

城市生活垃圾各组分焚烧与热解行为研究

刘旭¹, 张楷文¹, 张磊¹, 王胜², 岳旭²

(1. 辽宁石油化工大学 石油化工学院, 辽宁 抚顺 113001; 2. 中国科学院大连化学物理研究所 洁净能源国家实验室, 辽宁 大连 116023)

摘 要: 采用热重分析法研究了生活垃圾中6种典型组分的热解及焚烧热力学行为, 探究了二噁英前驱物PVC与其他垃圾组分间的交互行为。结合计算曲线和实验曲线叠加率的计算以及动力学参数的拟合, 定量分析了不同组分对PVC分解的促进或抑制作用。结果表明, 在PVC焚烧过程中加入纸片、木屑、硬纸板和PE均能减少二噁英的生成, 其中PE抑制二噁英生成的效果最佳。

关键词: 生活垃圾; 焚烧; 热解; 动力学; 二噁英抑制

中图分类号: TE992.3

文献标志码: A

doi:10.3969/j.issn.1672-6952.2021.05.002

Insights on the Pyrolysis and Waste Incineration Behaviors of Municipal Solid Waste

Liu Xu¹, Zhang Kaiwen¹, Zhang Lei¹, Wang Sheng², Yue Xu²

(1. School of Petrochemical Engineering, Liaoning Petrochemical University, Fushun Liaoning 113001, China;
2. Dalian National Laboratory for Clean Energy, Dalian Institute of Chemical Physics, Chinese Academy of Sciences, Dalian Liaoning 116023, China)

Abstract: Thermogravimetric analysis (TGA) was used to study the thermodynamic behaviors of pyrolysis and incineration of six typical components of MSW, and to explore the interaction between PVC which is the dioxin precursor and other components of MSW. The effects of different components on promoting or inhibiting the decomposition of PVC were quantitatively analyzed by combining the calculation of superposition rate of calculated curve and experimental curve and the fitting of kinetic parameters. The results show that adding paper, wood chips, cardboard and PE can reduce the formation of dioxin in PVC incineration process, and PE has the best inhibition effect on the formation of dioxin.

Keywords: Municipal solid waste; Incineration; Pyrolysis; Kinetics; Dioxin inhibition

随着环保意识的不断增强,人们对生活垃圾无害化处理的关注度逐渐提升,而生活水平的不断提高将导致生活垃圾产量骤增,垃圾围城问题逐渐凸显。目前国内垃圾的主要处理方式有填埋、焚烧、热解处理以及堆肥等,其中垃圾填埋占比大,且存在诸多弊端,如土地资源浪费、水体污染、空气污染等^[1]。若直接将垃圾堆肥,会影响肥料品质,再次分类更是耗时耗力,增加处理成本。针对垃圾热解处理的研究较多^[2-4],但该技术主要问题是处理效

率低,因此目前国际上规模化应用较少。采用焚烧法处理垃圾可以实现城市生活垃圾的高效处理,并且产生的热能能够发电,实现废物再利用,且兼容效果好。国务院发布的《“十三五”全国城镇生活垃圾无害化处理设施建设规划》中提到,至2020年底,生活垃圾焚烧处理率将达到50%以上。但垃圾焚烧过程中不完全焚烧会产生二噁英等剧毒物质,在一定程度上限制了垃圾焚烧的发展。因此,研究城市生活垃圾热解、焚烧以及两者交互作用的

收稿日期:2020-03-05 修回日期:2020-03-27

基金项目:辽宁省自然科学基金面上项目(2019-MS-221);辽宁省教育厅科学研究经费项目(L2019038);中国科学院大连化学物理研究所自主部署基金项目(DICP ZZBS201601)。

作者简介:刘旭(1996-),男,硕士研究生,从事固体废弃物处理相关研究;E-mail:1090072937@qq.com。

通信联系人:张磊(1983-),男,博士,副教授,从事催化新材料及催化反应过程方面的研究;E-mail:lnpuzhanglei@163.com。

规律尤为重要。期望通过缩短焚烧过程在最易生成二噁英温度段的停留时间,来减少二噁英的生成。

蒲舸等^[5]对生活垃圾的几种典型单一组分及混合组分的焚烧性质进行分析,得出综合焚烧特性指数和活化能数据,但没有对各组分混合焚烧交互现象及规律进行深入研究。武景丽等^[6]对7种典型垃圾组分的热解动力学进行研究,筛选出了PE、羊毛线、橡胶粉、米饭等最优反应模型,但没有深入对比分析热解过程与焚烧过程的交互作用。H.Zhou等^[7]对9种典型城市生活垃圾组分间的热解交互作用进行研究,通过分析对比混合垃圾组分的实验和理论热解行为,定量分析各组分间的热解交互作用。廖洪强等^[8]对生活垃圾中不同组分的燃尽温度进行探究,结果表明,垃圾中可燃或易燃组分含量越高燃尽温度越低,但由于其选用的生活垃圾组分复杂,难以从活化能等方面进行佐证。

