

接种比例对酒糟与餐厨垃圾混合 厌氧发酵产沼气的影^{*}响

蔡玮玮¹ 张 笑¹ 王利红² 汪群慧¹

(1. 北京科技大学环境工程系, 北京 100083; 2. 邯郸职业技术学院建工系, 河北 邯郸 056001)

摘要: 采用酒糟与餐厨垃圾作为混合发酵物料, 并接种消化污泥进行厌氧干式发酵, 比较接种比例 (inoculum to substrate ratios, *ISRs*) (*VS* 质量比) 分别为 0.5、0.8、1.0、2.0 时的甲烷产率和产量、体系 *VFA*、碱度、游离氨等指标。结果表明: 接种比例的提高可有效提高甲烷产生速率, 缩短发酵周期, 减弱较高浓度 *VFA* 引起的抑制作用。当 *ISRs* = 1.0 时产甲烷效果较好, 累计产甲烷率为 222.58 mL/g, *VS* 去除率达 83.4%, 继续增加接种比例对发酵效果影响不显著。此外, 试验中适宜的 *VFA*/碱度值为 0.3 ~ 1.2, 过大或过小都有可能抑制产甲烷过程。

关键词: 接种比例; 酒糟; 餐厨垃圾; 甲烷; 厌氧混合干式发酵

INFLUENCE OF THE INOCULUM TO SUBSTRATE RATIO ON THE ANAEROBIC CO-DIGESTION OF DISTILLER'S GRAINS AND FOOD WASTE

Cai Weiwei¹ Zhang Xiao¹ Wang Lihong² Wang Qunhui¹

(1. Department of Environmental Engineering, Beijing University of Science and Technology, Beijing 100083, China;

2. Department of Architectural Engineering, Handan Polytechnic College, Handan 056001, China)

Abstract: The method of anaerobic solid-state digestion was used to examine the effects of different *ISRs* (inoculum to substrate ratios) on methane production, *VFA* concentration, alkalinity and free ammonia from distiller's grains and food waste at inoculum to substrate volatile solids ratios of 0.5, 0.8, 1.0, and 2.0 with activated sludge as inocula. The results showed that the increasing *ISRs* could effectively boost the production of methane, shorten fermentation period and alleviate inhibition effects caused by high *VFA* concentration. The highest accumulated methane yield was 222.58 mL/g at *ISRs* value of 1.0 with 83.4% removal rate of *VS*. Keeping increasing *ISRs* has no significant influence on fermentation results. In addition, appropriate *VFA*/alkalinity value has to be kept at 0.3 ~ 1.2 in this experiment, otherwise methanogenesis process may be inhibited.

Keywords: inoculum to substrate ratio; distiller's grains; food waste; methane; anaerobic solid-state co-digestion

0 引言

我国是酿酒大国, 2009 年我国白酒酒糟的产量为 $2.1 \times 10^7 \sim 2.8 \times 10^7$ t^[1], 酒糟中含有氨基酸、维生素及多种微量元素, 但其酸度较高, 易腐败变质, 因此不经处理的酒糟直接排放, 不仅浪费资源且对生态环境造成严重污染。与此同时, 我国餐厨垃圾产量剧增, 与其他垃圾相比, 餐厨垃圾具有含水率高、含盐量高、营养丰富等特点, 具有很大的回收利用价值^[2-4]。厌氧消化处理技术则为上述两类废物处理提

供了良好途径: Cigdem Eskicioglu^[5] 利用酒糟进行甲烷发酵, 当选择合适的接种比例, 最大甲烷产率可达 458 mL/g。Forster-Carneiro 等^[6] 研究了餐厨垃圾产气能力, 试验结果表明: 当 *TS* 含量为 20%, 污泥接种量为 30% 时, 餐厨垃圾 *CH₄* 产率可达 490 mL/g。El-Mashad 等^[7] 探索餐厨垃圾与牛粪混合发酵, 发现牛粪与餐厨垃圾配比在 58/42 时发酵产气量较大。但迄今为止, 酒糟与餐厨垃圾混合厌氧发酵技术目前仍无相关报道。

