

# 厌氧生物水处理技术研究进展

江 瀚<sup>1</sup>, 王凯军<sup>2</sup>, 倪 文<sup>1</sup>, 陈树祥<sup>1</sup>

(1. 北京科技大学土木与环境工程学院, 北京 100083; 2. 北京市环境保护科学研究院, 北京 100037)

**摘要:** 在原有脱碳技术基础上, 废水厌氧处理在其他领域的研究与应用被不断拓展。本文介绍了近年来厌氧生物处理技术的新发展, 从理论和工艺两个方面, 综述了厌氧生物脱硫、生物制氢、厌氧氨氧化、厌氧反硝化的原理、研究、技术开发与应用。

**关键词:** 生物脱硫; 生物制氢; 厌氧氨氧化; 厌氧反硝化

**中图分类号:** X703; S216.4 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-1166(2004)04-0018-04

**Review on Development of Anaerobic Technology for Wastewater Treatment /** JIANG Han<sup>1</sup>, WANG Kaijun<sup>2</sup>, NI Wen<sup>1</sup>, CHEN Shuxiang<sup>1</sup> / (1. University of Science and Technology, Beijing 100083, China; 2. Beijing Municipal Research Academy of Environmental Protection, Beijing 100037, China)

**Abstract:** Anaerobic treatment technology has been extended in other field on basis of carbon removal. This paper introduces the development of anaerobic technology from theoretical and practical aspects as well as anaerobic sulfur removal, biological hydrogen production, anaerobic ammonium oxidation, anaerobic denitrification.

**Key words:** sulfur removal; biological hydrogen production; anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX); anaerobic denitrification

## 1 前言

上世纪末, 人们已认识到沼气的产生是一个微生物学过程, 由此而发展起来的厌氧废水处理技术至今已有一百多年的历史<sup>[1]</sup>。随着环境污染和能源紧张问题变得越来越严重, 厌氧作为一种高效、低能耗的废水处理技术, 越来越受到人们的重视而得到广泛应用。

传统的厌氧技术的应用是以去除有机污染物—碳素为目的, 因此产甲烷是一种最好的工艺。随着人们对厌氧原理认识的深入和对厌氧技术的研究, 厌氧过程中许多新现象被发现, 厌氧技术正不断向更深、更广的领域发展。厌氧的功能已在原有的单纯去除有机物(去碳)的基础上, 进一步实现了氮、磷、硫等污染元素的去除, 厌氧废水处理的功能也得到了进一步的扩展。

## 2 厌氧生物水处理技术

### 2.1 厌氧生物脱硫

过去在对于硫酸盐富集废水的厌氧处理中, 硫

酸盐还原被认为是一个不被期望的过程<sup>[7]</sup>。最初的研究从硫化氢的毒性, 产硫化氢微生物和产甲烷微生物之间竞争和对产硫化氢细菌的抑制等方面进行<sup>[2~4]</sup>考虑, 其目的在于消除硫酸盐对厌氧的影响, 并且尽可能避免硫酸盐还原菌的生长和新陈代谢。这个工艺特别对于低 COD/硫酸盐比率(高硫酸盐浓度)的废水是有效的, 在硫酸盐含量比较高的废水的厌氧处理期间, 没有什么有效的方法来阻止 H<sub>2</sub>S 产生<sup>[5]</sup>。

#### 2.1.1 厌氧脱硫原理与技术

在近几年, 随着人们对硫酸盐厌氧还原机理的认识, 一些新的生物脱硫工艺已被开发出来, 厌氧段的和传统厌氧反应目的反了过来: 硫酸盐最大的还原, 配合着产甲烷的完全压抑(如果可能)。

