固定出水口流至出水箱;而后添加到 7 个水解酸化反应器中浸泡有机垃圾。



1. UASB 反应器;2. 取样口;3. 气体流量计;4. 进水截止阀;
5. 循环水泵;6. 进水泵;7. 三相分离器;8. 循环水箱;
9. 出水箱;10. 7 个水解酸化反应器;11. 进水箱;
12. UASB 反应器排放出水

图 2 消化液回用时有有机垃圾两相厌氧消化系统示意图

产甲烷反应器接种污泥取自实验室单级厌氧消化反应器 (MLSS 为 30.4 g/L, MLVSS 为 17.3 g/L,接种量约 4.3 L);UASB 反应器启动过程历时 38 d;刘国涛等^[14]已对本试验所用 UASB 反应器接种污泥的驯化培养以及反应器的启动运行情况进行过研究,在此不再赘述。文中验证试验是在 UASB 反应器启动稳定运行第 193 d 开始进行的,为了减少前期试验氨氮累积对验证试验的影响,用自来水反复淘洗 UASB 反应器内颗粒污泥。由于本试验主要考察调控消化液回流比解决两相厌氧消化系统中氨氮累积问题的可行性,故整个试验方法参照前期试验结果^[14],设定消化液回流比为 0.85 在产甲烷最优的稳定工况下进行,具体的工艺参数见表 2。

测试指标及分析方法:含水率,103~105 °C 烘干法;VS,600 °C 烘干法;pH 值,PHS-3C 型 pH 计;总碳,稀释热容量法;总氮,半微量凯氏法;氨氮,滴定法;碱度,滴定法;COD, HACH 替代试剂比色法;

产气量,湿式流量计测定法;气体成分,红外测定法。

表 2 有机垃圾两相厌氧消化最优工况

工艺参数	参数值	工艺参数	参数值
有机垃圾粒度	10~20 mm	水解酸化相 SRT	7.0 d
水解酸化相 TS	11.11%~16.67%	水解酸化相 HRT	1.0 d
水解酸化相温度	常温 22~25 °C	产甲烷相温度	32~38 °C
产甲烷相进水 pH	5.5~8.2	UASB 上升流速	0.44~0.76 m/h
产甲烷相 VSS/SS	0.48~0.73	产甲烷相 MLVSS	17.46~22.20 mg/L
产甲烷相平均 HRT	21.5~28.5 h	产甲烷相颗粒污泥粒径	0.5~5.0 mm

2.2 试验结果

2.2.1 调控回流比对 UASB 进、出水中氨氮的影响

图 3 为 UASB 产甲烷反应器进水(7 组水解酸化反应器依次水解浸出混合液)、出水总氨氮浓度随时间的变化曲线。文中验证试验是在 UASB 反应器启动稳定运行第 193 天开始进行的,共历时 62 天。由图 3 可知,在反应器启动及稳定运行,未进行消化液回流时 UASB 产甲烷反应器进出水总氨氮浓度呈缓慢增加趋势;而设定消化液回流比为 0.85 时,UASB 产甲烷反应器进出水总氨氮浓度增

加迅速;随着试验的进行,增加的速率逐渐减缓,最后趋于平稳。在试验前 27 天,UASB 进水氨氮浓度从初始的 204 mg/L 迅速增至 1 400 mg/L;而 UASB 出水氨氮由初始的 176 mg/L 猛增至 1 900 mg/L 以上;主要是由于试验开始时淘洗反应器内颗粒污泥,此时消化液中的氨氮浓度(176 mg/L)远小于新鲜垃圾氮含量(18.93 g/kg),有机垃圾的含氮物质经水解浸出、氨化、氨氮氧化生成硝酸盐氮和亚硝酸盐氮、再经反硝化脱氮等作用,垃圾中氮素绝大部分进入了产甲烷反应器内;在产甲烷反应器内虽有少量氮素发生厌氧氨氧化被去除或者转化为微生物自身增长所需的能量,但大部分氮素都经无机化作用以氨氮的形式存在于消化液之中,消化液回流氨氮必然在系统内逐渐累积。开始时,消化液中氨氮浓度与新鲜垃圾氮含量差值较大,因而氨氮累积速度较快;随着试验进行,2 者差值减小,因而累积变缓。试验第 27 天后,反应器进出水总氨氮浓度基本趋于稳定,分别在 1 300 mg/L 和 1 700 mg/L 上下波动,经过 35 天运行直到第 62 天基本不再增加;主要是因为消化液中氨氮浓度的增加,与新鲜垃圾氮含量差值减少,经消化液回流将新鲜垃圾中的氮素引入系统中的量减少,逐渐与有机垃圾两相厌氧消化系统去除的氮素之间建立了平衡。综上所述,消化液回用确实使厌氧消化系统内氨氮累积,出水中氨氮浓度增加,但控制回流比,出水中氨氮浓度并不会无限制的增加,累积一定程度后会趋于一定定值;同时也验证了调控消化液回流比解决两相厌氧消化系统氨氮累积问题可行性。