本试验选用干式发酵方式 (总固体含量 *TS* 为 20%)^[8], 可提高单位容积产气率, 减少发酵需水量

* 国家自然科学基金 (51278050); 国家国际科技合作专项 (2013DFG92600); 环保公益行业专项 (201109024)。

(或不需水),消化后产品不需脱水即可作为肥料或土壤调节剂等,降低处理成本。与单一原料发酵相比,酒糟与餐厨垃圾混合厌氧发酵产沼气具有如下优势:1)可同时实现两种有机固体废弃物的减量化;2)可适当调节两种物料的混合比例以保证发酵原料适宜的 C/N,使之更适合微生物的生长;3)可利用餐厨垃圾易降解的特点,为酒糟发酵微生物提供容易利用的营养物质,而酒糟也可缓解餐厨垃圾初期降解快而使体系易酸化的问题。

本文在前期研究^[9-10]的基础上,进一步探索接种比例对酒糟与餐厨垃圾混合发酵产甲烷率及发酵过程的影响,考察不同接种条件下各项试验参数变化,以寻求最佳的接种比例。

1 试验部分

1.1 试验材料

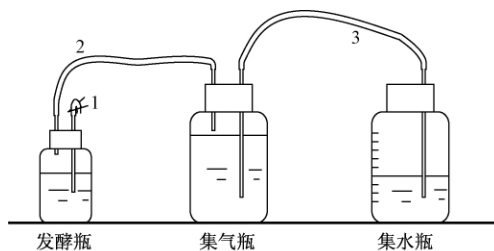
厌氧发酵底物:酒糟取自北京某白酒厂,研磨后放入冰箱储存备用;餐厨垃圾取自北京科技大学学生食堂,经简单分拣、绞碎后 4℃ 冷藏备用;接种污泥取自北京农林科学院厌氧消化池,其主要成分指标见表 1。由表 1 可知:混合发酵原料酒糟和餐厨垃圾中有机固体含量较高,约占总固体含量的 93% 以上,是良好的发酵底物。

表 1 厌氧发酵原料主要成分

原料	总固体 (TS) / %	有机固体 (VS) / %	VS / TS	C / %	TKN / %	纤维 素 / %	灰分 / %	C / N
酒糟	33.53	31.29	93.33	42.94	1.57	19.92	8.65	27.35
餐厨垃圾	27.59	27.51	99.74	43.21	2.37	4.43	8.07	18.23
接种污泥	20.43	15.60	76.39	27.53	2.40	18.47	17.35	11.47

1.2 试验装置

本试验采用 500mL 广口瓶作为反应容器,置于恒温水浴中,温度为 (37 ± 1)℃。发酵过程产生气体通过导气管进入装有 3% NaOH 溶液集气装置中,以排水法收集(见图 1)。



1-取样口; 2-导气管; 3-导水管

图 1 厌氧发酵试验组成装置示意

1.3 试验方法

试验采用间歇发酵方式,选择 4 组接种比例(接种污泥 VS: 混合发酵原料 VS,以干质量计,以下简称 *ISRs*),即 *ISRs* 分别为 0.5、0.8、1.0、2.0,并设置对照组,以消除接种污泥本身对总产气量的影响。为消除料液浓度对发酵的影响,每组 TS 浓度均为 20%,且酒糟与餐厨垃圾 VS 比例为 8:1,具体试验方案见表 2。试验开始前,各试验组分别加入 60g/L NaHCO₃ 溶液 50mL 以调节初始料液碱度,并向反应器内通入氮气(2min)以排出残留空气,发酵温度保持 (37 ± 1)℃。发酵进行期间,每天搅拌物料 2 次(手动摇晃 5min),使其保持在最佳产气状态。记录每 24h 净产气量,并每 2d 取液样 5mL,进行各项参数测定。

1.4 分析指标与方法

甲烷体积测定:排水集气法—试验组量筒中体积减去对照组(单纯接种物)气体体积,再换算为标准温度与压力(STP)下体积;TS、VS 含量测定:减量法^[11]—分别于 105℃、600℃ 恒温 12 h、2 h 至恒重,计算质量减少百分比;pH 值测定:pHS-3C 型数字式酸度计测定;碱度测定:电位滴定法^[11];TC 测定:TOC 分析仪测定(Primacs SLC TOC Analyzer Model CS22);氨氮浓度测定:凯氏定氮法(KDN-2C 型凯氏定氮仪)^[11];挥发性脂肪酸(VFA)测定:比色法^[12](725N 型分光光度计);纤维素测定:洗涤法(SLQ-6 型纤维素测定仪)。