Reis 等人<sup>[6]</sup>通过试验证实了在酸性条件下, 产酸作用和硫酸盐还原作用可以同时进行。这就促使人们企图利用产酸相将硫酸盐还原, 然后去除硫酸盐还原产物硫化物。从而减轻或避免硫酸盐还原过程对甲烷化的影响。Postgate 等人<sup>[7]</sup>认为硫化物是厌氧条件下硫酸盐还原的最终产物。建立在生物硫循环基础上生物脱硫方法的基本原理就是首先在硫酸

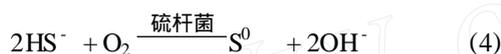
收稿日期: 2004-04-27 修回日期: 2004-07-21

作者简介: 江瀚(1970-), 男, 博士研究生, 研究方向为废水厌氧生物处理。

盐还原细菌(SRB)的作用下,将废水中的硫酸根还原为硫化物(方程 1)。



两相厌氧脱硫反应器中硫酸盐还原相的出水中含有高浓度的硫化物,在进入甲烷相之前可以以三种途径加以去除:一是可以用废水中的重金属离子来沉淀产生的硫化物(方程 2);二是在酸性条件下,直接用空气或惰性气体将大部分以  $\text{H}_2\text{S}$  形式存在的硫化物吹脱出去(方程 3);三是产生的硫化物(包括沉淀的硫化物)在硫杆菌(Thiobacillus)的作用下,通过限制曝气,很好的控制氧化还原电位和溶解氧浓度,将硫化物氧化为单质硫而得以回收利用(方程 4)。



化学沉淀法一般常用  $\text{Fe}^{2+}$  作为沉淀剂,使  $\text{S}^{2-}$  与  $\text{Fe}^{2+}$  形成  $\text{FeS}$  沉淀。该方法操作简单,在处理水量大,硫化物含量高的废水时,沉淀剂费用较大,而且产生的化学污泥需进一步处理。吹脱法过程简单,但动力消耗大,运行费用高,吹脱后的尾气含有大量的  $\text{H}_2\text{S}$ ,如不加处理,会造成大气的二次污染。生物脱硫法是近些年发展起来的一项新技术,与物化法相比,不产生化学污泥、可回收单质硫、去除效率高、能耗低<sup>[8]</sup>。因此,虽然生物脱硫技术的研究起步较晚,但发展较快。

### 2.1.2 含硫废水处理技术的应用

已经有大量的硫酸盐还原反应器被研究开发出来,包括沟渠式反应器、厌氧滤池、混合式反应器、厌氧填充滤池、流化床、气提反应器、序批式反应器、UASB 和折板式反应器。

在此基础上,新的厌氧脱硫工艺的不同体现在  $\text{H}_2\text{S}$  去除的技术单元上。我国的杨景亮、左剑恶等人<sup>[9]</sup>曾经对硫酸盐废水的生物脱硫进行了实验性的研究,利用两相厌氧工艺来处理含有硫酸盐的有机废水,即硫酸盐还原—生物脱除硫化物—甲烷化路线来处理含硫酸盐有机废水,取得了理想的效果。1996年 Paques 公司用于去除硫酸盐的 Thiopaq 工艺是一个与此路线相同的生化工艺,第一步是硫酸盐被转化为硫化氢,接下来硫化氢被转化为单质硫并加以回收。加拿大的 NTBC 研究所开发了 Biosulphide 工艺。则是采用硫酸盐还原—化学沉淀脱除硫化物

—甲烷化的工艺路线。

### 2.2 厌氧生物制氢

利用高浓度有机废水处理工艺制取氢气,是把污水处理和开发新能源结合起来的一项新技术,正越来越引起人们的关注。发酵法生物制氢技术即可作为废水两相厌氧生物处理中的产酸相,又可达高效生物产氢能力而受到关注。

