

李东, 孙永明, 郭燕锋, 等. 2009 作为厌氧发酵原料的水分选有机垃圾特性分析 [J]. 环境科学学报, 29(12): 2538–2544

Li D, Sun Y M, Guo Y F, et al. 2009. Characterization of water sorted organic fraction of municipal solid waste for anaerobic digestion [J]. Acta Scientiae Circumstantiae 29(12): 2538–2544

作为厌氧发酵原料的水分选有机垃圾特性分析

李东^{1,2}, 孙永明¹, 郭燕锋³, 袁振宏^{1,*}, 李连华¹

1 中国科学院 广州能源研究所, 广州 510640

2 中国科学院 可再生能源与天然气水合物重点实验室, 广州 510640

3 华南农业大学 资源环境学院, 广州 510642

收稿日期: 2009-03-01 修回日期: 2009-05-14 录用日期: 2009-09-10

摘要: 对水分选有机垃圾 (WSOFMSW) 的固体有机部分 (SOF) 和气浮污泥部分 (AFS) 进行采样, 分析它们的成分及生化特性, 并在此基础上进行小试规模 (30L) 的厌氧发酵产甲烷实验. 结果表明: SOF 的惰性部分为 18%, 可降解部分 (挥发性固体) 为 72%, 其中, 碳水化合物、蛋白质和脂肪分别为 40.4%、21.8% 和 9.8%; AFS 的惰性部分为 2%, 可降解部分为 82.4%, 其中, 碳水化合物、蛋白质和脂肪分别为 53.5%、19.2% 和 9.7%. SOF 的金属含量比 AFS 高, 主要金属元素为 Ca、Fe、Al、K、Na 和 Mg. 在重金属中, Zn、Mn、Ni、Hg 和 Cr 的含量超过堆肥产品的限制值. WSOFMSW 在标准温度和压力 (0 °C 和 1.013×10^5 Pa, 文中以 STP 表示) 下的理论产甲烷能力为 $484 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$ (以 VS 计), 实验甲烷产率为 $273 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$, 中试甲烷产率为 $245 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$, 每吨湿 WSOFMSW 产甲烷 32 m^3 . 水分选有机垃圾在厌氧消化过程中不会发生重金属、挥发性脂肪酸和氨氮抑制, 但是厌氧消化启动时间较长, 需要 20 d.

关键词: 城市生活垃圾; 水分选技术; 有机垃圾; 厌氧消化; 甲烷产率; 稳定性

文章编号: 0253-2468(2009)12-2538-07 中图分类号: X705 文献标识码: A

Characterization of water sorted organic fraction of municipal solid waste for anaerobic digestion

Li Dong^{1,2}, Sun Yongming¹, Guo Yanfeng³, Yuan Zhenhong^{1,*}, Li Lianhua¹

1 Guangzhou Institute of Energy Conversion Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510640

2 Key Laboratory of Renewable Energy and Gas Hydrate Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510640

3 College of Resources and Environment South China Agricultural University, Guangzhou 510642

Received 1 March 2009; received in revised form 14 May 2009; accepted 10 September 2009

Abstract The solid organic fraction (SOF) and a flotation sludge (AFS) from the water sorted organic fraction of municipal solid waste (MSW) were sampled and their composition and biochemical characteristics were analyzed. A pilot-scale (30 L) anaerobic digestion experiment was also carried out. The analysis showed that 18% of SOF was inert fraction, 72% was biodegradable (volatile solids) including 40.4%, 21.8% and 9.8% carbohydrates, proteins and lipids respectively. For AFS, 2% was inert and 82.4% was biodegradable including 53.5%, 19.2% and 9.7% carbohydrates, proteins and lipids respectively. The metal content of SOF was higher than that of AFS. The main metal elements were Ca, Fe, Al, K, Na and Mg. Heavy metal element contents (Zn, Mn, Ni, Hg and Cr) were higher than the limits on compost products. The theoretical methane potential of the water sorted organic fraction of MSW was $484 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$ (based on volatile solids), the experimental methane yield was $273 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$, pilot-scale methane yield was $245 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$. One ton of the wet organic fraction can produce 32 m^3 methane. Heavy metals, volatile fatty acids and ammonia inhibition were not found during the whole anaerobic fermentation process, however, a long start-up period of 20 d was necessary.