表 2 试验方案

试验 序号	酒糟		餐厨垃圾		总原料		接种物		总 TS 质量/g	固体浓 度 / %	<i>ISRs</i>
	质量/g	VS/g	质量/g	VS/g	质量/g	VS/g	质量/g	VS/g			
1	99.18	31.04	14.10	3.88	113.28	34.92	111.90	17.46	60	20	0.5
2	80.73	25.26	11.48	3.16	92.21	28.42	145.73	22.74	60	20	0.8
3	71.82	22.48	10.21	2.81	82.04	25.29	162.06	25.29	60	20	1.0
4	46.29	14.48	6.58	1.81	52.87	16.29	208.88	32.58	60	20	2.0
对照	0	0	0	0	0	0	300.00	46.81	61.28	20.43	—

2 结果与分析

2.1 接种比例对甲烷产率及 VFA 浓度的影响

不同污泥接种比例条件下,酒糟与餐厨垃圾混合发酵累积甲烷产率变化见图 2。由图 2 可知:发酵初

期随着接种比例提高,产气速率逐步加快。初始发酵24d内,ISR_s为2.0、1.0、0.8、0.5的试验组平均产气率分别为9.12、8.93、5.78、4.00 mL/(g·d)(产气量以VS计,下同),即当ISR_s由0.5升高至2.0时,初始反应速率提高了2.3倍,反应速率明显加快。而ISR_s=2.0与ISR_s=1.0组产甲烷速率相差较小,表明ISR_s=1.0以后继续增大接种强度对甲烷发酵速率影响不显著。ISR_s=2.0试验组在第29d基本结束产气,而ISR_s=1.0、0.8、0.5试验组持续产气时间分别为31、39、47d。由此可知,增加接种比例可缩短发酵周期,但对于体积一定的消化槽来说,则会减少废物处理量。

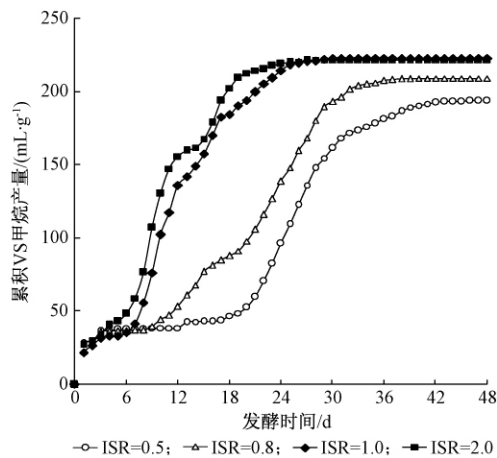


图2 不同接种比例下累计产甲烷率

底物中有机物在厌氧消化过程被微生物转化为挥发性脂肪酸(VFA),VFA为产甲烷菌的直接食源,通过自身代谢作用生成甲烷。但较高的VFA浓度会引起发酵体系酸化,抑制厌氧微生物代谢作用,引起发酵过程失败^[13-14]。

各接种比例下日产甲烷率与VFA的变化分别见图3、图4。由图3、图4可知:发酵第1天4组中易降解物均大量分解生成沼气,随后由于有机物水解酸化作用速度较快,各试验组VFA累积浓度显著上升,发酵过程受到不同程度的抑制作用,其中ISR_s=2.0、1.0、0.8、0.5组VFA浓度分别在发酵第2、4、6、12天达到最大值8680、12500、13240、18005 mg/L,且当ISR_s为0.8、0.5时,由于试验初期有机物负荷较高,有机酸积累过多,分别存在长达9d和5d的抑制期。随后由于水解产酸速度减慢,有机酸不断被降解,产气过程逐步恢复。

