

孙颖, 许冉, 刘仲哲, 等. 2009 厌氧消化污泥和未消化污泥在 TG-MS 上的热化学特性比较 [J]. 环境科学学报, 29(1): 169-174

Sun Y, Xu R, Liu Z Z, et al. 2009. Comparison of thermochemical properties of anaerobic digested sludge and undigested sludge by TG-MS [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 29(1): 169-174

厌氧消化污泥和未消化污泥在 TG-MS 上的热化学特性比较

孙颖, 许冉, 刘仲哲, 周吉峙, 钱光人*

上海大学环境与化学工程学院, 上海 200072

收稿日期: 2007-11-12 修回日期: 2008-06-24 录用日期: 2008-11-18

摘要: 利用热重-质谱联用仪对厌氧消化污泥和未消化污泥的燃烧和热解过程分别进行了研究. 结果表明, 2 种污泥燃烧和热解过程中的热失重行为都可分为失水、有机物分解、无机物分解 3 个阶段. 在 300~350°C 温度范围内, 无论燃烧还是热解过程, 未消化污泥有机物分解造成的热失重现象均比厌氧消化污泥明显. 无机物分解阶段, 厌氧消化污泥主要是碳酸盐的分解, 未消化污泥主要是硫酸盐的分解. 采用同步质谱仪对热解和燃烧的气态产物进行了分析, 结果表明, 污泥燃烧和热解过程除了产生大量的 H₂O 和 CO₂ 外, 热解过程还产生 CH₄、C₂H₆、C₄H₁₀、C₇H₈ 等有机气体以及 H₂. 厌氧消化污泥热解时有机气体产生量小于未消化污泥.

关键词: 污水污泥; 热重-质谱; 热解; 厌氧消化

文章编号: 0253-2468(2009)01-169-06 中图分类号: X 703 文献标识码: A

Comparison of thermochemical properties of anaerobic digested sludge and undigested sludge by TG-MS

SUN Ying, XU Ran, LIU Zhongzhe, ZHOU Jizhi, QIAN Guangren*

School of Environmental and Chemical Engineering, Shanghai University, Shanghai 200072

Received 12 November 2007; received in revised form 24 June 2008; accepted 18 November 2008

Abstract Combustion and pyrolysis of anaerobic digested sewage sludge and undigested sewage sludge was investigated under air and nitrogen atmospheres by thermogravimetric-mass spectrometry (TG-MS). The results showed that the combustion and pyrolysis processes could be divided into three stages: volatilization of water, decomposition of organic substances and decomposition of inorganic substances. At temperatures from 300°C to 350°C, the decomposition of organic substances of the undigested sludge is more significant than that of the anaerobic digested sludge during both combustion and pyrolysis processes. During the decomposition of inorganic substances, the main decomposed substances for anaerobic digested sludge are carbonates while for undigested sludge they are sulfates. The gaseous products under different conditions were analyzed by coupled simultaneous mass spectrometry. The results showed that a large amount of H₂O and CO₂ were released during the pyrolysis and combustion processes. During pyrolysis, H₂, CH₄, C₂H₆, C₄H₁₀ and C₇H₈ were detected. The amount of the organic gases emitted from the anaerobic digested sludge was smaller than that from undigested sludge.

Keywords sewage sludge; TG-MS; pyrolysis; anaerobic digestion

1 引言 (Introduction)

随着城市污水产生量的增加及人们对城市污水处理要求的日趋严格, 作为城市污水处理的副产品——城市污泥的数量也在急剧增加. 大量的污泥如不能被合理的处理处置, 势必对城市造成“二次

污染”, 很多城市已经遭遇污泥之困, 所以城市污泥治理亟待加强.

高含量的重金属、细菌和病毒限制了污泥的农用, 而污泥填埋处理会占用大量的土地并且会污染土壤和地下水. 由于城市污泥是一种由有机残片、微生物、无机颗粒、胶体等组成的非均质体, 污泥中

基金项目: 上海市重点科技攻关项目 (No. 07dz12030); 上海市重点学科 (第 3 期) 资助 (No. S30109)

Supported by the Shanghai Key Technologies R & D Program (No. 07dz12030) and the Shanghai Leading Academic Disciplines (No. S30109)

作者简介: 孙颖 (1973—), 女, 副教授, E-mail: ysun@shu.edu.cn * 通讯作者 (责任作者), E-mail: qianguangren@yahoo.com