#### 2.2.1 厌氧生物制氢原理

一些产酸发酵细菌具有很强的产氢能力<sup>[10]</sup>。有机废水处理工艺进行生物制氢,实质上是利用两项厌氧技术,通过产氢产酸发酵菌对有机物质的发酵途径,将大分子有机物分解为低分子有机酸(乙酸、丁酸)和乙醇等产物,同时释放出发酵气体( $\text{H}_2$  和  $\text{CO}_2$ )。生物制氢单元作为两项厌氧生物处理的产酸相“镶嵌”在有机废水厌氧生物处理工艺中。传统的发酵理论认为,有机废水产酸发酵类型有丁酸型发酵、丙酸型发酵两种类型,最近在哈工大的实验中发现了一种新型的发酵类型—乙醇型发酵<sup>[11]</sup>。前两种发酵类型都不同程度存在着丁酸产率高,因而对后继产甲烷相带来潜在危害。乙醇型酸型发酵产物以乙酸、乙醇为主,发酵气体中含有大量的氢。无论从产氢量和发酵稳定性方面,乙醇型酸型发酵均有较高的优越性。

#### 2.2.2 厌氧生物制氢技术的发展

最初人们用一些微生物载体和包埋剂,通过单一发酵细菌细胞固定化,对一系列厌氧生物制氢反应系统进行了研究。1997年 Rachman 等人<sup>[12]</sup>用分批培养方法对产气肠杆菌 *E. aerogenes* HU-101 及其变异菌株 *E. aerogenes* AY2 进行产氢研究中发现,这两个菌株的细菌体有很强的自絮凝作用。进而采用填充式反应器对这两种细菌进行了连续培养,取得了较好的产氢效果。

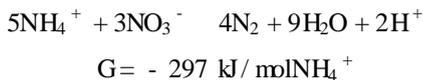
1992年任南琪通过乙醇型发酵,利用新研制出的生物制氢反应器制取氢气,产氢能力较高。此技术突破了纯菌细胞固定化的限制,开创了以非固定化的混合菌(厌氧活性污泥)产酸代谢为基础的生物制氢新领域<sup>[11]</sup>。

新的生物制氢反应器具有如下特征: 1. 选择 CSTR 型反应器; 2. 采用混合反应区与沉淀分离区合建的一体化结构,内设气-液-固三相分离装置; 3. 采用低速搅拌器促使液、固及污泥回流; 4. 反应其内设竖向挡板。采用研制的生物制氢技术和反应器,以碳水化合物为底物,容积负荷 60~85 kgCOD·

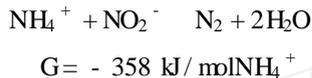
$\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$ 时,可达最大产氢率  $10.4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$ ,已具备进一步开发的价值<sup>[13]</sup>。该技术 2002 年已通过生产性中试。

### 2.3 厌氧氨氧化

1977 年 Broda<sup>[14]</sup>预言自然界存在以亚硝酸盐为电子受体的厌氧氨氧化反应,1995 年,荷兰 Delft 技术大学 Kluyver 生物技术实验室 Mulder 等<sup>[15]</sup>在厌氧流化床反应器中发现了以硝酸盐为电子受体的厌氧氨氧化反应。进而开发出 ANAMMOX 工艺 (Anaerobic Ammonium Oxidation)。发生的反应可假定为:



最近研究表明, $\text{NO}_2^-$ 也可作为电子受体进行如下反应:



根据化学热力学理论,上述反应的  $G < 0$ ,说明反应可自发进行。厌氧  $\text{NH}_4^+$ 氧化过程的总反应是一个产生能量的反应,从理论上讲,可以提供能量供微生物生长。

Straus<sup>[16]</sup>、郑平<sup>[17]</sup>用生物固定床和生物流化床研究了 ANAMMOX 污泥的特性。研究表明参与 ANAMMOX 的细菌是一种新发现的化能自养型厌氧细菌,由于该菌是自养菌,因此不需要添加有机物来维持反硝化。其可在无分子态氧的条件下以  $\text{CO}_2$  ( $\text{CO}_3^{2-}$ )为碳源、 $\text{NO}_2^-$ 为电子受体、 $\text{NH}_4^+$ 为电子供体,将  $\text{NH}_4^+$ 和  $\text{NO}_2^-$ 共同转化为  $\text{N}_2$ 。