本文采用热重法对城市生活垃圾中6种典型组分进行了热解及焚烧实验研究,比较各组分在不同气氛下对PVC焚烧热解行为的影响,并借助交互作用的定量分析及动力学研究,揭示各组分与PVC在焚烧过程中的交互作用。据此探究可能减少剧毒

物质二噁英生成的方法,为优化垃圾焚烧过程操作条件提供理论依据。

1 实验部分

1.1 实验原料

6种典型组分:硬纸板、纸片、棉纺织物、木屑、聚乙烯(PE)和聚氯乙烯(PVC),其中PE和PVC来源于大连东之盛塑料制品厂,通过标准筛筛分,选择粒径为100~200目。

1.2 实验仪器

STA-449F3型热重差热分析仪,德国NETZSCH公司。操作条件:从常温升温至800℃,升温速率为10℃/min,空气气氛流量为80 mL/min,氩气气氛流量为40 mL/min。

2 结果与讨论

2.1 6种典型单一组分垃圾的元素分析及工业分析

依据GB/T 31391—2015^[9]、GB/T 28731—2012^[10]和CJ/T 3039—95^[5],对大连城区不同垃圾组成进行了工业分析和元素分析,结果见表1。6种常用垃圾的比例为(质量分数):18.84%(硬纸板)、42.03%(纸片)、2.90%(棉纺织物)、7.25%(木屑)、24.64%(PE)和4.35%(PVC)。

表1 6种典型垃圾组分的工业分析及元素分析

垃圾组分	工业分析				元素分析						热值/ (MJ· kg ⁻¹)
	w(垃圾 组分)/%	w(挥发 分)/%	w(灰 分)/%	w(固定 碳)/%	w (C)/%	w (H)/%	w (N)/%	w (S)/%	w (O)/%	w (Cl)/%	
硬纸板	4.69	81.98	12.81	0.52	40.100	5.660	0	0.002	41.430	—	15.00
纸片	5.03	88.48	6.48	0.01	37.470	5.490	0	0.053	50.510	—	14.24
棉纺织物	3.55	92.39	0.77	3.29	51.750	5.480	0	0	42.000	—	19.42
木屑	10.79	78.83	3.29	7.09	43.990	6.060	0	0	46.660	—	17.29
PE	0.05	99.20	0.11	0.64	82.610	13.430	0	0.007	3.840	—	46.78
PVC	0.06	94.79	0.03	5.12	36.940	4.700	0	0.569	0	57.770	21.39
混合样	3.90	89.59	5.43	1.09	49.950	7.490	0	0.050	34.580	2.510	23.09

由表1可知,垃圾组分中N和S的含量极低,表明在热解过程中产生较少燃料型NO_x和SO₂等有害气体污染物。其中,棉纺织物、PE、PVC的挥发分均在90%以上,且含有低于5.5%的固定碳和灰分。PE的C元素质量分数为82.610%,硬纸板的灰分质量分数最高,PVC的C元素质量分数最低,纸片的O元素质量分数最高。Cl元素是二噁英的特征元素之一,从元素分析可知,6种组分中仅有PVC含有Cl元素,且质量分数高达57.770%。因此,研究PVC的焚烧热解规律以及其他几种典型垃圾组分

对PVC的焚烧热解过程影响,有助于减少垃圾焚烧过程中二噁英的生成。

2.2 单组分垃圾样品在空气和氩气气氛下失重特性

图1和图2分别为6种典型单一垃圾组分在空气和氩气气氛下的TG和DTG曲线。从图1(a)和图2(a)可以看出,硬纸板在氩气气氛下仅仅存在2个失重峰,而空气气氛中存在3个主要的失重峰。第一失重峰归属于硬纸板的热解转化,硬纸板中的纤维素组分发生热裂解反应,析出大分子挥发分等^[11],该过程为吸热反应,失重最明显,达到60%;