Biography: SUN Ying (1973—), female associate professor. E-mail: ysun@shu.edu.cn * **Corresponding author:** E-mail: qianguangren@yahoo.com

含有的大量有机质为其资源化利用提供了物质基础(贾相如等, 2005), 如厌氧消化处理过程中产生的沼气可作为能源回收利用, 消化稳定后的剩余污泥热值仍可达到 10000kJ kg^{-1} 。所以热化学处理, 越来越成为城市污泥资源化利用的理想方式。污泥焚烧处理因其可以达到很好的减量化、稳定化和无害化效果, 而且燃烧产生的热能可以得到利用, 一直受到研究者的关注; 污泥的热解处理被认为是可以替代填埋和焚烧的具有生态效应的新的污泥处理方法, 其热解产生的气体可以开发成气态燃料(Fullana *et al.*, 2003)。

基于对污泥热化学处理的考虑, 需要了解污泥的燃烧热解特性。热分析联用技术可以提供污泥热化学过程的许多重要信息。Ferrasse等(2003)应用TG-FTIR技术对某厌氧消化污泥燃烧过程中的气态产物进行了分析; Otero等(2002)利用TG-MS技术对污泥和煤共燃烧过程进行了研究; Conesa等(1998)应用TG-MS技术研究了厌氧消化污泥和好氧消化污泥在氮气气氛下热解行为的差别。目前, 利用TG-MS同时对比研究厌氧消化污泥和未消化污泥的不同热行为及气态产物变化的报道并不多见。

本研究中应用TG-MS联用技术研究厌氧消化和未经消化的2种城市污水污泥在空气气氛下燃烧和在氮气气氛下热解的过程及整个过程中气态产物的变化, 并探讨厌氧消化对污泥燃烧和热解特性的影响。旨在进一步了解城市污水污泥的热化学特性, 为城市污泥尤其是厌氧消化污泥作为燃料资源化利用选择合适的途径, 进而为污泥的科学合理处置和资源化利用最大化提供数据支持。

2 材料与方 法 (Materials and methods)

2.1 实验材料

厌氧消化污泥 (GBD) 样品及未经消化的污泥 (LH) 样品于自然通风条件下风干, 研磨过 0.5mm 筛储存备用。2个干燥污泥样品的工业分析、元素分析和热值分析结果见表 1、表 2

表 1 GBD和 LH 的工业分析

Table 1 Proximate analysis of GBD and LH

污泥样品	M_{ar}	M_{ad}	A_{ad}	V_{ad}	FC_{ad}	HHV / (kJ kg^{-1})
GBD	74.90%	10.22%	39.40%	47.00%	3.38%	12882
LH	81.73%	10.59%	26.58%	59.60%	3.23%	18795

表 2 GBD和 LH 的元素分析

Table 2 Elemental analysis of GBD and LH

污泥样品	N	C	H	S	O
GBD	2.874%	30.918%	4.200%	4.022%	22.222%
LH	6.526%	34.731%	5.303%	2.666%	23.621%

2.2 实验仪器及方法

热重质谱联用仪系统由德国 NETZSCH 公司的 STA 449 C型热重差热分析仪及 QMS 403 C型四极质谱仪组成。实验过程中同时记录热重曲线 (TG)、差热曲线 (DTA) 和质谱图 (MS)。

试验条件: 取质量 $(30.00 \pm 0.05)\text{mg}$ 的样品置于 Al_2O_3 坩埚中; 升温范围: $30 \sim 1000^\circ\text{C}$; 程序升温速率选取 $10\text{K} \cdot \text{min}^{-1}$; 实验气氛: N_2 或空气; 气体吹扫速度: $60\text{mL} \cdot \text{min}^{-1}$ 。

3 结果 (Results)

3.1 GBD 和 LH 的燃烧与热解特性

图 1 为 GBD 和 LH 在空气气氛中燃烧的 TG-DTG 曲线。由图可见, 污泥的燃烧失重可分为 3 个阶段。第 1 阶段为自由水和结合水的析出阶段, GBD 是从初温到 170.4°C , LH 是从初温到 158.3°C 。第 2 阶段是有机物分解燃烧及固定碳燃烧阶段, 也是污泥失重的主要阶段, 在 700°C 左右结束。在此阶段 GBD 和 LH 的 TG 曲线迅速下降, 相应的 DTG 曲线分别在 255.7°C 和 251.1°C 出现最大失重峰。值得注意的是, LH 在 308°C 左右又出现了 1 个小失重峰, GBD 在此温度附近却没有峰出现。之后 2 个污泥的 DTG 曲线还各出现了几个小失重峰。第 3 阶段主要是无机物质的分解阶段, GBD 在 767.0°C 左右有一较大失重峰, 而 LH 在 909.2°C 附近出现失重峰。