Keywords municipal solid waste; water separation; organic waste; anaerobic digestion; methane yield; stability

1 引言 (Introduction)

随着城市化进程的加快, 城市生活垃圾 (MSW)

产量日益增加, 中国 2006 年的城市生活垃圾的产量为 $1.7 \times 10^9 \text{ t}$ 而该产量还在以每年 6% 的速度增长 (中华人民共和国环境保护部, 2007). 中国目前主

基金项目: 广东省科技计划项目 (No. 0711031100011)

Supported by the Guangdong Science and Technology Program (No. 0711031100011)

作者简介: 李东 (1982—), 男, 博士生, E-mail: lidong@ms.giec.ac.cn * 通讯作者 (责任作者), E-mail: yuanzh@ms.giec.ac.cn

Biography: Li Dong (1982—), male Ph.D. candidate, E-mail: lidong@ms.giec.ac.cn * Corresponding author, E-mail: yuanzh@ms.giec.ac.cn

要的垃圾处理方式为填埋、焚烧和堆肥。然而,这3种方式都存在一定的问题: 填埋产生的渗滤液和排放的气体是土壤、地下水和大气的重要污染源; 对于高含水量低热值的MSW, 在焚烧过程需要大量的能量消耗, 且投资巨大; 堆肥是一个耗能过程, 并且浪费了MSW中所含的生物质能。大量研究表明, 这3种处理方式的共性问题主要是由MSW中的有机部分(organic fraction of MSW, OFMSW)造成。通常, OFMSW 占总MSW质量的53%以上, 包括纸张、纸板、庭院垃圾和食物垃圾等, 其含水率在15%~70%范围内(Kayhanian, 1995)。针对其高含水率和高有机质含量的特性, 采用厌氧消化技术(anaerobic digestion AD)进行处理, 不仅解决了环境问题, 还可以产生洁净能源和有机肥料。

目前, 对成分较为简单的水果蔬菜垃圾(Bouallagui et al., 2005)、厨余垃圾(Rao et al., 2004)、生活生物垃圾(Krzystek et al., 2001)的厌氧消化研究较为普遍。在欧洲一些发达国家, 由于垃

圾分类投放设施和制度较为完善, 对于源头分类有机垃圾(Source-sorted OFMSW, SSOFSW)的特性(Jansen et al., 2004; Hansen et al., 2007a)、预处理(Hansen et al., 2007b)及甲烷产率(Davidsson et al., 2007)均有报道。然而, 目前国内垃圾分类投放设施较为简单, 相关的制度也不完善, 收集到的城市生活垃圾成分比较复杂, 给垃圾处理带来很大困难。近年, 由明日环保科技控股有限公司开发的垃圾水分选系统已经进入试运行阶段, 该系统的特点是以水作为分类介质, 并在一系列机械设备的协助下, 将复杂的混合垃圾分选成有机部分、金属、重物质、塑料和可燃物部分(图1)。分类后的有机部分(Water-sorted OFMSW, WSOFSW)包括固体有机部分(solid organic fraction, SOF)和气浮污泥(Air-floatation sludge, AFS), 前者为粒径通常超过2mm的大块有机物(如果皮和羽毛等), 后者是指从垃圾分选后产生的污水中利用气浮作用获得的污泥部分(粒径一般小于2mm)。