综上,较多的甲烷菌可快速将体系中VFA转化

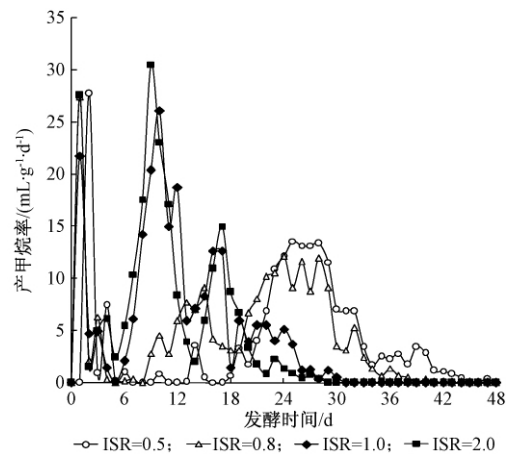


图3 不同接种比例下日产甲烷率

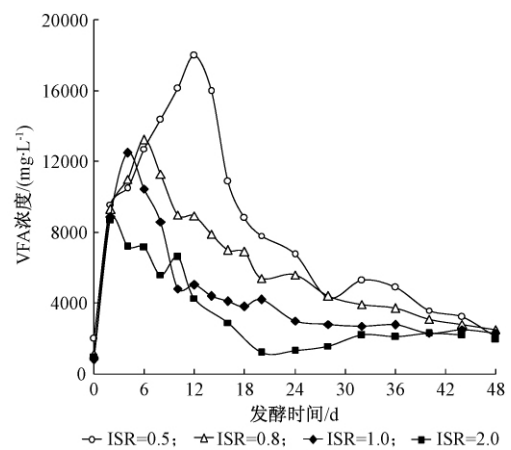


图4 不同接种比例下VFA浓度变化

为目标产物甲烷,防止发酵过程中过多的酸积累,减弱体系中由较高VFA浓度引起的抑制作用。

此外,ISR_s=2.0、1.0试验组VFA最大浓度分别达8680、12500 mg/L,但产甲烷过程可持续进行,这与Siegert等人^[15]报道不符(当VFA浓度超过2000 mg/L时即对纤维素降解形成抑制,超过4000 mg/L时会葡萄糖的降解形成抑制)。但与Dong等人^[16]研究结果一致(当VFA浓度大于6800 mg/L时仍可保证发酵正常进行;当VFA浓度达到22400 mg/L时甲烷产生受到抑制)。而ISR_s=0.8、0.5时发生了较强的酸抑制现象,究其内在原因应与体系中的碱度和pH值相关。

2.2 接种比例对发酵参数的影响

pH值是表征厌氧发酵能否顺利进行的直接指标,而较高的碱度则可为体系提供良好的缓冲能力,防止由于酸碱积累而使发酵过程受到抑制甚至引起发酵过程失败^[17-18]。各组发酵过程中碱度和pH的

变化分别见图 5、图 6。如图 5、图 6 所示: 各试验组 pH 值变化与碱度变化趋势基本一致, 均在发酵初期随着物料的降解有所减少, 随后由于体系中 VFA 的不断降解, pH 值与碱度值转而上升, 最终达到平衡值。结合图 4 可知: 当 $ISR_s = 0.5$, 发酵第 12 天时, pH 值达到最低 5.42, 碱度值为 6 295 mg/L, 此时 VFA 浓度达到最高 (18 005 mg/L)。随着发酵进行, pH 值、碱度最终分别逐渐升高至 8.33、11 340 mg/L, 而 VFA 浓度逐渐降低至 2 100 mg/L, 表明在产甲烷菌作用下, VFA 被逐渐利用, 体系逐步恢复偏碱性状态。此外, $ISR_s = 0.8、0.5$ 时, 试验初始体系中的碱度较低, 以至于后续发酵过程中体系的缓冲能力不足, 特别当 $ISR_s = 0.5$ 时, 出现较长的发酵抑制期。 $ISR_s = 1.0、2.0$ 试验组的碱度和 pH 值相差不大, pH 大多维持在 6.7 ~ 8.5, 初始碱度均高于 13 000 mg/L, 而这可能是保障发酵过程顺利进行的主要原因之一。

