

王静, 杨殿海. 2012. 剩余污泥与废弃油脂混合厌氧消化产气缓滞因素研究[J]. 环境科学学报, 32(5): 1088-1094

Wang J, Yang D H. 2012. Study on inhibition factors of biogas production during anaerobic co-digestion of sewage sludge and waste grease[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 32(5): 1088-1094

剩余污泥与废弃油脂混合厌氧消化产气缓滞因素研究

王静, 杨殿海*

同济大学环境科学与工程学院, 上海 200092

收稿日期: 2011-07-01 修回日期: 2011-08-03 录用日期: 2011-09-05

摘要: 通过完全混合式厌氧消化反应研究了底物中添加 30% (以 VS 计) 的厨余提取物, 且底物与接种物的 VS 比为 1.87 时厌氧消化过程中产气迟滞的影响因素. 结果表明, 反应过程中氨氮含量小于 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 游离氨对比甲烷累积产气率基本没有影响. 挥发性脂肪酸 (VFAs) 的富集及反应器酸化是影响产气缓滞的直接因素, VFAs 中乙酸的大量累积使得反应器酸化严重, pH 降至 6.4, 产生了 10~15 d 的产气迟滞, 之后随着 VFAs 的降解和碱度的缓冲, 产气恢复正常. 完全混合式反应器在各个阶段出现的不同污泥颗粒体现了反应进行的不同阶段和反应的酸化情况.

关键词: 油脂; 混合厌氧消化; 挥发性脂肪酸 (VFAs); 产气缓滞

文章编号: 0253-2468(2012)05-1088-07 中图分类号: X703 文献标识码: A

Study on inhibition factors of biogas production during anaerobic co-digestion of sewage sludge and waste grease

WANG Jing, YANG Dianhai*

Institute of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092

Received 1 July 2011; received in revised form 3 August 2011; accepted 5 September 2011

Abstract: This work studied the inhibition factors of biogas production based on a completely mixed anaerobic digestion reactor, which was applied to the co-digestion of waste activated sludge and the grease from kitchen waste. The percentage of waste grease in the substrate was 30% (in VS), and the ratio of substrate to the inoculum was 1.87 in VS. The concentration of NH_4^+ -N maintained $< 500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ in the whole process, indicating little negative effect of free ammonia on the specific methane production potential. The accumulation of acetic acid, the principal VFA used by methanogenic bacteria, caused pH decrease and resulted in acidification of the reactor. When pH decreased to 6.4, there was a lag period of 10~15 days of methane production. Then with the degradation of VFAs and buffer by the alkalinity increase, the reactor resumed to the normal state. Different sludge particles developed in the reactor reflected the different stages and acidification conditions.

Keywords: grease; co-digestion; VFAs; lag period

1 引言 (Introduction)

随着我国城镇化水平的不断提高, 污水处理设施建设得到了高速的发展. 据统计, 2007 年底我国城市污水年处理量已达 227 亿 m^3 (住房和城乡建设部计划财务与外事司, 2008), 处理率为 62.9%, 年产干污泥量约 $541 \times 10^4 \text{ t}$, 折合含水率 80% 的湿污泥 $2574 \times 10^4 \text{ t}$. 污泥作为水处理的副产物, 若未经处理直接排放到环境中, 则会造成土壤或水体的再

次污染. 通过厌氧消化对污水污泥进行有机质能源化回收, 既能保证污泥的稳定化和减量化, 又可使有机质资源得到有效回收利用, 在很大程度上推动了节能减排和循环经济发展的进程.

污泥厌氧消化在许多城市污水处理厂是一种常用的处理工艺, 具有良好的产物稳定性、较高的甲烷回收率和良好的脱水性能等 (Mata-Alvarez *et al.*, 2000), 但也存在诸如降解速度慢 ($> 20 \text{ d}$)、VS 去除率相对较低 (30%~40%) 等不足 (Tai

基金项目: 巢湖水专项 (No. 2008ZX07316-002)

Supported by the Chaohu Lake Water Treatment Special Project (No. 2008ZX07316-002)

作者简介: 王静 (1985—), 女, E-mail: klein-tj@hotmail.com; * 通讯作者 (责任作者), E-mail: yangdianhai@tongji.edu.cn