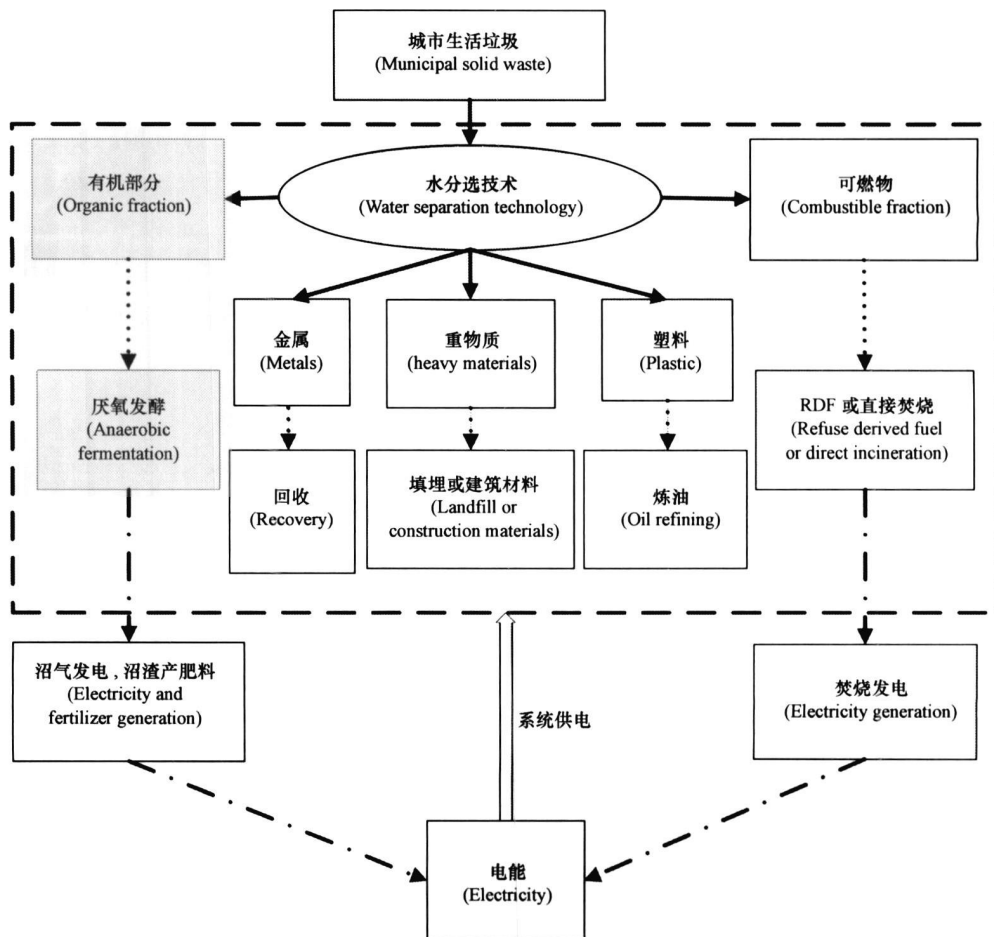


图1 城市生活垃圾水分选产物分布

Fig 1 Product distribution of water sorted municipal solid waste

本文根据厌氧消化的原理及影响因素,对 WSOEMS W 作为厌氧消化原料的成分及生化特性进行分析,并在此基础上进行厌氧发酵产甲烷实验,旨在为今后的厌氧消化应用提供初步的指导依据,并为厌氧消化技术与水分选技术的有效对接做准备。

2 实验原料与方法 (Materials and methods)

2.1 原料来源

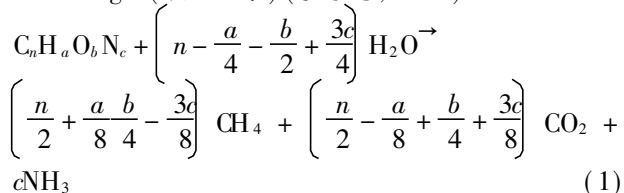
以 20 t 广东博罗市生活垃圾作为原始垃圾进行水分选,分选后分别取固体有机部分 (SOF) 和 气浮污泥 (AFS) 各 50 kg 带回实验室作为实验原料。另外,根据长期的分类运行结果来看,分类后的 SOF 与 AFS 分别约占原始垃圾总量的 20% 和 30% (以湿基计算),本实验分别取 6.7 kg SOF 和 10.1 kg AFS 均匀混合后作为厌氧发酵产甲烷的原料。接种剂为添加该有机垃圾驯化后的沼气池厌氧污泥,待无明显气体产出时进行接种,接种量为 4 kg,其中,总固体 (total solid, TS) 和挥发性固体 (volatile solid, VS) 分别占 11.2% 和 4.7%。

2.2 原料分析方法

通过手工分选出未被水分选系统分离并夹杂在有机部分里的惰性部分,如小块的木棍、塑料、金属、石头、玻璃和骨头等,余下为有用部分,如厨余垃圾、果皮和纸屑等。有用部分的 TS、VS 和灰分 (Ash) 采用烘干法测定 (贺延龄, 1998); 热值采用 WGR-1 型热值分析仪测定; 元素分析 (C、H、N 和 S) 采用 Vario EL 元素分析仪测定; 金属元素和 P 采用 RS 1000 型电感耦合等离子体发射光谱仪测定; 成分分析 (碳水化合物、粗纤维、脂肪、蛋白质和凯氏氮) 采用国标法测定 (GB/T 5009-2003)。

2.3 理论产甲烷能力

理论产甲烷能力 (theoretical methane potential, TMP) 通过公式 (1) 的 Buswell 方程 (Buswell *et al.*, 1952) 计算得到 (见式 2)。其中, $C_nH_aO_bN_c$ 可通过原料的 C、H、O 和 N 元素分析直接求得,也可以通过成分分析 (碳水化合物、蛋白质和脂类) 间接求得,本文采用 2 种方法进行计算以作对比。碳水化合物、蛋白质和脂类的理论产甲烷能力分别为 373、560 和 879 $L \cdot kg^{-1}$ (以 VS 计) (李东等, 2008)。



$$Y_{M, th} = \frac{1000 \times 22.4 \times \left[\frac{n}{2} + \frac{a}{8} - \frac{b}{4} - \frac{3c}{8} \right]}{12n + a + 16b + 14c} \quad (2)$$