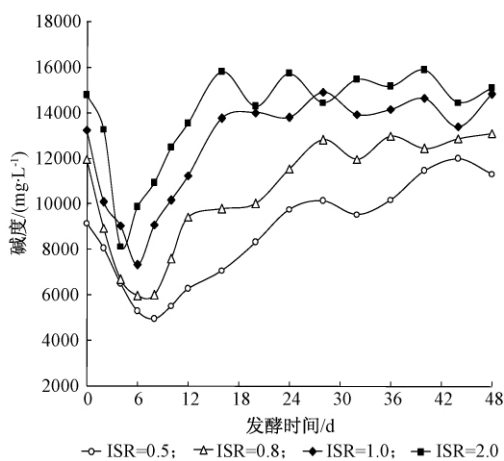


图 5 不同接种比例下碱度变化

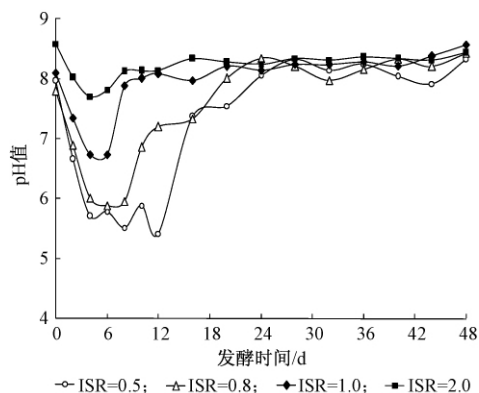


图 6 不同接种比例下 pH 值变化

在厌氧消化体系中, 氨氮对于微生物的生长至关重要, 但氨氮浓度过高会引起发酵过程失败^[19]。厌氧发酵液中氨氮主要以 NH_4^+ 和游离 NH_3 两种形式

存在, 其中游离 NH_3 由于可以自由进出生物细胞被认为是微生物代谢的主要抑制因子^[20], 游离 NH_3 浓度可由式 (1) 计算得出:

$$\frac{\rho(NH_3)}{\rho(TAN)} = \left(1 + \frac{10^{-pH}}{10^{-\left(0.09018 + \frac{2729.92}{T}\right)}} \right) \quad (1)$$

式中: $\rho(NH_3)$ 为游离 NH_3 浓度, mg/L; $\rho(TAN)$ 为总氨氮浓度, mg/L; T 为开氏温度, K。

本试验中, 由于餐厨垃圾含氮量较高, 游离 NH_3 监测较为关键。在沼气发酵全过程中, 随着接种比例提高, 游离 NH_3 浓度逐步提升, 即 $ISR_s = 0.5$ 试验组氨氮浓度最低, 而 $ISR_s = 2.0$ 试验组氨氮浓度最高 (见图 7)。厌氧发酵初期, 由于有机酸积累, 游离 NH_3 被大量中和, 其浓度大幅度降低。随后由于体系中蛋白质等物质被降解, 各组发酵液中游离 NH_3 浓度不断上升。Siles 等人^[21] 发现: 当游离 NH_3 浓度大于 620 mg/L 时会抑制微生物代谢作用, 导致厌氧发酵过程无法正常进行。本次试验中各组最高游离 NH_3 浓度均小于 300 mg/L, 远低于抑制浓度, 发酵体系不存在氨氮抑制现象。此外, 较高的氨氮可以增加体系碱度, 提高酸碱缓冲能力。因此, 从氨氮方面考虑, 提高接种比例也可确保厌氧消化过程的顺利进行。

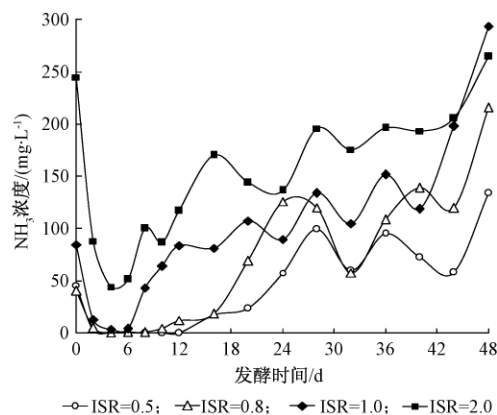


图 7 不同接种比例下游离 NH_3 浓度变化

此外, VFA/碱度是表征厌氧消化过程稳定性的另一常用指标^[22]。对于湿式发酵, 最适宜的 VFA/碱度应维持在 0.3 ~ 0.4^[23], 比值超过 0.8 则会导致发酵状态恶化。对于干式发酵, 相关报道较少, 只有 Liew 等人^[18] 发现适宜的 VFA/碱度值需小于 1.6。本试验同时考察了干式发酵中 VFA/碱度与甲烷产率的关系 (图 8), 随着 VFA/碱度值升高, 甲烷产率呈现先升高后降低的趋势, 较高 VFA 浓度或碱度均对