ANAMMOX 菌生长缓慢,因此通常选用具有较长污泥龄的反应器,如厌氧流化床、固定床、UASB 和 SBR 等。

ANAMMOX 完全突破了传统生物脱氮工艺的基本概念,为利用生物法处理高氨、低 BOD 的废水找到了一条最优的途径。生产规模的 ANAMMOX 反应装置已在荷兰鹿特丹的 Dokhaven 废水处理厂建成,并于 2002 年 6 月 27 日成功启动。

### 2.4 厌氧反硝化(同时脱碳脱氮技术)

传统的污水生理论认为,在厌氧还原过程中,硝酸盐(亚硝酸盐)反硝化和碳素的甲烷化是两个相对独立的过程,需要各自的条件。硝酸盐(亚硝酸盐)的存在难以保证甲烷化所需的低氧化还原电位,反硝化总是先于甲烷化进行。此条件下运行的反应器往往成了缺氧反硝化反应器。所以在工艺流程

中,两个功能单元是分开的。但随着微生物固化技术的发展和微生物微环境的研究,微观上反硝化和甲烷化不能同时进行的现象宏观上得以实现。

#### 2.4.1 厌氧反硝化的研究

最早厌氧反硝化报道见于日本,江本袖子<sup>[18]</sup>1988 年对厌氧反硝化进行了研究,认为在 UASB 反应器中实现反硝化是可行的。Acitores 等报道了利用厌氧/好氧双相系统在厌氧流化床反应器中的硝酸盐和亚硝酸盐的反硝化,此处好氧阶段的硝化出水被回流至厌氧反应器部分。陈忠余<sup>[19]</sup>、王德成等<sup>[20]</sup>1995 年在四川化工总厂实际运行的 UASB 反应器内发现了厌氧反硝化现象,对反硝化颗粒污泥的基本特性进行了研究,并在反硝化颗粒污泥中鉴定了两株脱氮菌 *Micrococcus sp. strain* 和 *Pseudomonasa aeruginosa strain*。

布拉格化学技术研究所的 P. Jenicek 等<sup>[21]</sup>在实验室,在 USSB 反应器内实现了厌氧反硝化,用厌氧污泥培养出厌氧反硝化颗粒污泥。厌氧反硝化颗粒污泥的最大活性为  $47 \text{ mgN} \cdot \text{gVSS}^{-1}\text{h}^{-1}$  (35%,以葡萄糖为基质)。与厌氧颗粒污泥相比,由厌氧颗粒污泥驯化得到的厌氧反硝化颗粒污泥仍然具有较高的产甲烷活性。M. L. Lacalle, 等<sup>[22]</sup>利用厌氧-好氧 (UAB + UBAF) 相结合系统去除高浓度工业废水中的有机物和氮,在 UASB 反应器内实现厌氧反硝化。UASB 反应器内比产甲烷活性和反硝化活性分别为  $1.05 \text{ gCOD} \cdot \text{gVS}^{-1}\text{d}^{-1}$  和  $32.08 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{N} \cdot \text{gVS}^{-1}\text{d}^{-1}$ 。从好氧反应器到厌氧反应器的回流比对整个系统氮的去除率有很大的影响。

Akunna J. C 等<sup>[23]</sup>认为,对于高效的厌氧反硝化作用,最佳利用所需要的有机碳源对反硝化的效果起到重要的作用。笔者与他人用 UASB 同时脱碳、脱氮研究结果显示,以葡萄糖、硝酸盐为基质,在反应器中内可以同时实现 COD 容积负荷  $10 \text{ gCOD} \cdot \text{L}^{-1}\text{d}^{-1}$ 、去除率 95% 和  $\text{NO}_3^- \cdot \text{N}$  容积负荷  $1.2 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}\text{d}^{-1}$ 、总氮去除率 85% 的处理效果。