Biography: WANG Jing (1985—), female, E-mail: klein-tj@hotmail.com; * Corresponding author, E-mail: yangdianhai@tongji.edu.cn

et al., 2006). 为了强化该消化过程,许多学者针对厌氧消化的各方面影响因素和一些预处理方法进行了研究 (Fu *et al.*, 2006; Gunaseelan *et al.*, 1997), 而混合一种容易降解、能够改善污泥降解率的物质是强化厌氧消化过程的主要途径之一. 目前,国内外已有许多研究将隔油池油泥或厨余垃圾与城市剩余污泥混合进行厌氧消化 (Myungyeol *et al.*, 2009; Kabouris *et al.*, 2009; Davidsson *et al.*, 2008), 其最大的优点在于底物中油脂与剩余污泥混合,能够改善底物的 pH 缓冲能力和营养结构,从而极大地改善处理效果,提高产气率.

研究发现,影响混合厌氧消化的主要因素除了一些与普通厌氧消化一致的因素(如温度、HRT、投配率、搅拌方法及搅拌速率、营养与 C/N 比、pH、有毒物质、长链脂肪酸(LCFAs))外,还有混合底物中油脂比例、底物与接种物的 VS 之比($R_{S/I}$)及预处理等因素,尤其是 LCFAs 对产甲烷菌具有很强的抑制作用(Pereira *et al.*, 2005). 这种物质会吸附在产甲烷菌的细胞壁或细胞膜上,干扰其运输或防御功能,LCFAs 的降解主要是通过 β -氧化产生乙酸盐和氢气(Weng *et al.*, 1976),且 LCFAs 含量越高降解速度越慢,容易出现降解缓滞期,不利于甲烷化阶段的进行(Kim *et al.*, 2004),而中间过程产生的挥发性脂肪酸(VFAs)的富集也会对产甲烷菌产生抑制作用(Raposo *et al.*, 2006).

研究表明,摇瓶试验中得到的底物中最佳油脂比例为 35% ~ 70% (以 VS 计,下同),高于半连续反应器得到的最佳比例 10% ~ 30% (Kabouris *et al.*, 2009; Luostarinen *et al.*, 2009; Davidsson *et al.*, 2008; Zhu *et al.*, 2011; Cirne *et al.*, 2007). 本试验拟采用完全混合式反应器,流态类似于摇瓶,但体积接近半连续反应器,因此,采用 30% 作为底物中油脂设计比例. 同时, Cirne 等(2007)的研究发现,高比例的 $R_{S/I}$ 反应中具有明显的产气缓滞期,且随着 $R_{S/I}$ 的增加,缓滞期变长. 基于此,为了探明抑制污泥厌氧消化过程中产气的具体因素,本文通过设

计高油脂比例和高 $R_{S/I}$ 下的混合厌氧消化反应,并对其产气过程参数进行检测,研究和分析影响产气缓滞的主要因素,以期提高甲烷产率.

2 材料和方法 (Materials and methods)

2.1 反应器准备

本试验采用柱状恒温完全混合式厌氧反应器,包括两个平行反应器,具体如图 1 所示. 混合反应器的高径比为 8:5,单个反应器的总容积为 4553 mL,其中液相为 3000 mL,顶部连接集气袋,假设集气袋与反应器内部的气体是均质的. 采用恒温水浴加热,温度保持在 37 °C,采用 D2010W 桨式搅拌,转速控制在 110 ~ 120 $r \cdot \min^{-1}$ 之间,顶部液封隔绝空气. 每次取样 10 mL,取样总量不超过 150 mL,低于总有效容积的 5%,不影响混合物的均相程度.

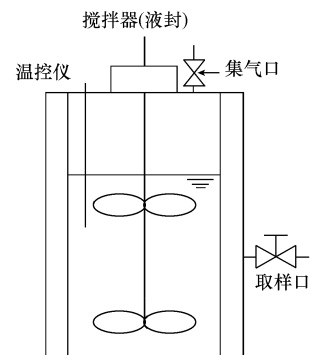


图 1 混合厌氧反应器简图

Fig. 1 Graph of a full mixed anaerobic digester

2.2 接种物和底物

接种物为太仓污水处理厂的厌氧消化污泥,经过 2 周的密封静置后取用. 底物中污泥为上海市曲阳污水处理厂二沉池的剩余活性污泥,油脂为同济大学西苑食堂早午餐混合厨余上层油脂,其性质参数和混合物配比如表 1 所示. 底物中油脂所占比例为 30% (以 VS 计),底物和接种物的 VS 比 $R_{S/I} = 1.87$.