甲烷产生有抑制作用。而当比值介于 0.3 ~ 1.2 ,甲烷产率大多介于 4.0 ~ 26.1 mL/g ,发酵状态良好。由此表明 ,本试验中适宜的 VFA/碱度应维持在 0.3 ~ 1.2 。

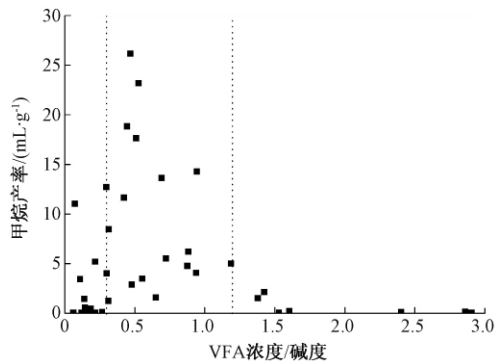


图8 VFA 浓度/碱度与甲烷产率的关系

2.3 接种比例对总甲烷产率及 VS 去除率影响

VS 是厌氧消化的主要物质来源 ,发酵前后 VS 去除率可较好地反映体系减量化程度。各试验组中总甲烷产率与去除率的变化情况见图 9。由图 9 可知:各试验组发酵 48d 后 ,VS 去除率均达 70% 以上 ,产气率大于 190mL/g ,且随着接种比例增加 ,产气率及有机物去除效率逐步增强。其中 $ISR_s = 1.0$ 时发酵效果最佳 ,总产气率为 222.58mL/g ,VS 去除率为 83.4% ,而当 $ISR_s = 2.0$ 时 ,总产甲烷率为 221.47mL/g ,VS 去除率为 84.1% ,两组结果相差较小。同时 ,本试验结果表明:在评估最终甲烷产率时 ,接种比例是一项较为重要因素 ,这与 Gonzalez-Fernandez 等人^[26] 研究结果相同。

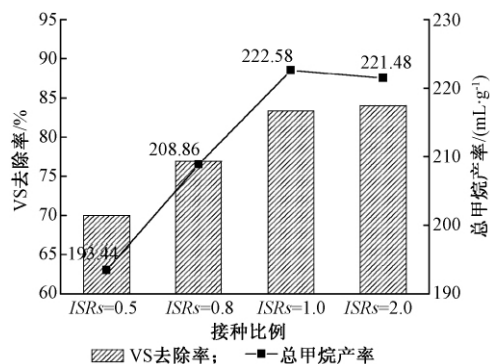


图9 不同接种比例下总甲烷产率与去除率变化

3 结论

增加接种比例可减弱由较高 VFA 浓度引起的抑制作用 ,缩短或消除延迟产气期 ,同时显著提高发酵初期反应速率 ,当 ISR_s 由 0.5 升高至 2.0 时 ,发酵初始反应速率可提高 2.3 倍 ,从而缩短发酵所需时间。

$ISR_s = 1.0$ 、2.0 时 ,发酵条件良好 ,pH 均维持在

6.7 ~ 8.5 ,初始碱度大于 13000mg/L ,保障发酵过程顺利进行。其余两试验组发酵初期 pH、碱度值均较低。此次干式发酵试验不存在氨氮抑制现象 ,适宜的 VFA/碱度值为 0.3 ~ 1.2 ,较大或较小均有可能抑制产甲烷过程。

$ISR_s = 2.0$ 、1.0、0.8、0.5 时的最终累积甲烷产率分别为 221.47 ,222.58 ,208.86 ,193.44mL/g ,当 $ISR_s = 1.0$ 时产气效果最佳 ,此时 VS 去除率可达 83.4% ,继续增加接种比例对甲烷产率及去除效果影响不显著。