高效反硝化主要依赖<sup>[21]</sup>:1. 废水保持稳定和较高的温度;2. 高的生物浓度和厌氧反硝化颗粒污泥对厌氧出水特殊性质的有效利用。

#### 2.4.2 厌氧反硝化现象的理论探讨

厌氧同时脱碳脱氮现象以下两种理论进行解释:一是从微生物微环境角度解释,在污泥絮团中,由内到外存在氧化还原电位差,一般认为内部的环境是严格厌氧的,适宜甲烷菌的生长和产甲烷过程

的进行;而絮团外部氧化还原电位相对较高,适宜反硝化菌生长和反硝化过程的进行。Lin YF<sup>[24]</sup>的研究证实了这一点,这也是厌氧反硝化通常采用膜生物和颗粒污泥反应器的原因。二是从微生物的空间分布来解释,在进行厌氧反硝化的 UASB 反应器中,污泥床底部污泥的反硝化活性明显高于上部,污泥床底部的氧化还原电位低于 - 275 mV 时,中上部仍能达到 - 330 mV 以下。可以认为,在整个反应器是不明确划分的底部以缺氧反硝化功能为主、中上部以厌氧产甲烷功能为主的空间组合。笔者认为,由于在废水处理过程中反应器形式和污泥结构的复杂性,厌氧反硝化往往是上述两种机理协同作用的结果。

### 3 展望

近二十年来,在科研工作者的不断努力下,厌氧技术在物质转化途径理论学、微生物学、工艺技术等方面取得突破性进展。厌氧生物脱氮解决了传统厌氧过程中高浓度硫酸盐抑制问题,同时可以回收单质硫;厌氧生物制氢在处理废水的同时产生新能源,为制造洁净能源创造了一种新方法;厌氧氨氧化为低碳源、高氮废水的脱氮发现了一条新途径,扩大了生物脱氮工艺的适用范围;厌氧反硝化则为在厌氧产甲烷过程中同时脱氮提供了一条新思路。

以上技术的开发与应用为厌氧技术的应用开辟了更广阔的前景。值得一提的是,在上述厌氧新技术的开发与应用中,我国科研工作者一直为之不懈努力,乙醇型发酵制氢就是由我国科研工作者独立开发的具有国内知识产权的新技术。相信在世界各国学者的共同努力下,会有更多的厌氧技术被进一步开发应用。