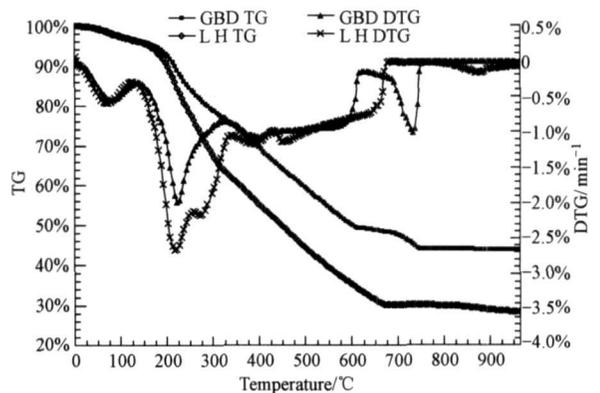


图 1 GBD 和 LH 燃烧时的 TG-DTG 曲线

Fig. 1 TG-DTG curves of LH and GBD during combustion

图 2 为 2 种污泥在高纯氮气气氛中热解的 TG-DTG 曲线. 污泥热解过程同样可分 3 个阶段. 第 1 阶段仍为自由水和结合水的析出阶段, GBD 和 LH 此阶段的温度区间分别是初温到 158.5 °C 和初温到 178.7 °C. 第 2 阶段为有机物分解及挥发份析出阶段. 在此阶段, GBD 热解的 DTG 曲线不同于燃烧时只有 1 个峰, 其在 278.6 °C 出现 1 个最大失重峰之后, 在 312.6 °C 又出现了 1 个侧峰; LH 的热解 DTG 曲线虽然仍然有 2 个峰出现, 但其在 276.7 °C 出现的第 1 个峰较小 (失重速率峰值为 $2.47\% \cdot \text{min}^{-1}$), 而在 352.2 °C 出现的第 2 个峰成为最大失重峰 (失重速率峰值达到 $3.45\% \cdot \text{min}^{-1}$). 2 个污泥热解失重的第 2 阶段在 525 °C 左右结束. 525 °C 之后为 2 种污泥热解的第 3 阶段, 推测主要是无机矿物质的分解和残炭继续热解. 在此阶段, GBD 的失重峰稍有提前出现在 745.2 °C 附近, LH 的热解失重向高温延迟, 出现在近 1000 °C 的位置.

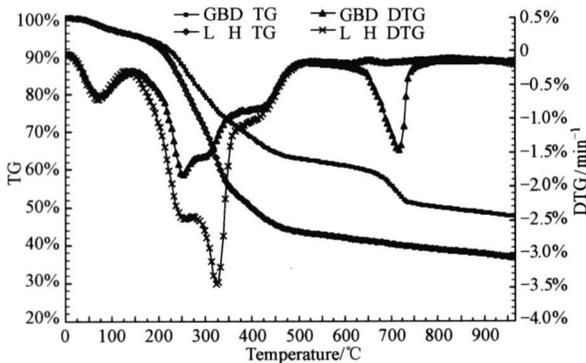


图 2 GBD 和 LH 热解时的 TG-DTG 曲线

Fig. 2 TG-DTG curves of GBD and LH during pyrolysis

3.2 GBD 与 LH 热解和燃烧气态产物的质谱 (MS) 分析

为了确定污泥热解气态产物, 本研究中通过质谱捕捉不同的质荷比 (m/z) 值信号检测不同物质的释放. 首先在污泥热失重整个过程中 (30 ~ 1000 °C) 对 $m/z = 0 \sim 200$ 信号进行“全扫描” (scan mode), 然后分析扫描结果, 并结合文献 (Conesa *et al.*, 1998; Calvo *et al.*, 2007; Ishciq, 2007) 选定特定的 m/z 值 (如表 3), 再记录检测污泥热失重整个过程中特定的几种 m/z 值信号强弱随温度的变化, 进而分析关注的一些物质的释放情况, 图谱见图 3 ~ 图 6