表 1 接种物和底物的性质参数

Table 1 Characteristics of inoculum and substrate

接种物(底物)	TS/($g \cdot L^{-1}$)	VS/($g \cdot L^{-1}$)	VS/TS	TCOD/($g \cdot L^{-1}$)	体积/mL
消化污泥	29	18	63%	36	1150
活性污泥	36	25	70%	49	1100
厨余提取物	586	507	86%	631	22

注:TS 为总固体,TCOD 为总化学需氧量,厨余提取物的 TS 由 105 °C 下水分蒸发后的油状物质量计算所得.

2.3 参数测定

本试验的目的是研究液相参数变化对甲烷产率的影响,故测定对象包括气体和液体两部分。

气体部分主要测定的参数为气体体积和气体中甲烷含量,气体体积采用针管抽气测定,甲烷含量采用 MICRO-GC CP3000 型气相色谱测定. 甲烷产率由比甲烷日产气率 (SMPR)、比甲烷累积产气率 (SMP) 表征,其单位分别为 $\text{mL}\cdot\text{d}^{-1}$ 和 mL (均以 VS 计,为 1 个标准大气压、273.15 K 下的标准状态)。

液体测定的指标主要为 pH、溶解性化学需氧量 (SCOD)、氨氮 (NH_4^+-N)、总碱度 (TALK) 和 VFAs. 水样经过 $3000\text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$ 离心 8 min 后取上清液,经定量分析滤纸过滤后在 $4\text{ }^\circ\text{C}$ 下保存,其中,用于 VFAs 测定的样品在测定前加 3% 磷酸溶液进行处理. pH 采用 pH 计测定,TCOD、SCOD 采用 GB11914-89 中规定的重铬酸钾法测定, NH_4^+-N 采用国标纳氏试剂分光光度法测定,总碱度采用酸碱指示剂滴定法测定,VFAs 采用气相色谱 Agilent N 6890 测定。

3 结果和讨论 (Results and discussion)

3.1 有机物降解和甲烷产率的变化

图 2 为厌氧消化反应的 SMPR、SMP 和 SCOD 变化曲线. 由图 2 可知,SMPR 和 SCOD 变化曲线均呈双峰状,SMPR 分别在第 7 d 和第 18 d 达到峰值,分别为 $11.6\text{ mL}\cdot\text{d}^{-1}$ 和 $19.5\text{ mL}\cdot\text{d}^{-1}$. 从 SMPR 和 SMP 曲线均可以看出,在反应最初的 10~15 d 内存在产甲烷抑制现象,此时,厌氧菌主要以剩余活性污泥作为养分产甲烷,SMP 较低. 从第 15 d 开始,油脂水解成厌氧菌可利用的养分,SCOD 又一次上升,SMPR 上升速度加快,最终至反应结束时甲烷总产量为 376 mL. 由于油脂水解速率较慢,导致产气高峰

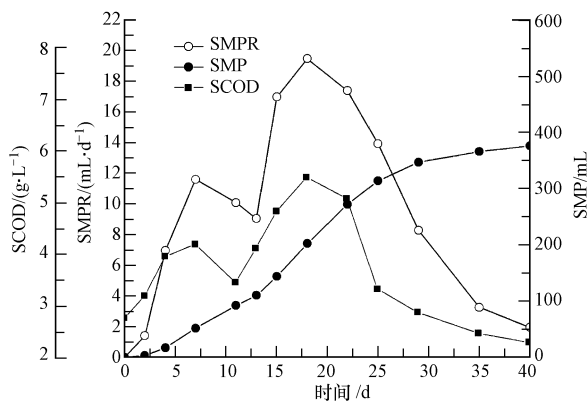


图 2 有机物降解和甲烷产率变化

Fig. 2 Variation of degradation of organics and the SMP with time

自 15 d 以后才开始。

3.2 氨氮和 pH 的变化

Chen 等 (2008) 的研究表明,游离氨比铵离子对产甲烷菌的毒性更大,因为前者可以轻易地穿过细胞膜. Liu 等 (2002) 的研究表明,当氨氮小于 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时对厌氧消化有益,因为 N 是微生物新陈代谢的重要元素,在未经驯化的微生物系统中,当氨氮高于 $500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时系统将运行失常 (Zhang *et al.*, 2003),并且 pH 值的升高会导致 NH_4^+ 向游离氨转化,致使产甲烷菌所受抑制性增强。