第二失重峰为热解产生的半焦与氧发生缓慢氧化反应导致的失重;第三失重峰为硬纸板中某种添加

剂析出过程的失重,在空气气氛下被氧化,发生放热反应^[11]。

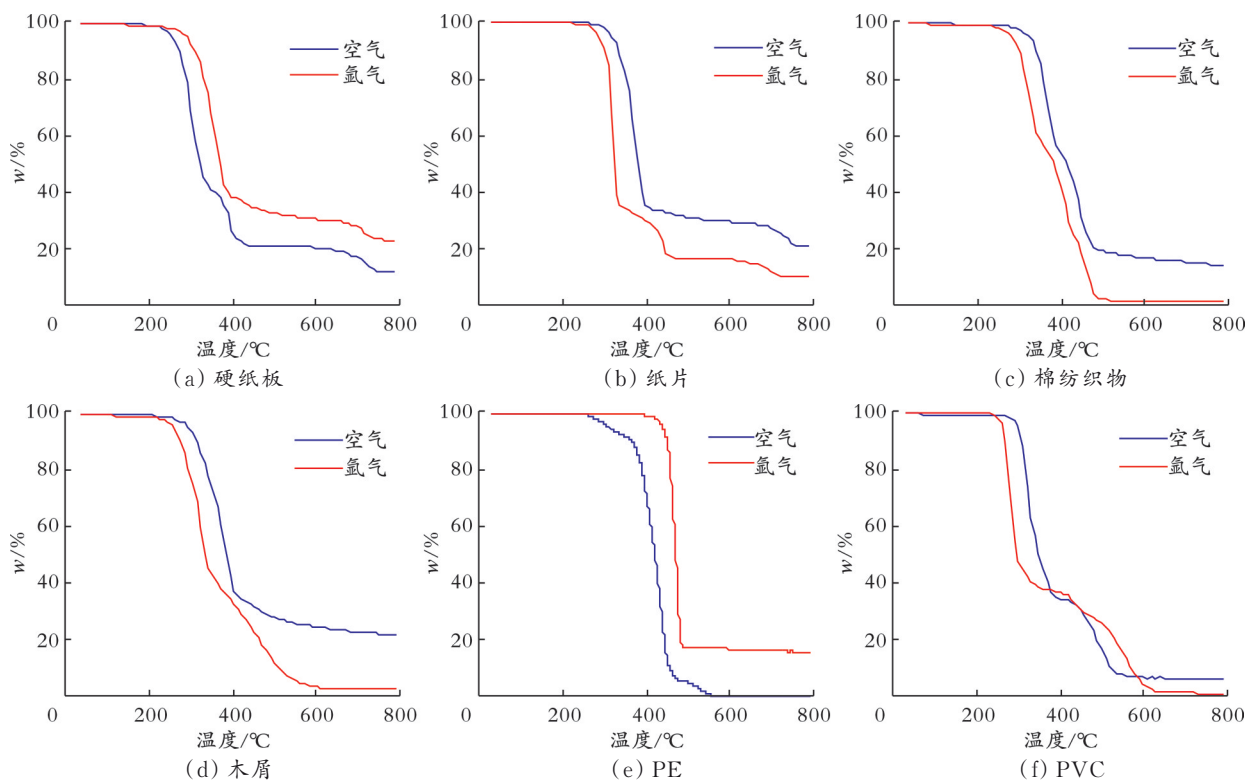


图1 6种典型单一垃圾组分在空气和氩气气氛下的TG曲线

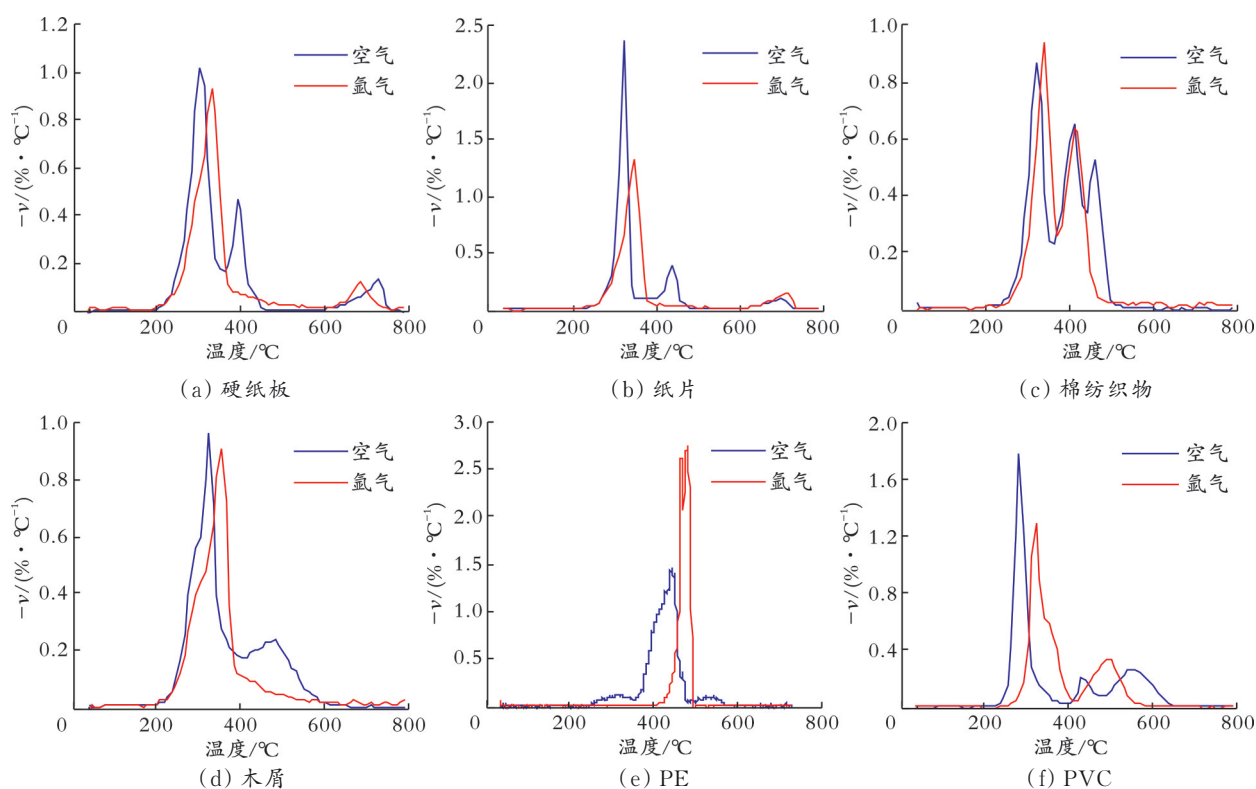


图2 6种典型单一垃圾组分在空气和氩气气氛下的DTG曲线

从图1(b)和图2(b)可以看出,纸片和硬纸板具有相似的失重曲线。氩气气氛下纸片的最大失重峰在260~390 $^{\circ}\text{C}$,失重主要原因是纤维素发生热解,而