由表 3 可知, $m/z = 2$ 对应的是 H_2 . 图 3 显示, 在污泥的热解过程中, 从 450 °C 开始, 在很宽的范围内都有 H_2 的释放. H_2 是一种很重要的气体, 其高位

表 3 质谱 m/z 信号分布与对应的相关分子

Table 3 Relationship between mass number (m/z), fragment and probable parent molecule

m/z	离子	可能的相关分子
2	H_2^+	H_2
15	CH_3^+	CH_4
18	H_2O^+	H_2O
30	C_2H_6^+ , NO^+	C_2H_6 , NO^+
32	O_2^+ , CH_3OH^+ , CH_3NH_2^+	O_2 , CH_3OH , CH_3NH_2
44	CO_2^+	CO_2
55	C_4H_7^+	C_4H_{10} (丁烷)
64	SO_2^+	SO_2
91	C_7H_7^+	C_7H_8

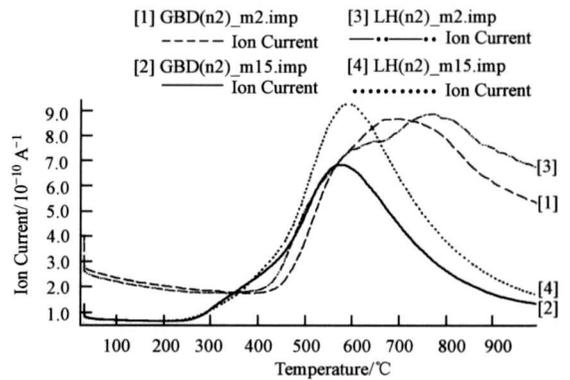


图 3 热解时 GBD 和 LH 中 $m/z = 2, 15$ 离子的释放

Fig. 3 $m/z = 2, 15$ emission for GBD and LH during pyrolysis

热值 (HHV) 可达到 $12.80 \text{ MJ} \cdot \text{m}^{-3}$ (David R, 2006), 故污泥热解产生的 H_2 可以收集用作气体燃料. $m/z = 15$ 信号值对应的是甲烷 (CH_4) 的释放, 甲烷的高位热值也很高, 为 $42.68 \text{ MJ} \cdot \text{m}^{-3}$ (David, 2006). 由图 3 可见, CH_4 的释放在较低温度 (250 °C 左右) 开始, 峰值出现在 550 ~ 650 °C 之间, 最后延续到 800 °C 以上. 笔者推断, 700 °C 之前主要是复杂有机物分解引起的 CH_4 释放, 而 LH 的这部分有机物含量是高于 GBD 的, 所以 LH 的 CH_4 释放也多于 GBD. 高温段 (700 °C 以上) 的 CH_4 释放可能是由于焦炭中部分浓缩难分解有机物 C-C 键断裂造成.

图 4 显示了 $m/z = 18$ 离子流曲线, $m/z = 18$ 对应的是 H_2O . 由图 4 可见, H_2O 的释放从 100 °C 左右开始出现, 持续到 700 °C 以上, 且 GBD 在 325 °C 出现最大释放峰, 而 LH 在 325 °C 附近出现侧肩后, 在 400 °C 左右出现最大的离子峰. 结合 2 种污泥在氮气气氛下的 TG-DTG 曲线可得, 在 200 ~ 600 °C 范围内, H_2O 的离子释放峰和失重峰之间有很好的对应关系. 综上分析推断, 200 °C 之前是自由水和结合水的

释放, 200~ 600℃范围内是脱水反应和结晶水分解造成的水释放, 600℃以上可能是高分子含氧有机化合物在无机物的催化作用下分解产生 H₂O.