图 3 所示为本试验反应器中混合液的氨氮和 pH 变化情况. 由图 3 可知,在反应最初的 2 d 中,氨氮浓度低于 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,在接下来的 9 d 中,由于氨基酸和一般蛋白质被微生物迅速分解,氨氮浓度迅速增长,之后氨氮呈缓慢增长态势,并最终保持在 $450\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右. 可以看出,在氨氮达到峰值的时候,甲烷产率并没有降低,并且在 pH 再度升高的时候也没有出现 Liu 等 (2002) 所述的由于游离氨增多而导致氨的抑制活性增强的现象. 因此,在本试验中氨氮不是产甲烷的抑制因素,这也可能与底物中蛋白质含量较低,水解后混合液中氨氮浓度较低有关。

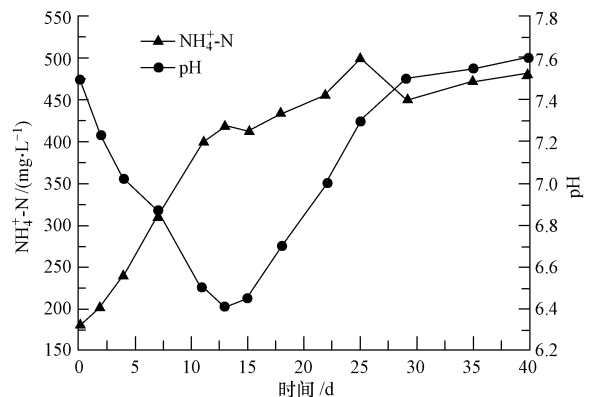


图 3 氨氮与 pH 的变化

Fig. 3 Variation of NH_4^+-N and pH with time

由于接种物的 pH 高达 8,混合物的 pH 最初值为 7.5,故试验开始时未调节 pH. 由图 3 可知,在反应最初的几天内 pH 明显下降,这可能是因为淀粉类物质水解速度较快,在最初的几天中随着淀粉类的快速水解,挥发性脂肪酸 (VFAs) 产率升高,反应器中的酸性物质出现累积,致使 pH 下降;在反应的第 11~15 d,pH 到达最低值 6.4. 但在此之后,随着甲烷化的开始进行,VFAs 被逐渐消耗,pH 有所回升,最终基本稳定在 7.6 左右. 从 SMPR 变化曲线可以看出,在最初混合液 pH 下降阶段,SMPR 较低,随

着 pH 从最低点逐渐恢复, SMRP 逐渐升高并达到了峰值. 因此, 反应器酸化与混合厌氧消化产气迟滞有直接的关系.

3.3 TVFAs 和 TALK 的变化

图 4 所示为厌氧反应过程中碱度(TALK, 以碳酸钙计)、总挥发性脂肪酸(TVFAs, 以乙酸计)和 TVFAs/TALK 的变化曲线. 从图 4 可以看出, 整个厌氧反应过程中碱度的变化都不大, 从最初的 $1325 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 缓慢升高到最终的 $1720 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 基本满足厌氧反应过程的碱度要求, 而在第 13 d 有一个小低谷为 $1467 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 与 VFAs 达到高峰的时间一致.

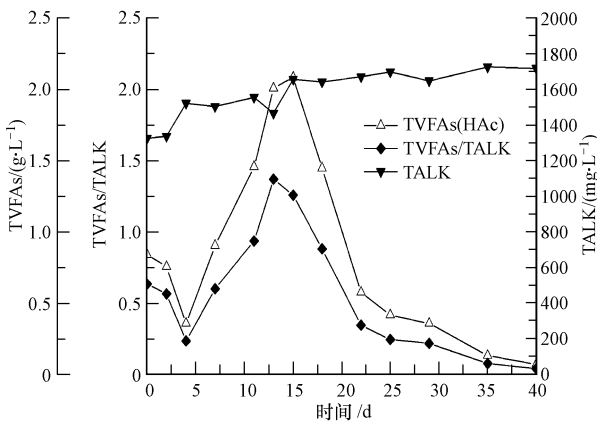


图 4 碱度和总挥发性脂肪酸的变化

Fig. 4 Variation of TALK and TVFAs with time

根据厌氧消化操作手册 (USEPA, 1976), 当 TVFAs/TALK 小于 0.4 时, 反应体系比较稳定. 本试验的反应过程中 TVFAs 与 TVFAs/TALK 曲线的变化趋势类似, 这是因为过程中碱度的变化不大. 在第 11 ~ 18 d 这个比例远大于 0.4, 最高时为第 13 d 的 1.37, 而这一天的 pH 和 SMRP 是整个反应过程最低的, 之后随着 TVFAs/TALK 的慢慢降低, 产气又进入高峰. 可以看出, TVFAs 积累至 $1.5 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ (以 HAc 计) 时, 产甲烷菌的活性受到抑制, SMP 下降.