650~730 $^{\circ}\text{C}$ 的失重则是因为木质素的热解^[12]。纸片相对于硬纸板在300~350 $^{\circ}\text{C}$ 的反应速率更快,在400~500 $^{\circ}\text{C}$ 时反应速率较慢;在750 $^{\circ}\text{C}$ 左右纸片和硬

纸板在氩气和空气气氛下的失重量和失重速率基本不变。挥发分在 400 °C 左右基本可以析出完全,纸片的挥发分更高,失重更多;硬纸板含有更多的 C 元素,半焦在空气气氛下发生更多的氧化反应,所以反应失重更多且速率更快。由于两者成型工艺不同,造成纸片的灰分质量分数比硬纸板少 2.7%。

从图 1(c)和图 2(c)可以看出,在氩气气氛下,温度小于 400 °C 时,70% 的挥发分放出,随着温度的提高,半焦中的氧、氢质量分数较低,失重缓慢;在空气气氛下,氧化失重明显,可能由于纺织物采用不同的棉或毛材料,导致氧化失重存在多个峰。

从图 1(d)和图 2(d)可以看出,在氩气气氛下,木屑在 250~400 °C 失重,主要因为大量挥发分析出,包括焦油和可燃气体;在 210~400 °C 时出现的峰是由半纤维素热解造成的。温度大于 400 °C 失重缓慢,由于木屑中的木质素比较难分解。在空气气氛下,由于氧气的氧化作用,失重速率快于氩气气氛,并且在 400~580 °C 时比氩气气氛多一个残碳氧化失重峰。

从图 1(e)和图 2(e)可以看出,PE 的 99% 以上为挥发分,在 450~550 °C 氩气气氛下仅有一个失重峰,主要因为碳链的无规则断裂^[11];在空气气氛下,250~570 °C 存在一个失重峰,相比于氩气气氛下失重温度段更长。在 300 °C 左右有一个小的失重峰,可能是塑料中没有完全聚合的单体发生氧化反应造成的。无论在空气气氛还是氩气气氛下,PE 在 600 °C 内能完全转化。

从图 1(f)和图 2(f)可以看出,PVC 在氩气气氛下,存在两个失重峰,在 252~410 °C 的失重峰源于脱氯过程,析出氯化氢气体,同时伴随有部分氯代烃生成^[13];在 410~558 °C 的失重是由于其余烃类的热解。当热解温度低于 400 °C 时,氯转化率、氯化氢产率以及焦油产率较低,而焦油主要组分为大环物质;当温度高于 400 °C 时,氯转化率、氯化氢产率以及焦油产率均大幅度提高,主要产物为小环物质。从氯的演变来看,氯化氢的产生与氯的分布形式有关,在较低温度下,氯化氢会发生自催化链式反应,理想的 PVC 结构中的氯为仲氯,但在实际中,PVC 在较低温度下就可释放氯化氢,可能存在活性更高的叔氯。

综上所述,各组分在空气气氛下均比在氩气气氛下多一个失重峰,此失重峰可能是由焦炭氧化造成的。但 PE 在氩气和空气气氛都仅有一个失重峰,且在空气气氛下失重温度较氩气气氛低 28 °C,说明空气气氛下的反应活化能低于氩气。所有组分在空气气氛下的失重区间范围均比氩气气氛下的大,残余固定碳的焚烧为造成这一现象的主要原因。