### 参考文献:

- [1] McCarty P L. One Hundred Years of Anaerobic Treatment [A]. Proc. Of the 2th Internatioal Symposium On Anaerobic Digestion[C]. Elsevier:Amsterdam, 1981.
- [2] Khan A W, et al. Effect of Sulphur Containing Compounds on Anaerobic Digestion of Cellulose to Methane by Mixed Cultures Obtained from Suwage Sludge[J]. Appi. Environ. Microbiol. 1978, 35(9):1027 - 1034.
- [3] Kroiss H, F Plahl-Wabnegg. Sulphide Toxicity with Anaerobic Wadewater Treatment [A]. European Sym. on Anaerobic Wadewater Treatment[C]. The Netherlands 1983, 72 - 85.
- [4] Lawrence A W, P McCarty. The Role of Sulfide in Preventing Heavy Metals Toxicity in Anaerobic Wastewater Treatment[J]. J. WPCF, 1965, 37:392 - 409.
- [5] Pohland F G, S. Ghosh. Development in Anaerobic Stabilization of Organic Waste-the Two-phase Concept[J]. Environ Lett, 1971, 1:255 - 266.
- [6] Reis M A M., et al. Sulphate Reduction in Anaerobic Phase Anaerobic Digestion[J]. Environ. Tech. Letters, 1988, 8:833 - 892.
- [7] Postgate J R. The Sulphate Reduction Bacteria [M]. UK: Cambridge University Press, 1984.
- [8] Buisman C J, et al. A New Biotechnological Process for Sulphide Removal with Sulphur Production. [A]. Proc of the 5th Int. Symp. of Anaorbic Digestion[C]. Bologna, Italy, 1988: 19 - 22.
- [9] 杨景亮,左剑恶. 两相厌氧工艺处理高浓度硫酸盐有机废水的研究[J]. 环境科学, 1995, 16(6): 8 - 11.
- [10] Ren Nanqi, Wang Baozhen, Ma Fang. Hydrogen bioproduction of cabohydrate fermentation be Anaerobic activated sludge process[J]. Process Water Environment Federal Annual Conference Expos 68<sup>th</sup>, 1995(1): 145 - 153.
- [11] 任南琪,等,有机废水生物制氢技术[J]. 中国环境科学, 1994, 14 (6): 411 - 415.
- [12] Rachman M A. J. Ferment. Bioeng., 1997, 83:358 - 363.
- [13] 任南琪,王宝贞. 有机废水发酵法生物制氢 - 原理与方法[M]. 哈尔滨:黑龙江科学技术出版社, 1994, 40 - 44.
- [14] Broda E. Two of kinds nithotrophlics missing in nature[J]. Z. Allg. Microbiology. 1977, 17:491 - 493.
- [15] Milder A, Van De Gaaf A A, Robertson L A, et al. Anaerobic Ammonium oxidation discovered in a denitrifying bed reactor [J]. . FEMS Microbiological Ecology. 1995, 6 (1):177 - 184.
- [16] Strous M, Jerten M S M, Zheng P, et al. Ammonium removal from concentrated waste streams with anaerobic ammonium oxidation process in different reactor configurations[J]. Water Research, 1997, 31(6):1955 - 1962.
- [17] 郑平. 厌氧氨氧化技术的研究[D]. 杭州:浙江大学, 1997.
- [18] F Emoto. Research of nitrogen removal in UASB reactor[J]. Water and Waste(in Japanese), 1988, 30(2):133 - 137.
- [19] 陈忠余,黄钧. 高活性反硝化颗粒污泥的研究[J]. 微生物学通报, 1994, 22(4):219 - 221.
- [20] 王德诚,贺诗毅. USB 法废水反硝化研究[A]. 第五届全国生物化工学术会议论文集[C]. 北京:化学工业出版社, 1993. 89 - 94.
- [21] P Jenicek. . Adaptation of the methanogenic to denitification in anaerobic-anoxic USSB reactor[J]. (下转 31 页)

力上升流速是进水和外循环二因素作用的结果,而沉淀区水力上升流速则是进水单因素作用的结果。试验表明,启动期下反应区的水力上升流速控制在  $0.80 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$  较为合适,过低达不到最佳传质效果,过高则容易造成污泥大量流失。从表 1 可以看出,在试验的前 8 天,上、下反应区的水力上升流速完全相同,都是  $0.80 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$ 。从第 9 天间隙内循环出现之日起,上、下反应区开始出现水力上升流速差,随着内循环作用的不断加强,两反应区之间的水力上升流速差越来越大,至第 20 天,当内循环量达到  $11.30$

$\text{L} \cdot \text{h}^{-1}$ ,下反应区水力上升流速达到  $0.84 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$  时,停止外循环。此时反应器内水力上升流速发生了较大的变化,上反应区和沉淀区均只受进水影响,二者的水力上升流速转而一致,而下反应区的水力上升流速随着内循环作用的增强则进一步提高,直至反应器内出现不间断内循环。附加外循环 IC 反应器内这种向上递减的流速梯度是快速启动的重要保证之一。它一方面保持了下反应区内足够强的传质作用,另一方面又避免了高传质作用下污泥流失的问题。