由于 TVFAs 的累积是造成反应器酸累积的主要原因, 试验进一步分析了各种 VFAs 在反应过程中的变化. 图 5 所示为 6 种不同 VFAs 在反应过程中的变化, 其中, 丙酸、正丁酸、异丁酸、正戊酸和异戊酸在整个过程中的变化都不大, 只有在第 7 d 时有少许变化, 这可能和这一天反应器被打开有关. 在各种 VFAs 中, 丙酸是许多有机物的中间代谢产物, 其毒性最强, 产甲烷菌对其的耐受浓度在 $1000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下 (Hanakiet al., 1994). 本试验中, 丙酸

的浓度均保持在 $800 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下, 而产气量与丙酸的变化也没有直接的关联, 因此, 可以认为丙酸在反应过程中没有抑制影响. 而乙酸在所有 VFAs 中变化是最大的, 并在第 13、15 d 达到了最高值, 分别为 1600 和 $1700 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 其变化也直接反应了 TVFAs 的变化趋势. 因此, 乙酸的累积是反应器酸化的主要原因, 与产气迟滞现象有直接关系.

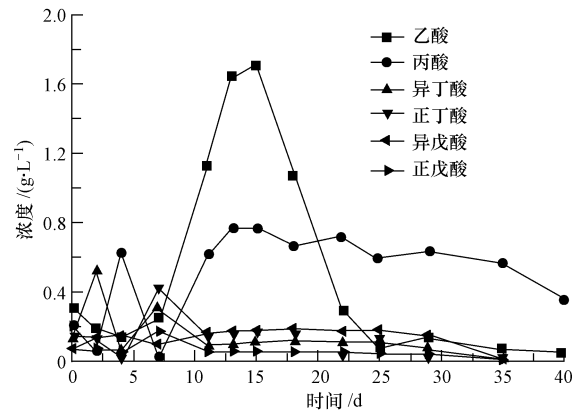


图 5 各种挥发性脂肪酸的浓度变化

Fig. 5 Variation in VFAs with time

3.4 反应器污泥颗粒

反应器在运行到第 7 d 时出现了大量灰色和白色的小颗粒, 直径在 $1 \sim 2 \text{ mm}$ 之间, 取出水样时发现其悬浮在混合液表面, 离心后与污泥混合在一起沉淀在离心管底部. 取出第 7、11 和 25 d 时的离心沉淀物进行颗粒与污泥的分离和清洗, 发现第 7 d 的颗粒颜色较深, 呈灰色, 颗粒直径在 2 mm 以下, 烘干后呈油状, 颜色比烘干前深, 说明此时混合液中的油脂还未完全水解; 第 11 d 的颗粒稍大, 不同于第 7 d 的颗粒, 呈白色, 但有凹凸不平的表面, 凹处有黑点, 直径 3 mm 左右, 有的呈扁平状, 有的呈球状, 烘干后性状均未发生明显变化; 第 25 d 的颗粒直径在 1 mm 以下, 呈白色, 较大直径的颗粒表面有数个明显的小孔, 取出时未浮在表面, 烘干后无明显的性状变化, 说明此时颗粒有机质含量已经较少, 底物已经基本稳定化.

图 6 所示为第 11 d 和第 25 d 的颗粒电镜扫描图 (放大比例均为 1000 倍), 可以看出, 第 11 d 的颗粒污泥粒径较大, 表面呈层片状, 孔洞较少且不深 (图 6a), 孔径较小, 孔口处显得比较坚实 (图 6b); 第 25 d 的颗粒粒径较小, 表面呈碎屑状, 有明显的孔洞 (图 6c), 几乎可以通过孔洞看到颗粒内部, 且靠近开口处结构非常松散 (图 6d).