参考文献

- [1] 庞钦,章克昌. 以酒糟为基质的乳酸生产菌的选育及发酵的研究[J]. 酿酒, 2001(6): 62-64.
- [2] Kuo W C, Cheng K Y. Use of respirometer in evaluation of process and toxicity of thermophilic anaerobic digestion for treating kitchen waste[J]. Bioresource Technology, 2007, 98(9): 1805-1811.
- [3] 马磊,王德汉,曾彩明. 餐厨垃圾的干式厌氧消化处理技术初探[J]. 中国沼气, 2007(1): 27-30.
- [4] 徐衣显,田书磊,王伟. 餐厨垃圾半干式高温厌氧发酵快速启动试验[J]. 环境卫生工程, 2008(6): 56-58.
- [5] Eskicioglu C, Ghorbani M. Effect of inoculum/substrate ratio on mesophilic anaerobic digestion of bioethanol plant whole stillage in batch mode[J]. Process Biochemistry, 2011, 46(8): 1682-1687.
- [6] Forster-Carneiro T, Pérez M, Romero L I. Influence of total solid and inoculum contents on performance of anaerobic reactors treating food waste[J]. Bioresource Technology, 2008, 99(15): 6994-7002.
- [7] El-Mashad H M, Zhang R. Biogas production from co-digestion of dairy manure and food waste[J]. Bioresource Technology, 2010, 101(11): 4021-4028.
- [8] Forster-Carneiro T, Pérez M, Romero L I. Thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic fraction of municipal solid waste[J]. Bioresource Technology, 2008, 99(15): 6763-6770.
- [9] Wang L H, Wang Q, Cai W, et al. Influence of mixing proportion on the solid-state anaerobic co-digestion of distiller's grains and food waste[J]. Biosystems Engineering, 2012, 112(2): 130-137.
- [10] Wang L H, Wang Q H, Cai W W. Study on solid-state anaerobic co-digestion with distiller's grains and food waste for methane production[J]. Advanced Materials Research, 2012, 485: 306-309.
- [11] 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.
- [12] 《沼气发酵常规分析》编写组. 沼气发酵常规分析[M]. 北京: 科学技术出版社, 1984.
- [13] Wong Biing-Teo, Show Kuan-Yeow, Su Ay, et al. Effect of volatile fatty acid composition on upflow anaerobic sludge blanket (UASB) performance[J]. Energy and Fuels, 2008, 22: 108-112.

(下转第 131 页)

作条件合适的情况下,都可用于分析燃煤烟气 Ontario-Hydro 法采集烟气样品中的汞浓度,监测者可根据自身实验室条件进行选择。

2) 当烟气中汞浓度较高(约大于 $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 时),烟气采样时间可以缩短为 1 h。

3) 200 mL 的 $\text{KMnO}_4\text{-H}_2\text{SO}_4$ 吸收液能确保烟气中汞的监测精度。

4) 烟气 $\text{H}_2\text{O}_2\text{-HNO}_3$ 吸收液和 $\text{KMnO}_4\text{-H}_2\text{SO}_4$ 样品可采用简化消解方式进行样品消解。