2.3 PVC 与不同组分的交互作用

图 3 为 PVC、棉纺织物及其混合物在空气和氩气气氛下的 TG 和 DTG 曲线。

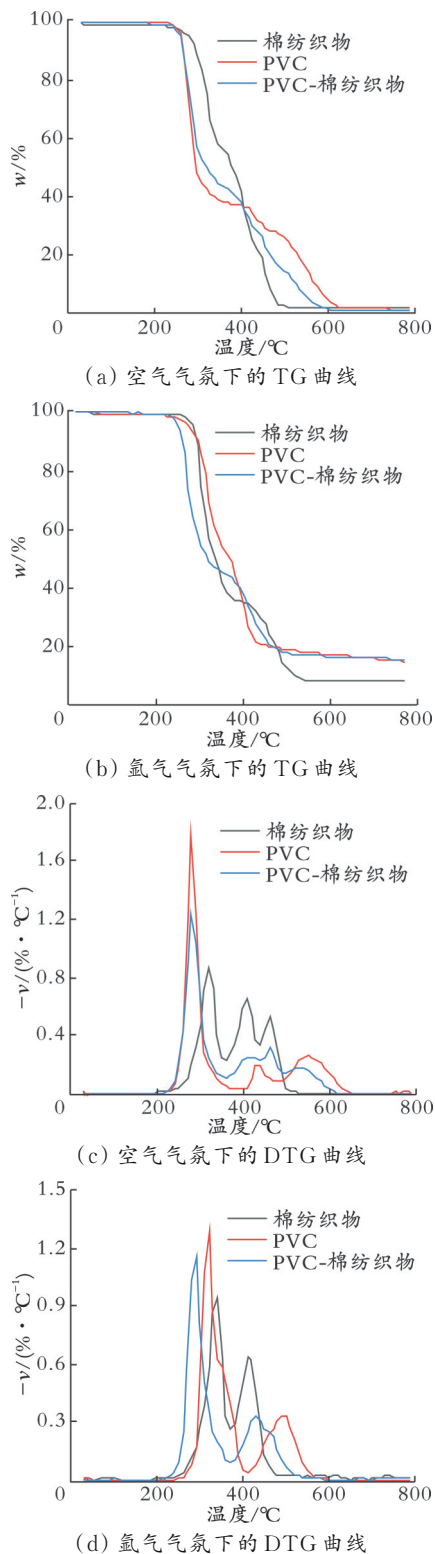


图 3 PVC、棉纺织物及其混合物在空气和氩气气氛下的 TG 和 DTG 曲线

从图 3(a)可以看出,PVC 与棉纺织物的混合物在空气气氛下存在 4 个失重峰 282、412、460 °C 和 528 °C,相比于单一组分的失重峰位置无明显变化。从图 3(b)可以看出,PVC 与棉纺织物的混合

物在氩气气氛下的两个失重峰分别为 291 °C 和 426 °C, 剩余量为 14.06%。从图 3(c) 和 (d) 可以看出, 棉纺织物的加入使 PVC 在氩气气氛下的失重峰向低温区偏移, 而对 PVC 在空气气氛下的失重峰位置无影响。

图 4 为 PVC 和纸片在空气和氩气气氛下的 TG 和 DTG 曲线。

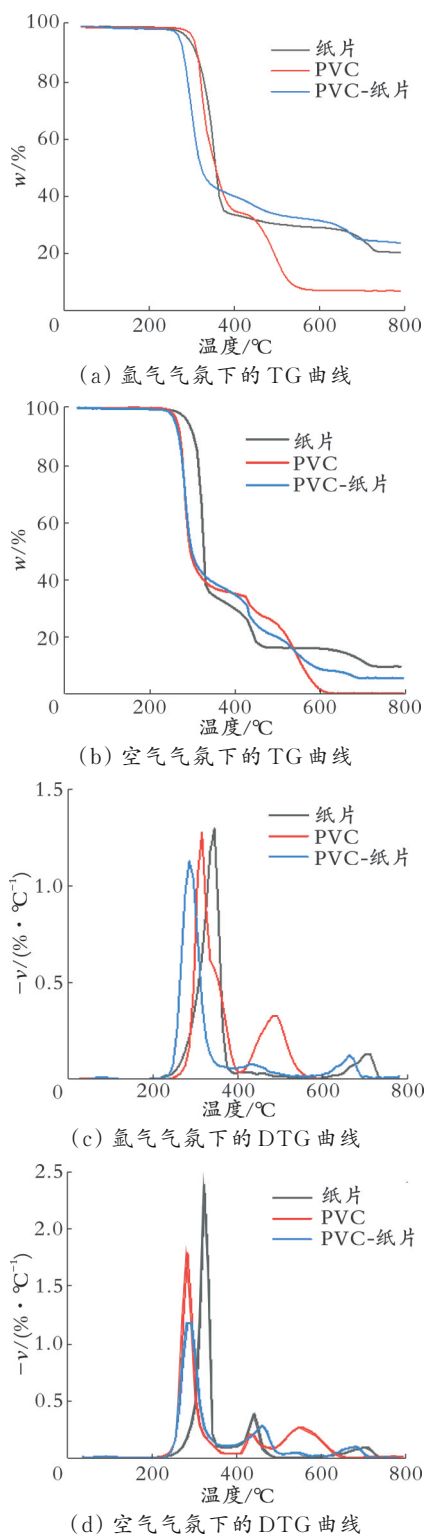


图 4 PVC、纸片及其混合物在空气和氩气气氛下的 TG 和 DTG 曲线

从图 4(a) 和 (b) 可以看出, PVC 和纸片的混合热解在氩气气氛下交互作用效果明显, PVC 在 321 °C 左右先于纸片热解析出氯化氢。由于氯化氢具有较佳的反应活性, 可以和后续 350 °C 左右纸片热解析出的烯烃类、醛酮类、羧类、羟类产物发生共热反应, 使纸片的热解温度区间向低温区偏移, 和 PVC 的热解温度区间重合^[13]。从图 4(c) 可以看出, 在氩气气氛下单一纸片组分的两个失重峰分别为 350 °C、713 °C, 剩余量为 20.20%。从图 4(d) 可以看出, 在空气气氛下存在 3 个失重峰分别为 282、459 °C 和 683 °C; 纸片的加入使 PVC 的第二失重峰向低温区偏移, 剩余量为 5.70%。