式中, $Y_{M, th}$ 为标准温度和压力 (0 °C 和 1.013×10^5 Pa) 下的理论产甲烷能力 ($m^3 t^{-1}$)。

2.4 厌氧发酵产甲烷实验

厌氧发酵产甲烷实验采用本实验室设计加工的 30 L 有机玻璃厌氧反应器,该反应器装有自动控温系统、自动搅拌系统和 pH 实时监测仪。根据 SOF 和 AFS 的原料特性,混合后总垃圾原料的 TS 和 VS 分别为 2.76 kg 和 2.15 kg。接种后反应器总固体含量约为 15%。厌氧发酵温度控制在 $(30 \pm 2)^\circ C$, 每天搅拌 5 次,每次 10 min, 转速为 $20 r \cdot min^{-1}$ 。产气量采用 IML-1 型湿式气体流量计测定,气体成分 (甲烷和二氧化碳) 采用 HP-6890 型气相色谱测定, Porapak Q 不锈钢填充柱, TCD 检测器, 载气为 Ar, 进样口和检测器温度分别为 100 和 $150^\circ C$; 柱箱采用程序升温, 初始温度 $40^\circ C$ 保持 2 min, 然后以 $10^\circ C \cdot min^{-1}$ 的速率升到 $80^\circ C$ 并保持 1 min。对于发酵液中的挥发性脂肪酸 (乙酸、丙酸、丁酸和戊酸), 采样后离心 ($6000 r \cdot min^{-1}$, $0 \sim 4^\circ C$), 取上清液过滤 ($0.45 \mu m$ 过滤器) 后采用 HP-6820 型气相色谱测定, DB-FFAP 色谱柱, 载气 He, 进样口温度 $250^\circ C$, 分流比 1:50, FID 检测器温度 $300^\circ C$; 柱箱采用程序升温, $100^\circ C$ 下保持 5 min, 以 $10^\circ C \cdot min^{-1}$ 的升温速率从 $100^\circ C$ 升到 $250^\circ C$, 随后保持 12 min。发酵液离心后上清液中的氨氮由 FC-100 型台式氨氮测定仪测定。

3 实验结果 (Results)

3.1 原料特性

SOF 和 AFS 的成分见表 1。为能更好地反映垃圾原料的可降解性, 本文将惰性物中的木棍和塑料归类为灰分, 挥发性固体仅包含有用部分的 VS, 即可降解部分。由于 AFS 是存在于水介质中的细小有机颗粒经过气浮处理后得到的一部分有机物, 块状的塑料、金属、石头和玻璃等不易引入; 而 SOF 主要通过机械作用分离出来, 块状的果皮和羽毛等不可避免地将小块的塑料、金属、石头和玻璃等一同携带出。因此, AFS 的惰性部分比 SOF 少, 相应地, AFS 的可降解部分 (即挥发性固体) 比 SOF 多。两类有机部分的挥发性固体主要为碳水化合物, 其次为蛋白质。AFS 的碳水化合物含量高于 SOF, 这可能是富含碳水化合物的厨余垃圾等在分选过程中与机械产

生碰撞或摩擦, 从而颗粒化溶入水中. 而 SOF 的蛋白质含量高于 AFS, 这是由于 SOF 含有大量的动物

羽毛、头发和皮革等, 这在有机垃圾手工分拣时可以观察到.

表 1 水分选有机垃圾的成分 (以 TS 计)

Table 1 Composition of the water sorted organic fraction of municipal solid waste (calculated by total solids)

原料	总干物质 (TS)	惰性部分	有用部分	热值 / (MJ kg ⁻¹)	挥发性固体	灰分	碳水化合物	蛋白质	脂类	粗纤维	总凯氏氮	碳 (C)	氢 (H)	氧 (O)	氮 (N)	硫 (S)	磷 (P)
SOF	17.4%	18.0%	82.0%	19.7	72.0% ^a	28.0% ^b	40.4%	21.8%	9.8%	20.1%	3.4%	37.1% ^c	5.2% ^c	26.1% ^c	2.1% ^c	0.2% ^c	0.2% ^c
AFS	15.8%	2.0%	98.0%	22.0	82.4% ^a	17.6% ^b	53.5%	19.2%	9.7%	22.6%	3.0%	43.9% ^c	6.2% ^c	26.9% ^c	4.9% ^c	0.5% ^c	0.4% ^c
SSOIM SW ^d	-	-	-	20.1	86.5% ^a	13.1% ^b	55.8%	16.5%	14.2%	14.5%	-	46.8%	7.1%	29.3%	2.7%	0.2%	0.5%
SSOIM SW ^e	-	6.6%	93.4%	20.1	88.2%	11.8%	59.4%	14.9%	13.9%	18.6%	-	48.0%	7.1%	30.0%	2.5%	0.2%	0.4%
SP-SSOIM SW ^f	27.3%	-	-	21.5	92.3%	7.7%	58.7%	17.0%	16.6%	12.2%	-	50.5%	7.7%	30.8%	2.8%	0.2%	0.3%
DS-SSOIM SW ^g	29.2%	-	-	20.3	88.8%	11.2%	59.5%	15.8%	13.8%	17.4%	-	48.3%	7.1%	30.1%	2.6%	0.2%	0.5%