参考文献

- [1] Pavlish J, Holmes M, Benson, et al. Application of sorbents for mercury control for utilities burning lignite coal [J]. Fuel Processing Technology, 2004, 85(6/7): 563-576.
- [2] Guo Xin, Zheng Chuguang, Jia Xiaohong, et al. Study on mercury speciation in pulverized coal sired flue gas [J]. Proceedings of the CSEE, 2004, 24(6): 185-188.
- [3] 环境保护部. HJ 543—2009 固定污染源废气汞的测定冷原子吸收分光光度法(暂行) [S].
- [4] ASTM Standard. Standard Test Method for Elemental, Oxidized, Particle-Bound, and Total Mercury in Flue Gas Generated from Coal-Fired Stationary Sources (Ontario-Hydro). Designation: D6784-02 [S]. Washington DC: USEPA, 2008.
- [5] 王起超, 沈文国, 麻壮伟. 中国燃煤汞排放估算 [J]. 中国环境科学, 1999, 19(4): 318-321.
- [6] 龙庆华, 胡伟. 原子荧光冷汞法测定地表水中的汞 [J]. 环境工程, 2012, 30(2): 98-100.
- [7] 段锋铨, 吴成军. 燃煤电厂脱硫系统的脱汞特性研究 [J]. 锅炉技术, 2008, 39(1): 69-78.
- [8] 肖婕, 安晓英, 杨光辉. ICP-MS 技术的发展现状及其在环境样品分析中的应用 [J]. 山东化工, 2009, 12(2): 24-27.
- [9] 王圣, 朱法华. 基于实测的燃煤电厂细颗粒物排放特性分析与研究 [J]. 环境科学学报, 2011, 31(3): 98-102.
- [10] 田立辉, 李彩亭. 燃煤烟气汞污染控制技术 [J]. 环境工程, 2008, 26(5): 77-80.
- [11] 蒋靖坤, 郝吉明, 吴烨, 等. 中国燃煤汞排放清单的初步建立 [J]. 环境科学, 2005, 26(2): 34-39.
- [12] 张军营, 赵永椿, 丁峰, 等. 中国煤中汞及其排放控制的研究 [C]. 北京: 中国环境科学学会, 2010: 60-67.
- 作者通信处 邓双 100012 北京市朝阳区安外大羊坊 8 号院 中国环境科学研究院 3 号楼 215 室
电话 (010) 84934516-8018
E-mail dengshuang@craes.org.cn
- 2012-07-27 收稿
-
- (上接第 103 页)
- [14] Wang Y, Zhang Y, Wang J, et al. Effects of volatile fatty acid concentrations on methane yield and methanogenic bacteria [J]. Biomass and Bioenergy, 2009, 33(5): 848-853.
- [15] Siegert I, Banks C. The effect of volatile fatty acid additions on the anaerobic digestion of cellulose and glucose in batch reactors [J]. Process Biochemistry, 2005, 40(11): 3412-3418.
- [16] Li D, Yuan Z H, Sun Y M. Semi-dry mesophilic anaerobic digestion of water sorted organic fraction of municipal solid waste (WS-OFMSW) [J]. Bioresource Technology, 2010, 101(8): 2722-2728.
- [17] Siles J A, Brekelmans J, Martín M A, et al. Impact of ammonia and sulphate concentration on thermophilic anaerobic digestion [J]. Bioresource Technology, 2010, 101(23): 9040-9048.
- [18] Liew L N, Shi J, Li Y. Enhancing the solid-state anaerobic digestion of fallen leaves through simultaneous alkaline treatment [J]. Bioresource Technology, 2011, 102(19): 8828-8834.
- [19] Sung Shihwu, Liu Tao. Ammonia inhibition on thermophilic anaerobic digestion [J]. Chemosphere, 2003, 53: 43-52.
- [20] Koster I W, Lettinga G. The influence of ammonium-nitrogen on the specific activity of pelletized methanogenic sludge [J]. Agricultural Wastes, 1984(9): 25-26.
- [21] Siles J A, Brekelmans J, Martín M A, et al. Impact of ammonia and sulphate concentration on thermophilic anaerobic digestion [J]. Bioresource Technology, 2010, 101: 9040-9048.
- [22] Raposo F, Borja R, Martín M A, et al. Influence of inoculum-substrate ratio on the anaerobic digestion of sunflower oil cake in batch mode: Process stability and kinetic evaluation [J]. Chemical Engineering Journal, 2009, 149(1-3): 70-77.
- [23] Callaghan F J, Wase D A J, Thayani K, et al. Continuous co-digestion of cattle slurry with fruit and vegetable wastes and chicken manure [J]. Biomass and Bioenergy, 2002, 22(1): 71-77.
- [24] Chynoweth D P, Turick C E, Owens J M, et al. Biochemical methane potential of biomass and waste feedstocks [J]. Biomass and Bioenergy, 1993, 5(1): 95-111.
- [25] Borja R, Martín A, Alonso V, et al. Influence of different aerobic pretreatments on the kinetics of anaerobic digestion of olive mill wastewater [J]. Water Research, 1995, 29(2): 489-495.
- [26] González-Fernández C, García-Encina P A. Impact of substrate to inoculum ratio in anaerobic digestion of swine slurry [J]. Biomass and Bioenergy, 2009, 33(8): 1065-1069.
- 作者通信处 汪群慧 100083 北京市海淀区学院路 30 号北京科技大学土木与环境工程学院环境工程系
电话 (010) 62332778
E-mail wangqh59@sina.com
- 2012-06-14 收稿