为了研究 PVC 与其他 5 种组分在空气下的交互作用, 将 PVC 和其他 5 种组分分别按质量比 1:1 混合进行热重实验, 结果见图 5。如果两组分独立燃烧, 且它们之间没有相互作用, 则混合样品的热重计算曲线将由各组分的质量损失之和乘以其混合比例绘制。

为了更直观地比较 PVC 与各组分的交互作用大小, 采用重叠率 R 定量分析^[14-15]:

$$R = 1 - \frac{\int_{t_s}^{t_e} |\Delta m(t)| dt}{(t_e - t_s)(m_s - m_e)} = 1 - \frac{\sum |\Delta m(t)|}{(t_e - t_s) \left(\lim_{N \rightarrow \infty} \frac{N}{N} \right)} = 1 - \frac{\sum |\Delta m(t)|}{(t_e - t_s)(m_s - m_e)} = 1 - \lim_{N \rightarrow \infty} \frac{\sum |\Delta m(t)|}{N} \quad (1)$$

式中, t_s 为起始温度, °C; t_e 为结束温度, °C; m_s 为起始质量, g; m_e 为反应结束时的质量, g。 N 的数据来自于 TG 曲线, 理论上 N 是无穷大的, 但根据定积分的定义, 当 N 足够大时其差值很小。 R 介于 0 与 1 之间, R 值越接近 1, 证明两种物质的交互作用越弱; R 值越小, 证明两种物质交互作用越明显; 当 $R=1$ 时, 证明两种物质之间不存在相互作用。从图 5 可以看出, 硬纸板和 PVC 的交互影响最强, 重叠率为 0.986 3; PE 和 PVC 的交互作用最小, 重叠率为 0.977 9。各组分与 PVC 相互作用大小顺序为 PE>木屑>纸片>棉纺织物>硬纸板。

3 垃圾焚烧动力学研究

为了进一步探究各组分对 PVC 焚烧过程的影响, 对各单一组分以及混合物进行了焚烧动力学研究。实验研究了升温速率分别为 5、10、15、20、25 K/min 时, 各单一组分及混合组分的热重分析, 实验

按照微分法研究城市生活垃圾气化动力学特征,转化速率表示为:

$$\frac{da}{dt} = kf(a) \quad (2)$$

式中, a 为城市生活垃圾的转化率, 其表达式为 $a = \frac{w_0 - w}{w_0 - w_\infty}$; w 为 t 时刻各样品的质量, g; w_0 和 w_∞ 分别为城市生活垃圾样品投入质量和剩余质量, g。通过阿伦尼乌斯方程, 反应速率常数 k 可以表示为:

$$k = A \exp\left(-\frac{E}{RT}\right) \quad (3)$$

函数 $f(a)$ 取决于具体的反应机理, 相关研究指出该函数为:

$$f(a) = (1-a)^n \quad (4)$$

将数据按照如下方式处理^[10]:

$$\ln\left(\frac{da}{dt}\right) = \ln A + n \ln(1-a) - \frac{E}{RT} \quad (5)$$

绘制不同升温速率下的失重曲线, 即对 $\ln\left(\frac{da}{dt}\right)$ 和 $1/T$ 作图, 根据拟合直线的斜率计算出活化能 E , 根据拟合直线截距计算频率因子 A 。