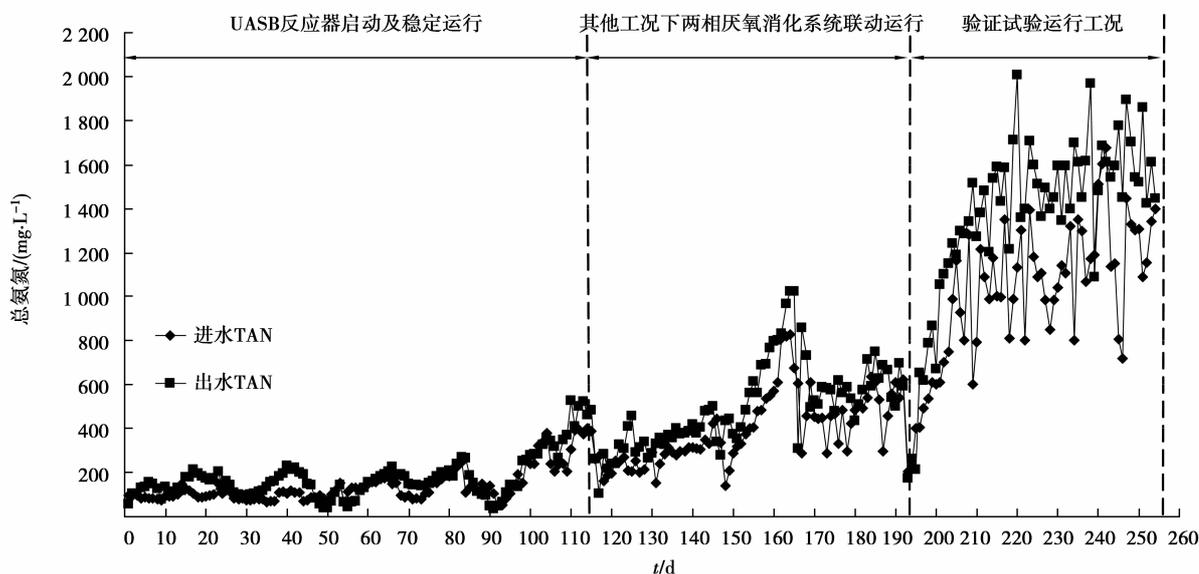


图 3 UASB 反应器进、出水中总氨氮变化曲线

2.2.2 UASB 产甲烷反应器产气状况变化

图 4 为 UASB 反应器单位质量 COD 与单位反应器体积产气量随时间的变化曲线。由图 4 中可以看出,文中验证试验期间(第 192 天到第 255 天)UASB 产甲烷反应器单位容积产气率为 $2.21 \sim 6.51 \text{ L}/(\text{L} \cdot \text{d})$,平均为 $4.38 \text{ L}/(\text{L} \cdot \text{d})$;单位 COD 产气率为 $0.21 \sim 0.54 \text{ L}/\text{gCOD}$,平均为 $0.38 \text{ L}/\text{gCOD}$;与反应器启动及稳定运行,未进行消化液回流时

UASB 产甲烷反应器单位容积产气率和单位 COD 产气率比较,并未降低,反而较试验前期有所提高,且产气稳定性增强。可见,控制消化液回流比为 0.85 时,氨氮累积达到的极限恒定浓度并未对产甲烷菌产生抑制作用,反而对 UASB 产甲烷反应器产气有所促进、运行稳定性增强,主要是由于氨氮累积调节了反应器内碱度,提高了产甲烷菌的活性。