注: a 仅包含有用部分的挥发性固体; b 包含有用部分的灰分及惰性部分; c 仅包含有用部分的相应元素; d 源头分类有机垃圾 (Jansen *et al.*, 2004); e 源头分类有机垃圾 (Hansen *et al.*, 2007a); f 经螺旋挤压 (Screw press) 处理后的源头分类有机垃圾 (Hansen *et al.*, 2007b); g 经圆盘筛分 (Disc screen) 处理后的源头分类有机垃圾 (Hansen *et al.*, 2007b).

表 2 列出了 SOF 和 AFS 的金属元素含量. 由表 2 可知, SOF 的金属含量比 AFS 高. 依含量大小排列, 主要为 Ca、Fe、Al、K、Na 和 Mg 等常见金属元素. 在微量金属中, Zn、Mn、Ni 和 Hg 的含量相对较高,

这可能是由于锌锰电池和镍汞电池在分选过程中与机械碰撞摩擦使电池内充物泄露出来. 另外, Cr 在 SOF 中的含量也相对较高, 具体原因有待调查.

表 2 水分选有机垃圾的金属元素含量

Table 2 Metal content of the water sorted organic fraction of municipal solid waste

原料	Na	K	Ca	Mg	Al	Fe	Zn	Cu	Cd	Cr	Pb	Ni	Mn	Hg	As
SOF/(干基 mg kg ⁻¹)	1656	3569	14548	1233	3598	3809	109	55	1	220	28	56	127	59	8
SOF/(湿基 mg L ⁻¹) ^a	248	535	2182	185	540	571	16	8	0	33	4	8	19	9	1
AFS/(干基 mg kg ⁻¹)	1101	3471	14356	1240	2454	2697	170	44	1	61	43	21	118	48	5
AFS/(湿基 mg L ⁻¹) ^a	165	521	2153	186	368	405	26	7	0	9	7	3	18	7	1
厌氧发酵抑制浓度 / (mg L ⁻¹) ^b	3500~	2500~	2500~	100~	1000	1750	160	170	180	450	-	250	-	-	-
堆肥产品限制浓度 / (干基 mg kg ⁻¹) ^c	-	-	-	-	-	-	400	100	1.5	100	150	50	-	1	5

注: a 以反应器总固体含量 13% 计算; b 中等抑制浓度 (徐文龙等, 2006; Chen *et al.*, 2008; Juanga 2005); c 德国颁布的适用于食用植物生长的一类堆肥产品 (Verna 2002).

3.2 理论产甲烷能力

SOF 和 AFS 的理论产甲烷能力见表 3. 由表 3 可知, 元素分析计算的 TMP 高于成分分析计算的 TMP. 以成分分析计算, SOF 的 TMP 高于 AFS 的 TMP, 以元素分析计算, 结果则相反. 元素分析得到的是垃圾原料的总元素含量, 包括易生物降解的有机态部分, 同时也包括抗生物降解的惰性态部分; 从生化原理分析, 用于厌氧发酵产甲烷的主要物质是碳水化合物、蛋白质和脂类, 因此, 笔者认为用成分分析来计算理论产甲烷能力更为合理.

根据长期分类运行结果来看, 分类后的 SOF 与 AFS 分别约占原始垃圾总量的 20% 和 30% (以湿基计算), 据此比例以及它们各自的成分可计算出总有机部分的理论产甲烷能力 (表 3).

表 3 各部分垃圾的理论产甲烷能力和甲烷产率

Table 3 Theoretical methane potentials and methane yields for different fractions of the water sorted organic fraction of MSW

原料	产甲烷能力或甲烷产率 / (m ³ t ⁻¹)
SOF	498 ^a (理论产甲烷能力)
SOF	542 ^b (理论产甲烷能力)
AFS	476 ^a (理论产甲烷能力)
AFS	589 ^b (理论产甲烷能力)
有机部分 ^c	484 ^a (理论产甲烷能力)
有机部分 ^c	570 ^b (理论产甲烷能力)
有机部分 ^c	273 (实验甲烷产率)
有机部分 ^c	245 ^d (369) ^e (中试甲烷产率)
有机部分 ^c	190 (313) ^e (中试甲烷产率)

注: 文中计算均在 STP 条件下; a 以成分分析 (碳水化合物、蛋白质和脂类) 作为计算依据; b 以元素分析 (C、H、O 和 N) 作为计算依据; c 有机部分 SOF 和 AFS 湿基按质量比 2:3 进行混合; d 本文假设以实验甲烷产率的 90% 作为中试甲烷产率 (见图 2 d 箭头处); e SP-SSOIM SW 的中试甲烷产率 (Hansen *et al.*, 2007b).