表 1 附加外循环 IC 反应器水力上升流速与进水及内、外循环的关系

日期	进水流量 / $\text{L} \cdot \text{h}^{-1}$	$V_{\text{up}1}$ / $\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$	外循环量 / $\text{L} \cdot \text{h}^{-1}$	$V_{\text{up}2}$ / $\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$	内循环量 / $\text{L} \cdot \text{h}^{-1}$	$V_{\text{up}3}$ / $\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$	下反应区流速 / $\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$	上反应区流速 / $\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$	沉淀区流速 / $\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$
7月10-7月14	2.30	0.13	12.00	0.67	---	---	0.80	0.80	0.13
7月15-7月17	2.30	0.13	12.00	0.67	---	---	0.80	0.80	0.13
7月18-7月21	2.76	0.16	12.00	0.67	0.30-2.40	0.02-0.14	0.84-0.96	0.82	0.15
7月22-7月24	2.76	0.16	12.00	0.67	1.50-5.40	0.08-0.30	0.90-1.12	0.82	0.15
7月25-7月28	3.31	0.19	7.00	0.40	2.60-7.50	0.15-0.43	0.74-1.02	0.59	0.19
7月29-8月1	3.31	0.19	---	---	3.70-11.30	0.21-0.65	0.40-0.84	0.19	0.19
8月2-8月5	3.97	0.23	---	---	9.21-15.30	0.51-0.85	0.74-1.08	0.23	0.23

$V_{\text{up}1}$ :进水引起的水力上升流速; $V_{\text{up}2}$ :外循环引起的水力上升流速; $V_{\text{up}3}$ :内循环引起的水力上升流速

### 3 结论

(1)附加外循环 IC 反应器通过外循环作用在启动初期就能使反应器内保持合适的上流速度,有效地克服了厌氧反应器普遍存在的在启动初期因传质差而导致启动缓慢、运行不稳的问题,降低了启动难度,保证了反应器能快速、平稳地启动。这对于那些需要间断运行、多次启动的 IC 反应器尤为适用。

(2)附加外循环 IC 反应器不同于附加气循环 IC 反应器,它可以根据需要随意控制颗粒污泥的膨胀度,保持最佳的传质强度。附加气循环 IC 反应器的污泥膨胀度和传质强度是不可调的,非连续式的。事实上,在启动初期,IC 反应器的产气量很小,附加气循环作用有限。因此,附加气循环 IC 反应器的启

动期明显长于附加外循环 IC 反应器。<sup>[4,5]</sup>

### 参考文献:

- [1] 左剑恶,王妍春,陈浩. 膨胀颗粒污泥床(EGSB)反应器的研究进展[J]. 中国沼气,2000,18(4):3-8.
- [2] 张忠波,陈吕军,胡纪萃. IC 反应器技术的发展[J]. 环境污染与防治,2000,22(3):39-41.
- [3] 李锡英,丁建南,邵希豪. 处理酒精废醪的厌氧反应器类型[J]. 中国沼气,1997,15(3):35-37.
- [4] 陈广元. 附加气循环 IC 反应器处理低浓度有机废水[J]. 中国沼气,2002,24(4):22-23,27.
- [5] 吴根义,杨仁斌,等. 试验用附加气厌氧内循环反应器的设计与制作[J]. 湖南农业大学学报(自科),2003,29(5):394-396.

(上接 21 页)

- [21] Water Science & Technology, 2002, 45 (4):335-340.
- [22] M L Lacalle, S Villaverde, F Fdz Polanco, P A Garcia Encina. Combined anaerobic/aerobic(UASB + UBAF) system for organic matter and nitrogen removal from a high strength industrial wastewater [J]. Water Science & Technology, 2001, 44 (4): 255-262.

- [23] Akunna J C, Bizeau C, Moletta R. Nitrite and nitrite reductions with anaerobic sludge using various carbon sources: glucose, glycerol, acetic acid, lactic acid and methanol [J]. Wat. Res. 1993, 27(8):1303-1312.
- [24] Lin YF, Chen KC. Denitrification and methanogenesis in a commobilized mixed culture system [J]. Wat Res, 1995, 29(6):35-43.