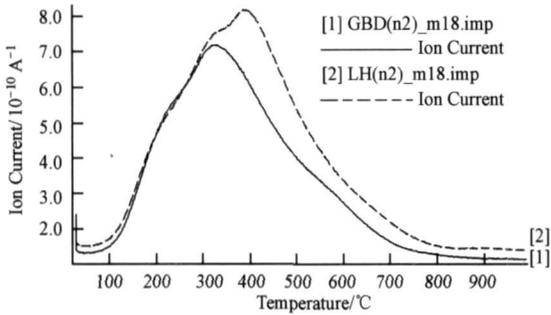
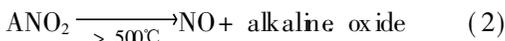
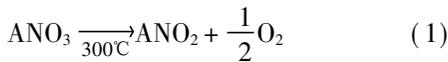


图 4 热解时 GBD 和 LH 中 $m/z = 18$ 离子的释放

Fig 4 $m/z = 18$ emission for GBD and LH during pyrolysis

有机物分解产生的烃有乙烷、丁烷、甲苯 ($m/z = 30, 55, 91$), 主要都在 450~ 700℃温度范围内释放出来. GBD 经过厌氧消化稳定, 有机物含量减少, 所以分解产生的气态烃的量也相应较少 (图 5). $m/z = 30$ 对应的是乙烷 (C₂H₆) 或 NO, 在 700℃之前主要是 C₂H₆ 的释放. 分析谱图形状, 在 700~ 800℃之间, GBD 的 $m/z = 30$ 曲线有一侧肩出现, 而 GBD 无机物分解失重峰正是在此温度段出现, 推断此时可能有碱金属硝酸盐分解产生 NO, 并按以下方程式进行, 其中 A 是碱金属 (Tan er Karayildirim *et al*, 2006):



CO₂ ($m/z = 44$) 的释放如图 6 所示. 图中显示了 GBD 和 LH 分别在热解和燃烧过程中 $m/z = 32$ (O₂)

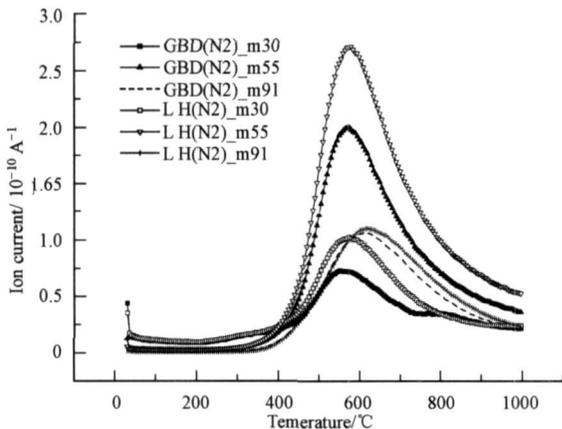


图 5 热解时 GBD 和 LH 中 $m/z = 30, 55, 91$ 离子的释放

Fig 5 $m/z = 30, 55, 91$ emission for GBD and LH during pyrolysis

和 $m/z = 44$ 离子流的释放情况及 GBD 热解时的差热曲线 (DTA). 2 种污泥在热解和燃烧时 CO₂ 释放曲线出现明显不同. 热解时, CO₂ 释放从 200℃左右开始, 最大离子释放峰出现在 450℃左右, CO₂ 释放量明显小于燃烧时; 而燃烧时, CO₂ 释放虽然也从 200℃左右开始, 但在 450~ 775℃的较宽温度范围内持续出现最大的释放区间. 产生以上不同的主要原因: 一是空气的氧化环境促进了污泥的热分解, 使污泥分解进行得更加剧烈更加彻底, 从而生成更多的 CO₂. 二是在 500~ 700℃范围内, 在空气气氛下, 固定碳的燃烧及污泥热解产生的高能及有机可燃气体的燃烧导致 CO₂ 最大释放区间从 500℃左右持续到 700℃以上.

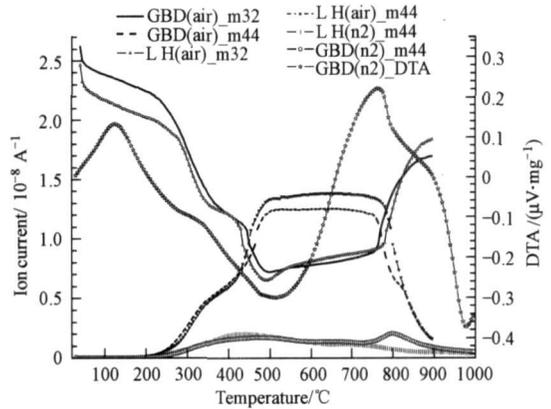


图 6 热解和燃烧时 GBD 和 LH 中 $m/z = 32$ 和 $m/z = 44$ 离子的释放

Fig 6 $m/z = 30$ and $m/z = 44$ emission for GBD and LH during pyrolysis and combustion