3.3 厌氧发酵产甲烷实验

水分选有机垃圾厌氧发酵产甲烷情况见图 2。由图 2 可知, 经过 4 d 的启动期后, pH 上升到 6.6, 在随后的稳定产甲烷阶段稳定在 7.0 左右。启动初期 (前 3 d), 由于易降解部分快速水解产酸, 而产甲烷菌的生长较为缓慢, 产生的酸不能及时转化为甲烷。因此, 总挥发性脂肪酸 (VFAs) 浓度呈上升趋势, 一度达到 18281 mg L^{-1} 。随着产甲烷菌的繁殖生长, 耗酸产甲烷作用增强, 总 VFAs 浓度逐步下降, 在产甲烷最高峰时的总 VFAs 浓度最低为 50 mg L^{-1} 。

氨氮主要来自蛋白质和氨基酸的水解发酵及其他含氮有机物的降解。在厌氧发酵适应期 (前 10 d), 由于水解发酵作用的进行, 氨氮浓度持续增加直至 747 mg L^{-1} (第 1 次峰值)。产甲烷细菌经过 10 d 的适应期 (即细胞生长延滞期) 后开始进入指数生

长期, 而细胞的生长繁殖需要氨氮作为氮源, 因此, 氨氮浓度开始下降, 最低为 221 mg L^{-1} 。当厌氧消化进行到第 27 d 时, 产甲烷细菌的生长进入稳定期, 细胞的生长繁殖趋于缓慢, 用于合成细胞的氨氮将减少, 而有机质的水解发酵不断进行, 此时氨氮的产生大于消耗。因此, 氨氮浓度又开始增加, 最高在第 44 d 时达到 1129 mg L^{-1} (第 2 次峰值)。此后的氨氮浓度经过下降后又呈现出上升趋势。

从日产气量来看, 启动时间较长, 约需 20 d 日产气量于第 32 d 达到峰值, 最高日产气量为 $19 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1}$ (以 VS 计, 下同) (即最高日产气总量与初始原料中 VS 质量的比值)。产甲烷稳定后, 甲烷含量稳定在 60% ~ 70%。累积产气量和累积产甲烷量分别为 423 和 $273 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1}$, 假如以累积产甲烷量的 90% 作为中试甲烷产率 ($245 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1}$), 厌氧消化周期需要 37 d。