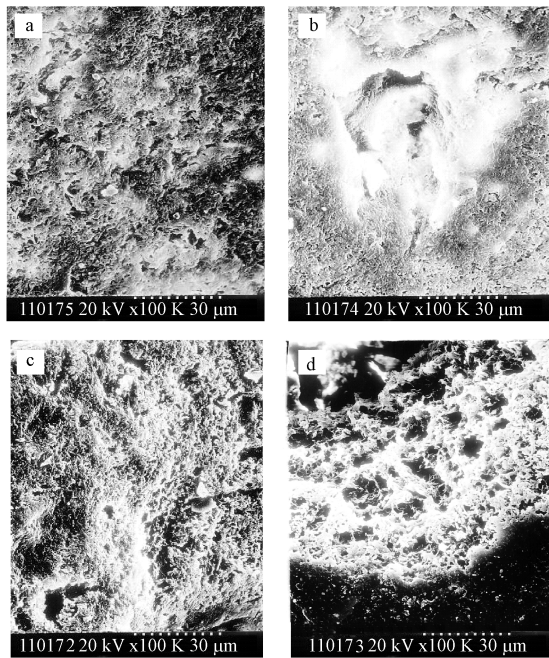


图6 颗粒污泥电镜扫描图(a. 第11天颗粒污泥表面, b. 第11天颗粒污泥孔隙, c. 第25天颗粒污泥表面, d. 第25天颗粒污泥孔隙)

Fig.6 Scanning electron micrograph of the granular sludges (a. surface of the granule at 11th day, b. hollow of the granule at 11th day, c. surface of the granule at 25th day, d. hollow of the granule at 25th day)

这种颗粒污泥表面有一些孔隙,这些孔隙被认为是底物与营养物质传递的通道,颗粒内部产生的气体也由这些孔隙逸出(He *et al.*, 1998). 颗粒污泥的剖面显示出污泥靠近外表面的部分细胞密度最大,颗粒内部区域较为松散. 直径较大的颗粒污泥往往有一个空的内腔,这是由于底物和营养不足而引起的细胞的自溶,大而空的颗粒污泥易于破裂,其破裂的碎片成为新生的颗粒污泥的内核. 一些大的颗粒污泥由于内部气体不易被释放出而易于上浮.

由此可知,第11 d的颗粒结构不利于营养的传

递和产生气体的扩散,而对应第11 d时反应器的pH为6.5,略低于污泥厌氧消化最佳pH范围(6.6~7.5);在SMPR的曲线上可以看出,第13 d时有产气的低谷出现,因此,这个阶段反应器内可能由于酸化而影响了产气率. 在第25d时,由图2可见,反应已经趋于稳定,说明此时颗粒的结构有利于营养传递和气体扩散.

在同一个厌氧反应器的不同阶段可能产生不同颜色的颗粒污泥,这与颗粒周围的营养物质有关(Kosaric *et al.*, 1990). 当有大量的污泥颗粒沉淀在反应器底部,颗粒就会长时间出现营养匮乏,这会引引起颗粒结构和组成的不可逆变化. 黑色颗粒可以承受较大的水流冲击力,灰色次之,白色最差. 灰色和白色颗粒正是由于周围营养物质的变化而由黑色颗粒转化而来,也可以由同一种颜色的较大颗粒分解形成. 高有机负荷可以促进营养物质进入颗粒内部,同时减慢颗粒颜色的变化.

污泥粒径也是影响污泥水解酸化速率的重要因素之一. 粒径越大,单位质量有机物的比表面积越小,水解速率也越小;污泥的粒径越小,水解速率越大. Duan等(2011)的研究表明,随着搅拌速率的提高,颗粒之间的接触作用增强,同时破碎作用也越来越强,使颗粒变得细而均匀,从而提高了污泥的可生化降解性能. 这同一些研究者采用机械作用(如高速剪切和超声波等)提高污泥的水解速率和效率是一致的(Schimizu *et al.*, 1993).

因此,在与油脂混合的厌氧消化过程中,如果出现污泥颗粒,应该注意观察其颜色、外径、密度和烘干后的性状,大致判断反应器内的酸化和营养均衡情况,以便采取相应的措施应对,具体判断方法如表2所示. Cai等(2004)的研究表明,对于提高碱度的解决方法可以在预处理中提前加入充足的NaOH或Ca(OH)₂溶液,以促进脂类和蛋白质的利用,调节pH从而提高SMP.