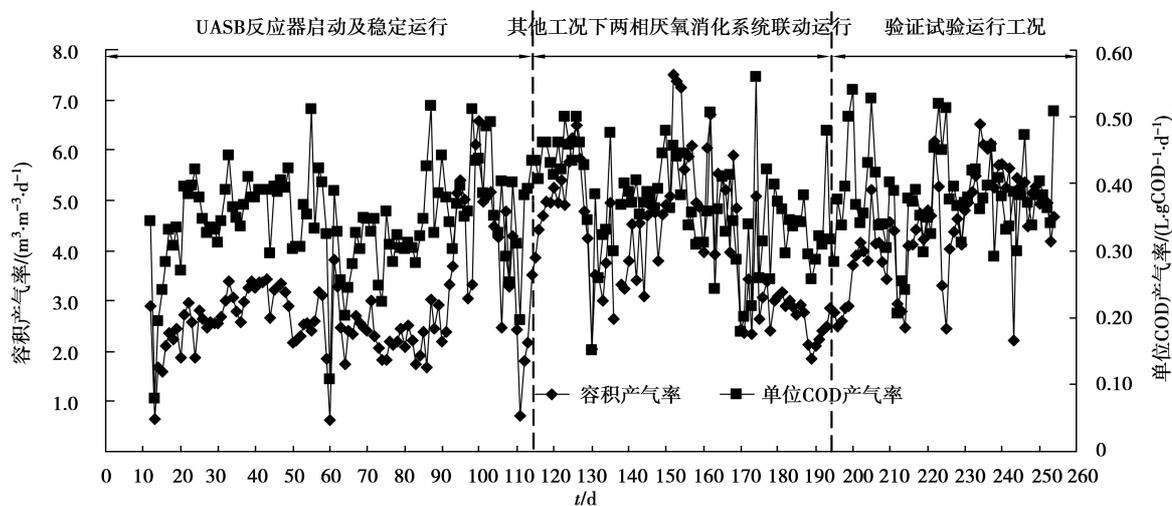


图 4 UASB 反应器产气量随时间变化曲线

2.2.3 UASB 进、出水 pH 和碱度的变化

图 5 为 UASB 反应器进、出水中 pH 和碱度变化曲线。由图 5 可以看出,文中验证试验期间(第 192 天到第 255 天)产甲烷反应器进、出水的 pH 较反应器启动及稳定运行,未进行消化液回流时稳

定,且略呈上升趋势;同样 UASB 出水碱度总体也呈增加趋势,主要是由于消化液回用,氨氮浓度增加,氨与 CO_2 反应生成的 NH_4HCO_3 使得发酵液缓冲能力增加的缘故,这与 2.2.2 所得出的产气性能提高也是一致的。

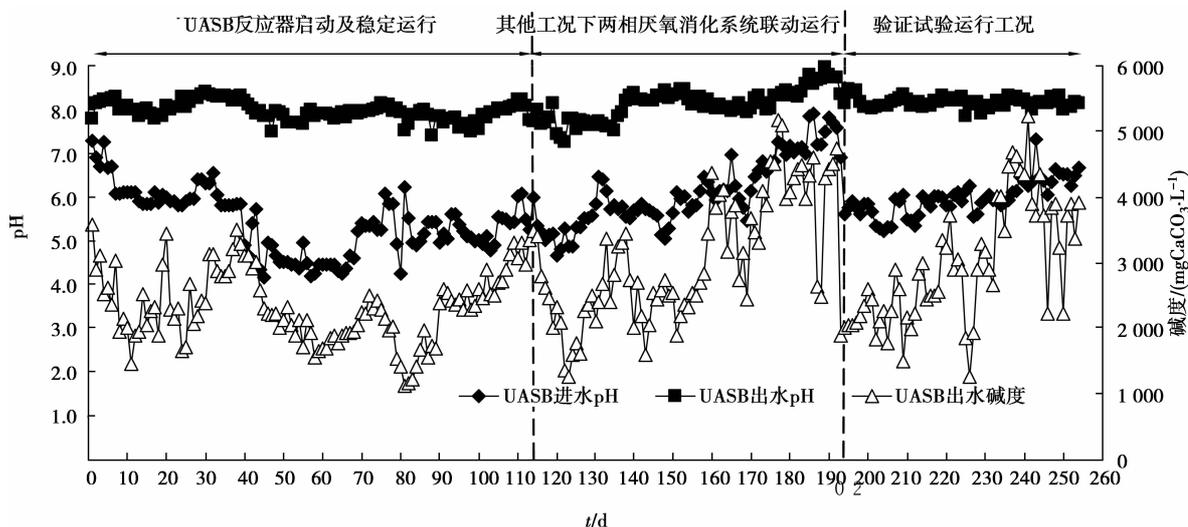


图 5 UASB 反应器进、出水中 pH 和碱度变化曲线

3 结 语

1)在序批式水解-UASB两相厌氧消化体系中研究有机垃圾氮素在两相厌氧消化系统中浸出、转化特性的基础上,建立了消化液回用时有有机垃圾两相厌氧消化氨氮累积模型,通过模型分析找出了消化液回用中氨氮累积的关键控制参数——回流比,为有效预防氨抑制提供了分析工具。