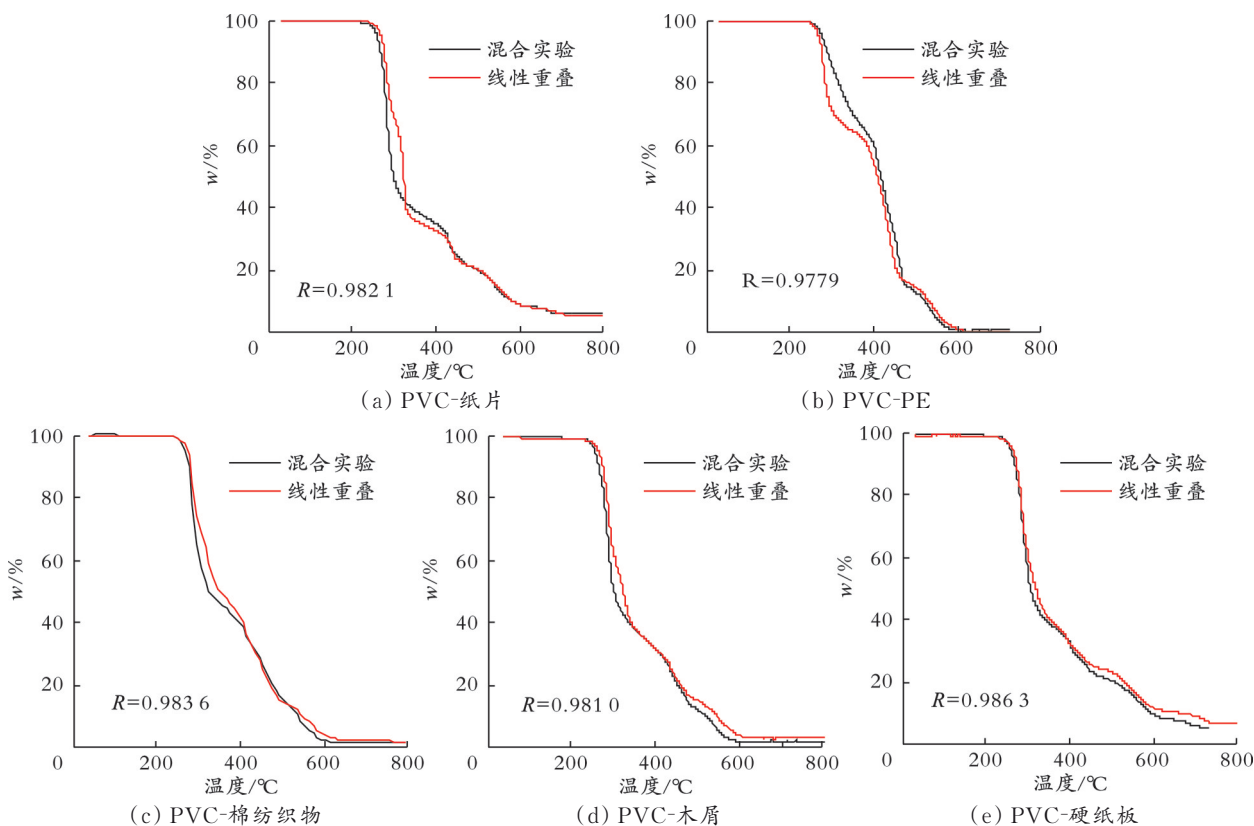


图5 PVC与其他组分交互作用TG曲线

表2为垃圾焚烧动力学参数。由表2可知, 相关系数基本上都大于0.9, 该计算结果能较好地描述垃圾焚烧过程。棉纺织物的加入对PVC失重的第一、三阶段影响不大, 而对第二阶段则有显著影响, 降低了第二阶段反应的活化能, 促进了反应的发生。纸片或木屑的加入对PVC失重的第二阶段影响不大, 但提高了第一、三阶段反应的活化能, 减缓了反应速率。硬纸板的加入对PVC各个反应阶段都有一定的抑制作用。而PE的加入对PVC第一失重阶段有抑制作用, 对第二、三阶段有一定的促进作用, 其于PVC间有较大的交互作用。

L.Stieglitz等^[17]研究结果表明, 在温度为200~400℃时, 碳、氢、氯等元素会发生从头合成反应生成二噁英。A.Buckens^[18]等研究结果表明, 在温度为

300~325℃时, 锅炉燃后区二噁英生成速率最大。由此可知, 通过抑制PVC第一阶段反应可减少二噁英的生成。由表3可知, 纸片、硬纸板、PE和木屑的加入都能减少PVC在200~400℃的失重, 进而减少二噁英的生成。而罗阿群等^[19]等研究结果表明, 在垃圾焚烧过程中飞灰对二噁英的生成有催化促进作用, 结合表1的工业分析可知, PE的灰分质量分数最低。综上所述, 纸片、木屑、硬纸板和PE的加入都能减少二噁英的生成。因为PE含有较低的灰分以及较宽失重温度段, 所以减少二噁英效果最好。

4 结 论

(1) 6种典型垃圾组分在空气和氩气气氛下的

失重规律各不相同。除 PE 外,其他 5 种典型垃圾组分在空气气氛下比氩气气氛下多一个残余固定碳的焚烧过程。

(2)叠加率结果表明,各组分与 PVC 交互作用大小顺序为 PE>木屑>纸片>棉纺织物>硬纸板。

(3)在 PVC 焚烧过程中,加入纸片、木屑、硬纸板和 PE 都可能减少二噁英的生成,其中 PE 效果最好。

表 2 垃圾焚烧动力学参数

名称	反应阶段	温度/℃	相关系数	频率因子	活化能 E/(kJ·mol ⁻¹)	最终剩余量/%
PVC	1	223~369	0.985 1	2.2×10 ⁶	32.54	0.32
	2	409~478	0.974 6	7.9×10 ¹³	119.42	
	3	490~648	0.969 8	2.4×10 ²	31.87	
PE	1	388~477	0.980 1	1.6×10 ²²	388.55	0.30
PVC 和 PE	1	235~376	0.911 6	1.4×10 ⁹	52.20	0.48
	2	376~445	0.975 9	3.4×10 ³	31.58	
	3	445~481	0.968 6	9.9×10 ⁴	46.06	
	4	481~614	0.962 8	4.5×10 ¹	25.66	
棉纺织物	1	233~359	0.990 1	1.6×10 ⁷	44.63	0.95
	2	359~438	0.998 3	4.9×10 ¹⁷	141.40	
	3	438~518	0.997 9	4.5×10 ⁷	68.42	
PVC 和棉纺织物	1	270~350	0.997 3	1.1×10 ⁷	37.22	0.40
	2	360~420	0.997 3	5.4×10 ¹³	114.13	
	3	420~500	0.997 9	1.1×10 ¹⁰	91.80	
	4	500~600	0.947 9	1.5×10 ³	40.31	
纸片	1	252~350	0.984 1	5.7×10 ¹⁷	107.26	10.07
	2	399~478	0.992 8	1.1×10 ³⁸	338.77	
	3	658~738	0.923 0	4.5×10 ²	50.66	
PVC 和纸片	1	250~340	0.962 3	2.6×10 ¹²	65.69	5.74
	2	412~492	0.952 2	1.2×10 ¹³	112.14	
	3	509~623	0.999 6	1.2×10 ⁵	60.74	
	4	629~717	0.953 0	5.2×10 ³	43.32	
木屑	1	204~399	0.959 2	1.2×10 ⁷	43.05	4.88
	2	400~598	0.975 4	7.9×10 ²	29.25	
PVC 和木屑	1	210~372	0.995 9	9.3×10 ⁷	41.39	1.65
	2	402~500	0.987 0	2.9×10 ¹³	114.67	
	3	507~608	0.967 0	2.3×10 ⁴	51.81	
硬纸板	1	275~359	0.982 7	4.1×10 ⁸	50.21	13.70
	2	360~458	0.882 7	1.2×10 ¹²	93.28	
	3	658~758	0.939 7	2.9×10 ⁴	73.12	
PVC 和硬纸板	1	200~347	0.997 4	3.0×10 ⁹	49.80	5.80
	2	350~458	0.902 2	2.0×10 ²⁰	162.50	
	3	460~596	0.937 5	8.9×10 ⁴	58.73	
	4	600~690	0.950 7	4.9×10 ³	61.98	