从图 6 中还可以看出, 2 种污泥燃烧过程中, 除 800℃温度点特征外, 对应 $m/z = 44$ 曲线的每一个突变, 其 $m/z = 32$ 曲线都有一个相应的突变, 表明这些 CO₂ 的产生对应于污泥中含碳物质的燃烧并消耗氧气. 但是, GBD 的 CO₂ 释放在 800℃附近有一个不同于 LH 的特点. 燃烧时, GBD 的 $m/z = 44$ 曲线在 800℃附近出现一个侧肩, 而其 $m/z = 32$ 曲线在此并未出现对应的侧肩; 热解时, GBD 的 $m/z = 44$ 曲线在 800℃附近出现一个释放峰, 且 DTA 曲线对应有一个小吸热峰. 可见, GBD 不论是燃烧还是热解过程, 都在 800℃附近比较集中地有 CO₂ 气体释放, 并且在燃烧过程中释放 CO₂ 的同时, 并未对应消耗 O₂, 由此验证了 GBD 在 750~ 800℃附近很可能出现了无机碳酸盐的分解.

4 讨论 (Discussion)

4.1 不同气氛对 GBD 和 IH 的热失重特性的影响

由图 1 图 2 分析结果可知, 不论是燃烧过程还是热解过程, 污泥的热失重都可分为失水、有机物分解及无机物分解 3 个阶段. 但是, 有些文献中将污泥燃烧过程分为失水、挥发份的析出和燃烧、固定碳燃烧 3 个阶段 (刘亮等, 2006a, 2006b). 本研究结

果显示, 污泥种固定碳含量很少, 第 3 个阶段应该是无机物分解为主.

对图 1 和图 2 分析还可看出, 燃烧气氛不同, 污泥的失重速率和失重率等都有不同, 这与一些学者的研究结果相似 (刘刚等, 2005; 贾相等, 2005; 王玉如等, 2007). GBD 和 IH 热解和燃烧特性参数列于表 4 其中, DTG_{maxn} 是失重速率峰值, T_{maxn} 是失重速率峰值对应的温度, 下标中的 n 表示第 n 个峰.

表 4 GBD 和 LH 燃烧热解特性参数

Table 4 Combustion and pyrolysis parameters of IH and GBD

样品	$T_{max1} / ^\circ\text{C}$	$DTG_{max1} / \text{m} \cdot \text{in}^{-1}$	$T_{max2} / ^\circ\text{C}$	$DTG_{max2} / \text{m} \cdot \text{in}^{-1}$	$T_{max3} / ^\circ\text{C}$	$DTG_{max3} / \text{m} \cdot \text{in}^{-1}$	$T_{max4} / ^\circ\text{C}$	$DTG_{max4} / \text{m} \cdot \text{in}^{-1}$	总失重率
GBD 空气	110.7	-0.54%	255.7	-2.02%	— ¹⁾	—	767.0	-1.02%	56.17%
	102.5	-0.66%	278.6	-1.85%	— ²⁾	—	745.2	-1.31%	52.38%
LH 空气	105.2	-0.59%	251.1	-2.68%	308.0	-2.18%	909.2	-0.17%	71.55%
	97.6	-0.71%	279.6	-2.47%	351.6	-3.45%	1000	-0.26%	63.47%

注: 1) 空气气氛下, GBD 在 T_{max3} 的位置上未出现失重峰; 2) 氮气气氛下, GBD 在 T_{max3} 位置上出现一个侧肩而不是峰

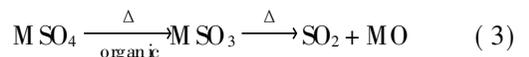
由图 1 图 2 及表 4 分析可得, 污泥在空气的氧化气氛下的燃烧相对于其在氮气还原气氛的热解, 反应更剧烈更彻底. 如 GBD 燃烧过程中的总失重率比热解时高出 3.79%, IH 也有此现象发生. 这主要是由于在空气气氛下增加了残炭的燃烧, 进而剩余固体量变得更小; 在 200~400°C 的有机物分解阶段可明显看出, 在 200~300°C 和 300~400°C 区间分别有比较集中的热失重现象. 可见, 有键能不同的有机物先后分解挥发. 而燃烧过程较之热解过程, 又明显使污泥在 200~300°C 时的失重率和失重速率增加, 而使 300~400°C 时的失重率和失重速率减少. 这说明, 空气气氛可促进一些复杂有机物在较低温度下反应. 由表 4 还可看出, LH 在空气气氛下燃烧时第 2 阶段失重速率峰值出现的温度分别为 $T_{max2} = 251.1^\circ\text{C}$ 和 $T_{max3} = 308.0^\circ\text{C}$, 与其在氮气气氛下热解的 $T_{max2} = 279.6^\circ\text{C}$ 、 $T_{max3} = 351.6^\circ\text{C}$ 相比都要低, GBD 也有类似现象. 这说明, 空气的氧化环境有助于降低污泥热失重所需的温度.