表2 反应过程中产生的污泥颗粒形状及对应的问题

Table 2 The granules in different stage of anaerobic digestion and the related problems

颜色	粒径/mm	颗粒形状及孔洞形态	其他外部形态特征	问题	解决方法
黑色	≥2	扁平或球状	上浮	在UASB反应器中易上浮流出	选择合适的上流水力负荷
灰色	<2	较规则的球状,表面平滑,无孔洞或较少孔洞	上浮,烘干后呈油状	油脂未完全水解	加强搅拌,提高碱度
灰色或白色	≥2	扁平或多个球状相连,表面凹凸不平,有黑点	上浮,烘干后不变色	营养不均,颗粒内部有空腔	加强搅拌,提高碱度和营养物质
白色	<2	碎屑状或较小的球状,表面有多个孔洞	上浮或沉淀,烘干后不变色	已达到稳定化阶段	无需做相应调整

注:黑色颗粒相关数据资料源于文献(Kosaric *et al.*, 1990).

4 结论(Conclusions)

1) 研究发现,污泥单独作为底物的可生化性有限,加入油脂进行混合厌氧消化后,可改善底物的营养结构,从而提高比甲烷累积产气率.除了对普通厌氧消化的影响因素,油脂占底物的比例、底物与接种物的 VS 比和预处理等因素也需要在混合厌氧消化中加强注意.

2) 在底物中添加 30% 的油脂(以 VS 计),底物与接种物比例为 1.87 的试验中,氨氮含量小于 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,游离氨对比甲烷累积产气率基本没有影响.反应器 VFAs 富集及酸化对产气缓滞有直接影响,当 VFAs 累积到 $1.5 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上时产气受到抑制,其中,乙酸的大量累积是造成酸化的主要因素,pH 一度降至 6.4,严重影响了甲烷产率,但随着 VFAs 的降解和碱度的缓冲,反应可以恢复,产气也恢复正常.

3) 完全混合式反应器在各个阶段出现的不同污泥颗粒体现了反应的不同阶段和酸化情况.第 7 d 的颗粒为深灰色,烘干后呈油状,说明油脂还未完全水解;第 11 d 和第 25 d 的颗粒呈灰色或白色,电镜扫描图片显示,前者表面呈层片状,孔洞少且孔口密实,说明这个阶段需要加强搅拌,提高碱度;后者表面有坑洞,孔洞多且深入,孔口松散,说明此时已经达到厌氧消化的稳定阶段.

责任作者简介:杨殿海(1965—),男,教授,博士生导师,长期从事环境工程专业的教学、科研和研究成果转化工作,主要研究方向是水污染控制. E-mail: yangdianhai@ tongji.edu.cn.

参考文献(References):

Cai M, Liu J, Wei Y. 2004. Enhanced biohydrogen production from sewage sludge with alkaline pre-treatment [J]. *Environmental Science and Technology*, 38 (11): 3195-3202

Grime D G, Paloumet X, Paloumet X, *et al.* 2007. Anaerobic digestion of lipid-rich waste—Effects of lipid concentration [J]. *Renewable Energy*, 32(6): 965-975

Chen Y, Cheng J J, Creamer K S. 2008. Inhibition of anaerobic digestion process: A review [J]. *Bioresource Technology*, 99:4044-4064

Davidsson A, Lövestedt C, la Cour Jansen J, *et al.* 2008. Co-digestion of grease trap sludge and sewage sludge [J]. *Wastewater Management*, 28: 986-992

段小睿,李杨,苑红英. 2011. 搅拌速率对剩余污泥厌氧水解酸化的影响研究 [J]. *工业用水与废水*, 42(2): 87-89

Duan X R, Li Y, Yuan H Y. 2011. Effect of stirring speed on anaerobic

hydrolytic acidification of excess sludge [J]. *Industrial Water and Waste Water*, 42(2): 87-89 (in Chinese)

付胜涛,于水利,严晓菊,等. 2006. 剩余活性污泥和厨余垃圾的混合中温厌氧消化 [J]. *环境科学*, 27(7): 1459-1463

Fu S T, Yu S L, Yan X J, *et al.* 2006. Codigestion of waste activated sludge and kitchen garbage [J]. *Environmental Science*, 27(7): 1459-1463 (in Chinese)

Gunaseelan N V. 1997. Anaerobic digestion of biomass for methane production: a review [J]. *Biomass and Bioenergy*, 13 (1/2): 83-134