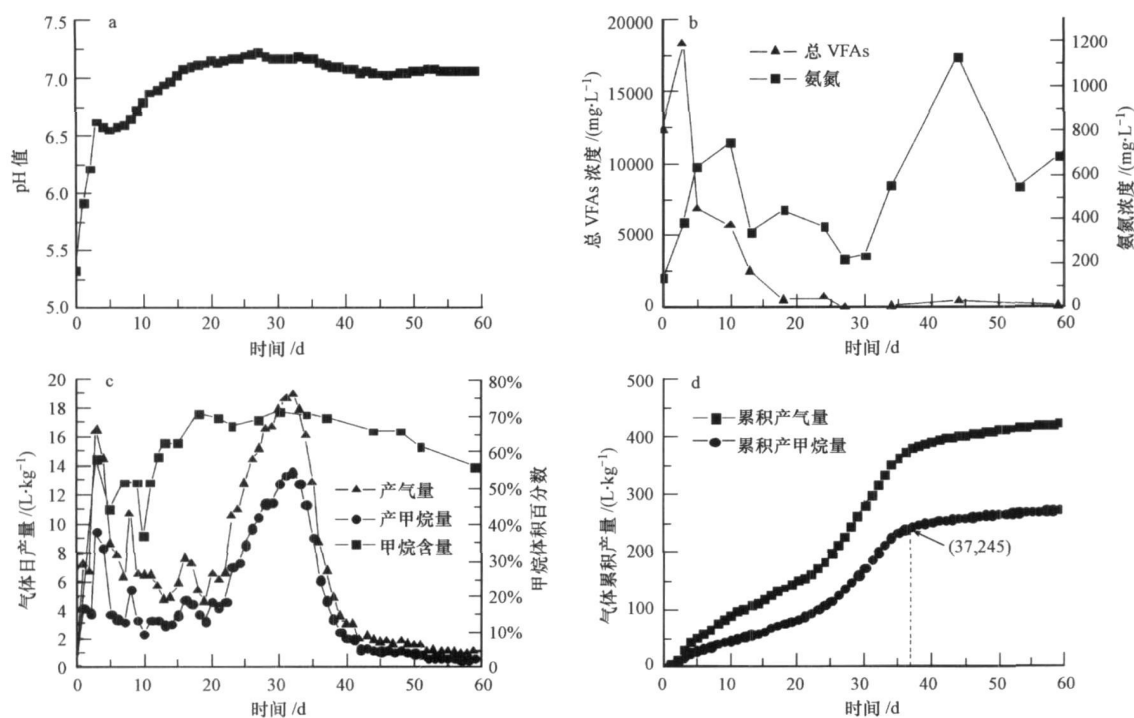


图 2 厌氧发酵产甲烷实验结果 (a pH 随时间变化曲线; b 总 VFAs 和氨氮随时间变化曲线; c 单日产气量、产甲烷量以及甲烷含量; d 累积产气量和累积产甲烷量)

Fig. 2 Experimental results for anaerobic fermentation of water sorted organic fraction of MSW (a pH profile; b profiles of total VFAs and ammonia; c biogas, methane production rates and methane contents; d cumulative biogas and methane production)

4 讨论 (Discussion)

4.1 城市生活垃圾水分选系统

城市生活垃圾的成分复杂多变, 受地域、季节、

生活习惯和收集频率等多种因素的影响。目前, 在中国尚没有一种能够推广的垃圾分类技术, 水分选技术可谓是一种尝试与进步。它能够将垃圾中的有机部分分离出, 从而可以采用厌氧消化技术回收垃

圾中的生物质能, 产出的电能可以供给整个垃圾处理系统, 实现垃圾处理能源自给化。

然而, 该技术还需进一步完善。从表 1 可以看出, 该系统分离出的固体有机部分 (SOF), 其惰性部分含量较高, 挥发性固体仅为 72%, 造成厌氧发酵反应器内的实际有机质含量较低, 需要的反应器体积较大, 相应的投资成本以及加热成本较高。但也说明, 水分选技术还有升级空间, 通过减少惰性物质的引入, 进一步提高分离后有机部分的挥发性固体含量, 实现水分选技术和厌氧消化技术的有效对接。从表 2 可以看出, 如果要将消化残余物生产堆肥产品, 必须降低有机部分中的重金属元素含量, 尤其是 Cr、Ni、Hg 和 As。这就需要首先查清这些元素的来源, 再根据来源物的物理性状配套适合的分离设备和工艺以去除该类物质, 最后还可以对厌氧发酵残余物进行化学或生物处理, 进一步去除重金属元素, 上述工作将成为今后的研究重点之一。

4.2 水分选有机垃圾的厌氧消化稳定性及性能

尽管有机部分中存在大量的惰性部分, 但未对该类垃圾的厌氧消化构成威胁, 只是降低了单位质量有机垃圾的甲烷产量。金属元素的浓度低于厌氧消化中等抑制浓度, 厌氧发酵产甲烷实验没有发现产甲烷抑制作用。厌氧消化启动完成后, 总 VFA 浓度在 1000 mg L^{-1} 以下, 低于 13000 mg L^{-1} 的抑制浓度 (Vieitez *et al.*, 1999), 氨氮低于 1670 mg L^{-1} 的抑制浓度 (Gallert *et al.*, 1998), pH 稳定在中性范围, 整个厌氧发酵过程没有发生挥发性脂肪酸抑制或氨氮抑制。

但是, 水分选有机垃圾厌氧发酵周期较长, 停留时间至少需要 37 d 造成单位体积反应器的处理量较低, 投资和运行成本较高。从图 2 c 可以看出, 厌氧发酵周期长的原因在于启动时间较长, 大约为 20 d, 集中产气期为第 21~37 d。因此, 今后的主要研究内容之一是优化工艺以缩短启动时间, 例如, 培育优良接种剂, 提高接种比例及调节反应器有机负荷等。另一方面, 甲烷产率仅为理论产甲烷能力 (以成分分析计算) 的 50%, 远远低于 SSOE M SW 的甲烷产率, 还有很大的提升空间。因此, 主要研究内容之二是优化工艺以提高甲烷产率, 例如, 通过调节总固体浓度、温度、搅拌频率和强度等工艺参数, 或是对有机垃圾进行预处理 (破碎和加热等) 以提高原料的生物降解性。

5 结论 (Conclusions)

1) 水分选系统是一种有效的城市生活垃圾分选技术, 分类后的有机部分包括 SOF 和 AFS。SOF 的惰性部分比 AFS 多, SOF 和 AFS 的可降解部分 (挥发性固体) 低于源头分类有机垃圾的可降解部分, 可降解部分主要为碳水化合物和蛋白质。SOF 的金属含量比 AFS 高, 主要金属元素为 Ca、Fe、Al、K、Na 和 Mg。在重金属中, Zn、Mn、Ni、Hg 和 Cr 的含量超过堆肥产品的限制值, 必须降低它们的浓度才能将有机垃圾厌氧消化残余物生产堆肥产品。