4.2 GBD 与 IH 燃烧和热解特性比较

结合 Conesa 等 (1997) 和 Font 等 (2001) 对污泥中有机物的组成分析研究, 污泥样品中有机物可分为 3 类: ①可生物降解物质 (或半挥发性化合物), 主要在 200~300°C 区间分解; ②来自细胞或活性污泥稳定化等过程中产生的有机聚合物, 降解温度范围为 300~400°C; ③纤维素类的不可降解物质, 400°C 以上才可能出现分解. 污泥中第 2 类有机物含量最多, 在本实验中, 在 300~400°C 温度范围内, LH

燃烧和热解的失重率均大于 GBD, 分别达到了 17.44% 和 29.91%, 最大失重速率为 $-2.68\% \cdot \text{m} \cdot \text{in}^{-1}$ 和 $-3.45\% \cdot \text{m} \cdot \text{in}^{-1}$; 而 GBD 失重率分别为 10.68% 和 16.61%, 最大失重速率分别为 $-2.02\% \cdot \text{m} \cdot \text{in}^{-1}$ 和 $-1.85\% \cdot \text{m} \cdot \text{in}^{-1}$. 由此可见, 未消化污泥中第 2 类有机物含量明显高于厌氧消化污泥. 造成这一现象的原因可能是: GBD 厌氧消化处理 (生化氧化) 过程中, 一些易于与氧反应的有机化合物 (第 2 类有机物) 被氧化分解, 从而达到稳定化. 所以, 导致 GBD 中第 2 类有机物含量减少.

本研究结果显示, 在 700°C 以上的高温段, 2 种污泥都有失重. GBD 在 750~770°C 之间出现较大的失重, 结合谭中欣等 (2006) 的研究及图 6 的质谱信息, 此时有 CO_2 生成, 推断 GBD 在 750~770°C 范围内的热失重是由碳酸盐分解引起. 而 IH 情况不同, 其在燃烧和热解过程中, 分别在 909.2°C 和 1000°C 左右出现失重峰且没有 GBD 的峰明显. 结合质谱信息, LH 在对应温度下出现一个小的 SO_2 ($m/z = 64$) 分子释放峰, 推断其应该是硫酸盐分解, 且按照以下方程式进行 (Tan er Karayildirim *et al.*, 2006) (由于氧化态有机物存在, 硫酸盐可以还原成亚硫酸盐而不是还原成硫):



5 结论 (Conclusions)

1) 和未消化污泥 (IH) 相比, 厌氧消化污泥

(GBD)的有机物含量减少,尤其是降解温度范围在300~400°C的有机物含量明显减少.从而导致2种污泥热失重特性产生很大差别.

2) GBD在800°C左右有碳酸盐和硝酸盐等无机盐类分解,并产生CO₂、NO气体. 1H在900~1000°C,发生硫酸盐类分解,并放出SO₂气体.

3)污泥热解过程除形成H₂O和CO₂气态产物外,还产生了CH₄(*m/z* = 15)、乙烷、丁烷、甲苯(*m/z* = 30, 55, 91)等有机气体及高能气体H₂(*m/z* = 2);厌氧消化污泥由于经过了消化稳定,气态热解产物中有机气体含量低于未消化污泥.