参 考 文 献

- [1] Lee U, Chung J N, Inglet H A. High-temperature steam gasification of municipal solid waste, rubber, plastic and wood[J]. *Energy & Fuels*, 2014, 28(7):4573-4587.
- [2] 沈祥智, 严建华, 白丛生, 等. 主要垃圾组分热解动力学模型的优化及比较[J]. *化工学报*, 2006, 57(10):2433-2438.
- [3] Li J, Zhang Z, Yang X M, et al. TG-DSC study on pyrolysis characteristics of municipal solid wastes[J]. *Journal of Chemical Industry and Engineering(China)*, 2002, 53(7):759-764.
- [4] Islam M N, Beg M A, Islam M R. Pyrolytic oil from fixed bedpyrolysis of municipal solid waste and its characterization[J]. *Renewable Energy*, 2005, 30(3):413-420.
- [5] 蒲舸, 王炯, 张力. 城市生活垃圾可燃成分燃烧特性热重分析[J]. *重庆大学学报*, 2009, 32(5):598-604.
- [6] 武景丽, 陈天举, 罗希韬, 等. 典型城市固体废物热解动力学机理研究[J]. *燃料化学学报*, 2014, 42(1):42-47.
- [7] Zhou H, Long Y, Meng A H, et al. Thermogravimetric characteristics of typical municipal solid waste fractions during co-pyrolysis[J]. *Waste Management*, 2015, 38:194-200.
- [8] 廖洪强, 姚强. TGA技术研究城市生活垃圾焚烧特性[J]. *燃料化学学报*, 2001, 29(2):140-143.
- [9] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局. 煤的元素分析: GB/T 31391—2015[S]. 北京: 中国标准出版社, 2015.
- [10] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局. 固体生物质燃料工业分析方法: GB/T 28731—2012[S]. 北京: 中国标准出版社, 2013.
- [11] 王晶博. 城市生活垃圾原位水蒸气催化气化制备富氢燃气[D]. 武汉: 华中科技大学, 2013.
- [12] Sorum L, Gronli M G, Hustad J E. Pyrolysis characteristics and kinetics of municipal solid wastes[J]. *Fuel*, 2001, 80(9): 1217-1227.
- [13] 罗希韬, 王志奇, 武景丽, 等. 基于热重红外联用分析的 PE、PS、PVC 热解机理研究[J]. *燃料化学学报*, 2012, 40(9): 125-130.
- [14] Hu S C, Ma X Q, Lin Y S, et al. Affects of alkali and alkaline earth metals on the co-pyrolysis of cellulose and high density polyethylene using TGA and Py-GC/MS[J]. *Energy Conversion and Management*, 2015, 99(1):112-118.
- [15] Zhou H, Long Y Q, Meng A H, et al. The pyrolysis simulation of five biomass species by hemi-cellulose, cellulose andlignin based on thermogravimetric curves[J]. *Thermochimica Acta*, 2013, 566:36-43.
- [16] Hu S C, Ma X Q, Lin Y S. Thermogravimetric analysis of the co-combustion of paper mill sludge and municipal solid waste [J]. *Energy Conversion and Management*, 2015, 99:112-118.
- [17] Stieglitz L, Vogg H. On formation conditions of PCDD/PCDF in fly ash from municipal waste incinerators [J]. *Chemosphere*, 1987, 16(8/9):1917-1922.
- [18] Buekens A, Huang H. Comparative evaluation of techniques for controlling the formation and emission of chlorinated dioxins / furans in municipal waste incineration[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 1998, 62(1):1-33.
- [19] 罗阿群, 刘少光, 林文松, 等. 二噁英生成机理及减排方法研究进展[J]. *化工进展*, 2016, 35(3):910-916.

(编辑 宋官龙)