2) 水分选有机垃圾在厌氧消化过程不会发生重金属、挥发性脂肪酸和氨氮抑制, 厌氧消化较为稳定。但是, 厌氧消化启动时间较长, 而且甲烷产率较低, 中试甲烷产率为 $245 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$, 仅为理论产甲烷能力的 50%。

责任作者简介: 袁振宏 (1953—), 男, 博士, 研究员, 博士生导师, 长期从事生物质能源技术以及战略研究, E-mail: yuanzh@ms.giec.ac.cn

参考文献 (References):

- Bouallagui H, Touhami Y, BenChekch R, *et al.* 2005 Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes [J]. *Process Biochemistry*, 40(3-4): 989-995
- Buswell A M, Muller H F. 1952 Mechanics of methane fermentation [J]. *Journal of Industrial Engineering Chemistry*, 44(3): 550-559
- Chen Y, Cheng J J, Creaner K S, *et al.* 2008 Inhibition of anaerobic digestion process: A review [J]. *Bioresour Technol*, 99(10): 4044-4064
- Davidsson Å, Jansen J L C, Guvberger C, *et al.* 2007 Methane yield in the source-sorted organic fraction of municipal solid waste [J]. *Waste Management* 27(3): 406-414
- Gallert C, Bauer S, Winter J. 1998 Effect of ammonia on the anaerobic degradation of protein by a mesophilic and thermophilic biowaste population [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 50(4): 495-501
- Hansen T L, Jansen J L C, Spliid H, *et al.* 2007a Composition of source-sorted municipal organic waste collected in Danish cities [J]. *Waste Management* 27(4): 510-518
- Hansen T L, Jansen J L C, Davidsson Å, *et al.* 2007b Effects of pretreatment technologies on quantity and quality of source-sorted municipal organic waste for biogas recovery [J]. *Waste Management* 27(3): 398-405
- 贺延龄. 1998 废水的厌氧生物处理 [M]. 北京: 中国轻工业出版社, 536-538
- He Y L. 1998 Anaerobic bio-treatment of Waste Water [M]. Beijing: China Light Industry Press, 536-538 (in Chinese)

- Jansen J L C, Spliid H, Hansen T L, *et al*. 2004. Assessment of sampling and chemical analysis of source separated organic household waste [J]. *Waste Management*, 24(6): 541–549
- Juanga J P. 2005. Optimizing dry anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste [D]. Thailand: Asian Institute of Technology school of Environment Resources and Development 24
- Kayhanian M. 1995. Biodegradability of the organic fraction of municipal solid waste in a high solids anaerobic digester [J]. *Waste Management & Research*, 13(2): 123–136
- Krzysiek L, Ledakowicz S, Kahle H J, *et al*. 2001. Degradation of household biowaste in reactors [J]. *Journal of Biotechnology*, 92(2): 103–112
- 李东, 袁振宏, 张宇, 等. 2008. 城市生活有机垃圾各组分的厌氧消化产甲烷能力 [J]. *环境科学学报*, 28(11): 2284–2290
- Li D, Yuan Z H, Zhang Y, *et al*. 2008. Anaerobic biochemical methane potential of organic fraction of municipal solid waste [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 28(11): 2284–2290 (in Chinese)
- Rao M S, Singh S P. 2004. Bienergy conversion studies of organic fraction of MSW: kinetic studies and gas yield-organic loading relationships for process optimization [J]. *Bioresource Technology*, 95(2): 173–185
- Verna S. 2002. Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid wastes [D]. New York: Columbia University, Department of Earth & Environmental Engineering (Henry Krumb School of Mines) Fu Foundation School of Engineering and Applied Science 10
- Vieitez E R, Ghosh S. 1999. Biogasification of solid waste by two-phase anaerobic fermentation [J]. *Biomass and Bioenergy*, 16(5): 299–309
- 徐文龙, 卢云方, Rudolf Walder, 等. 2006. 城市生活垃圾管理与处理技术 [M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 124
- Xu W L, Lu Y F, Wakler R, *et al*. 2006. Municipal Solid Waste Management and Treatment Technology [M]. Beijing: China Architecture and Building Press, 124 (in Chinese)
- 中华人民共和国环境保护部. 2007. 2006年中国环境状况公报 [R]. 2007-06-19. 北京: 中华人民共和国环境保护部, 90
- Ministry of Environmental Protection of the P. R. China. 2007. China Environmental State Bulletin 2006 [R]. 2007-06-19. Beijing: Ministry of Environmental Protection of the P. R. China, 90 (in Chinese)