责任作者简介: 钱光人(1960—),上海大学环化学院副院长,教授,博士生导师;主要研究方向:危险废物的安全处置与固体废弃物基的环境材料. E-mail: grqian@staff.shu.edu.cn

参考文献 (References):

- Calvo L F, Sanchez M E, Moran A, *et al*. 2007. TG-MS as a technique for a better monitoring of the pyrolysis, gasification and combustion of two kinds of sewage sludge [J]. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 78: 587—598
- Conesa JA, Marcilla A, Prats D, *et al*. 1997. Kinetics of sewage sludge pyrolysis [J]. *Waste Management Res*, 15: 293—305
- Conesa JA, Marcilla A, Moral R, *et al*. 1998. Evolution of gases in the primary pyrolysis of different sewage sludges [J]. *Thermochimica Acta*, 313: 63—73
- David R. Lide. 2007. *CRC Handbook of Chemistry and Physics* [M]. Boca Raton, FL: Taylor and Francis Group LLC, 5—70
- Ferrase JH, Chavez S, Arlabosse P, *et al*. 2003. Chemometrics as a tool for the analysis of evolved gas during the thermal treatment of sewage sludge using coupled TG-FTIR [J]. *Thermochimica Acta*, 404: 97—108
- Font R, Fullana A, Conesa JA, *et al*. 2001. Analysis of the pyrolysis and combustion of different sewage sludges by TG. [J]. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 58-59: 927—941
- Fullana A, Conesa J A, Font R, *et al*. 2003. Pyrolysis of sewage sludge: nitrogenated compounds and pretreatment effects [J]. *J Anal Appl Pyrolysis*, 68-69: 561—575
- Heat of Combustion in *CRC Handbook of Chemistry and Physics Internet Version 2007* (87th Edition), David R. Lide, ed., Taylor and Francis, Boca Raton, FL
- 贾相如, 金保升, 肖睿, 等. 2005. 污水污泥热解和燃烧特性的实验研究 [J]. *锅炉技术*, 36(5): 39—42
- Jia X R, Jin B S, Xiao R, *et al*. 2005. An Experimental study on the pyrolysis and combustion properties of sewage sludge [J]. *Boiler Technology*, 36(5): 39—42 (in Chinese)
- 刘刚, 蒋旭光, 池涌, 等. 2005. 危险废物电镀污泥热处置特性研究 [J]. *环境科学学报*, 25(10): 1355—1360
- Liu G, Jiang X G, Chi Y, *et al*. 2005. Thermal disposal behavior of electroplating sludge [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 25(10): 1355—1360 (in Chinese)
- 刘亮, 李录平, 周子民, 等. 2006a. 污泥和煤混烧特性的热重分析法研究 [J]. *环境科学学报*, 26(5): 835—839
- Liu L, Li L P, Zou J M, *et al*. 2006a. Investigation on the co-combustion characteristics of coal and sewage sludge by thermogravimetric analysis [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 26(5): 835—839 (in Chinese)
- 刘亮, 李录平, 周子民, 等. 2006b. 污泥燃烧的热重实验研究 [J]. *电站系统工程*, 22(1): 11—13
- Liu L, Li L P, Zou J M, *et al*. 2006b. Pyrolysis properties of municipal sewage sludge under air atmosphere [J]. *Power System Engineering*, 22(1): 11—13 (in Chinese)
- Ishcia M, Perazzoli C, Dal Maschio R, *et al*. 2007. Pyrolysis study of sewage sludge by TG-MS and TG-GC-MS coupled analyses [J]. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 87(2): 567—574
- Otero M, Díez C, Calvo L F, *et al*. 2002. Analysis of the co-combustion of sewage sludge and coal by TG-MS [J]. *Biomass and Bioenergy*, 22: 319—329
- Tamer Karayildirim, Jak Yanik, Mithat YukseI, *et al*. 2006. Characterisation of products from pyrolysis of waste sludges [J]. *Fuel*, 85: 1498—1508
- 谭中欣, 严建华, 蒋旭光, 等. 2006. 电镀污泥焚烧过程中的热分析以及重金属的迁移规律 [J]. *环境科学*, 27(5): 998—1002
- Tan Z X, Yan J H, Jiang X G, *et al*. 2006. Thermal Analysis and the Distribution Rule of Heavy Metals During Electroplating Sludge Combustion [J]. *Environmental Science*, 27(5): 998—1002 (in Chinese)
- 王玉如, 白广斌, 白庆中. 2007. 模拟医疗废物在 TG-DTA-FTIR 上的热失重特性研究 [J]. *环境科学*, 28(7): 1637—1643
- Wang Y R, Bai G B, Bai Q Z. 2007. Study on Thermogravimetric Characteristics of Simulated Medical Waste by Using TG-DTA-FTIR Analysis [J]. *Environmental Science*, 28(7): 1637—1643 (in Chinese)