Hanaki K, Hirunmasuwan S, Matsuo T. 1994. Protection of methanogenic bacteria from low pH and toxic materials by immobilization using polyvinyl alcohol [J]. *Water Research*, 28 (4): 877-885

贺延龄. 1998. 废水的厌氧生物处理 [M]. 北京:中国轻工业出版社. 148-150

He Y L. 1998. *Anaerobic Biological Treatment of Waste Water* [M]. Beijing: China Light Industry Press. 148-150 (in Chinese)

Kabouris John C, Tezel Ulas, Pavlostathis Spyros G, *et al.* 2009. Methane recovery from the anaerobic codigestion of municipal sludge and FOG [J]. *Bioresource Technology*, 110: 3701-3705

Kim S H, Han S K, Shin H S. 2004. Kinetics of LCFA Inhibition on acetoclastic methanogenesis, propionate degradation and beta-oxidation [J]. *Environmental Science and Health (Part A)*, 39: 1025-1038

Kosaric N, Blaszczyk R, Orphan L, *et al.* 1990. The characteristics of granules from upflow anaerobic sludge blanket reactors [J]. *Water Research*, 24 (12): 1473-1477

Loustarinen S, Luste S, Sillanpää M. 2009. Increased biogas production at wastewater treatment plants through co-digestion of sewage sludge with grease trap sludge from a meat processing plant [J]. *Bioresource Technology*, 100: 79-85

Liu T, Sung S. 2002. Ammonia inhibition on thermophilic aceticlastic methanogens [J]. *Water Science and Technology*, 45(10): 113-120

Mata-Alvarez J, Macé S, Llabrés P. 2000. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives [J]. *Bioresource Technology*, 74(1): 3-16

Myungyeol Lee, Taira Hidaka, Hiroshi Tsuno. 2009. Two-phased hyperthermophilic anaerobic co-digestion of waste activated sludge with kitchen garbage [J]. *Bioscience and Bioengineering*, 108 (5): 408-413

Pereira M A, Pires O C, Mota M, *et al.* 2005. Anaerobic biodegradation of oleic and palmitic acids: Evidence of mass transfer limitations caused by long chain fatty acid accumulation onto the anaerobic sludge [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 92: 15-23

Raposo F, Banks C J, Siegert I, *et al.* 2006. Influence of inoculum to substrate ratio on the biochemical methane potential of maize in batch tests [J]. *Process Biochemistry*, 41: 1444-1450

Shimizu T, Kenzo K, Nasu Y. 1993. Anaerobic waste-activated sludge digestion — a bioconversion mechanism and kinetic model [J]. *Biotechnology Bioenergy*, 41(11): 1082-1091

台明青,贾东方,张丽莉,等. 2006. 城市污泥厌氧消化处理研究进展 [J]. *中国资源综合利用*, 24(12): 21-24

- Tai M Q, Jia D F, Zhang L L, *et al.* 2006. Research and development on disposal of sewage sludge [J]. *China Resources Comprehensive Utilization*, 24(12):21-24 (in Chinese)
- U. S. Environmental Protection Agency. 1976. *Anaerobic Sludge Digestion Operations Manual* [M]. Washinton DC: Office of Water Program Operations, SECT. 4-17
- Weng C, Jeris J S. 1976. Biochemical mechanisms in methane fermentation of glutamic and oleic acids [J]. *Water Research*, 10(1):9-18
- 张波,徐剑波,蔡伟民. 2003. 有机废物厌氧消化过程中氨氮的抑制性影响 [J]. *中国沼气*, 21(3): 26-31
- Zhang B, Xu J B, Cai W M. 2003. Review on the ammonia inhibition for anaerobic digestion [J]. *China Biogas*, 21(3):26-31 (in Chinese)
- Zhu Z W, Michael K H, He Q. 2011. Enhancing biomethanation of municipal waste sludge with grease trap waste as a co-substrate [J]. *Renewable Energy* 36:1802-1807
- 住房和城乡建设部计划财务与外事司. 2008. 中国城乡建设统计年鉴(2008年) [M]. 北京:中国计划出版社. 44-46
- Department of Planning, Financing and foreign Affairs ministry of Housing and Urban Rural China Urban-Rural Development. 2008. *Construction Statistical Yearbook (2008)* [M]. Beijing: China Planning Press. 44-46 (in Chinese)