2)通过调节回流比控制氨氮累积试验,分析调控消化液回流比后产甲烷相进出水氨氮、pH、碱度以及产气状况的变化,验证了控制系统回流比可有效解决两相厌氧消化系统氨氮累积问题。当系统回流比设定为 0.85 时,UASB 出水氨氮浓度最终趋于一定值,约为 1 900 mg/L;此氨氮浓度并未对产甲烷反应器产生负面影响,反而提高了系统对酸碱的缓冲能力,保证了系统稳定的运行。

参 考 文 献:

- [1] NORDBERG A, JARVIS A, STENBERG B, et al. Anaerobic digestion of alfalfa silage with recirculation of process liquid[J]. *Bioresource Technology*, 2007, 98(1): 104-111.
- [2] GIOANNIS G D, DIAZ L F, MUNTONI A, et al. Two-phase anaerobic digestion within a solid waste/wastewater integrated management system[J]. *Waste Management*, 2008, 28(10): 1801-1808.
- [3] PAMBRUN V, PAUL E, SPeRANDIO M. Control and modelling of partial nitrification of effluents with high ammonia concentrations in sequencing batch reactor [J]. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 2008, 47(3): 323-329.
- [4] CHEN Y, CHENG J J, CREAMER K S. Inhibition of anaerobic digestion process: a review[J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99(10): 4044-4064.
- [5] KLAUS F, HEIKE S, RAINER W, et al. Operating problems in anaerobic digestion plants resulting from nitrogen in MSW [J]. *Waste Management*, 2007, 27(1): 30-43.
- [6] NIELSEN H B, ANGELIDAKI I. Strategies for optimizing recovery of the biogas process following ammonia inhibition [J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99(17): 7995-8001.
- [7] FRICKE K, SANTEN H, WALLMANN R, et al. Operating problems in anaerobic digestion plants resulting from nitrogen in MSW [J]. *Waste Management*, 2007, 27(1): 30-43.
- [8] POGGI-VARALDO H M, RODRIGUEZ-VAZQUEZ R, FERNANDEZ-VILLAGOMEZ G, et al. Inhibition of mesophilic solid-substrate anaerobic digestion by ammonia nitrogen [J]. *Applied Microbiology Biotechnology*, 1997, 47(3): 284-291.
- [9] CALLI B, MERTOGLU B, INANC B, et al. Effects of high free ammonia concentrations on the performances of anaerobic bioreactors [J]. *Process Biochemistry*, 2005, 40: 1285-1292.
- [10] ZHOU H B, QIU G Z. Inhibitory effect of ammonia nitrogen on specific methanogenic activity of anaerobic granular sludge [J]. *Journal of Central South University of Technology: English Edition*, 2006, 13(1): 63-67.
- [11] LAY J J, LI Y Y, NOIKE T, et al. Analysis of environmental factors affecting methane production from high-solid organic waste [J]. *Water Science Technology*, 1997, 36(6/7): 493-500.
- [12] SUNG S, LIU T. Ammonia inhibition on thermophilic anaerobic digestion[J]. *Chemosphere*, 2003, 53(1): 43-52.
- [13] 张波, 徐剑波, 蔡伟民. 有机废物厌氧消化过程中氨氮的抑制性影响[J]. *中国沼气*, 2003, 21(3): 26-31. ZHANG BO, XU JIAN-BO, CAI WEI-MIN. Review on the ammonia inhibition for anaerobic digestion[J]. *China Biogas*, 2003, 21(3): 26-31.
- [14] PENG X Y, JIA C X, LIU G T, et al. Nitrogen transformation characteristic in two phase anaerobic digestion of OFMSW with digestive effluent reuse [J]. *Journal of Central South University of Technology*, 2007, 14(3): 334-339.
- [15] 刘国涛. 城镇有机垃圾水解及其水解液厌氧消化工艺与性能研究[D]. 重庆: 重庆大学, 2007, 65-91.
- [16] FRICKE K, SANTEN H, WALLMANN R, et al. Operating problems in anaerobic digestion plants resulting from nitrogen in MSW [J]. *Waste Management*, 2007, 27(1): 30-43.