

# 厨余垃圾及其水热炭燃烧特性与动力学研究

张学飞<sup>1,2</sup>, 邢献军<sup>1-3</sup>, 糜梦星<sup>2-4</sup>, 李永玲<sup>1,2</sup>, 马培勇<sup>1,2</sup>

(1. 合肥工业大学机械工程学院, 合肥 230009; 2. 合肥工业大学先进能源技术与装备研究院, 合肥 230009;  
3. 合肥工业大学汽车与交通工程学院, 合肥 230009; 4. 合肥工业大学智能制造技术研究院, 合肥 230009)

**摘 要:** 采用热重分析法研究厨余垃圾及其水热炭的燃烧特性与反应动力学。对比分析厨余垃圾及其水热炭在3种不同升温速率(10、20、40 °C/min)下的燃烧特性,分别采用KAS(Kissinger-Akahira-Sunose)法和FWO(Flynn-Wall-Ozawa)法计算燃烧过程中反应动力学参数。结果表明:20 °C/min升温速率下,厨余垃圾与水热炭呈现不同的燃烧特性,厨余垃圾微分热重(DTG)曲线呈明显的双峰结构,而随着炭化温度的升高,水热炭DTG曲线第1个峰逐渐变缓,最后消失。随着升温速率的增大,各样品DTG曲线整体向高温侧偏移,着火温度和燃尽温度升高,燃烧特性指数增大。KAS法和FWO法求得的各样品燃烧活化能均具有相似变化趋势,因挥发分含量减少及固定碳含量增加,厨余水热炭热值增大,燃烧过程中平均活化能高于厨余垃圾。

**关键词:** 燃烧; 动力学; 炭化; 活化能; KAS法; FWO法; 厨余垃圾

**中图分类号:** TK16

**文献标志码:** A

## 0 引 言

随着中国经济快速发展和居民生活水平提高,城市生活垃圾的数量逐年增加,给城市可持续发展和居民生活环境带来不利影响<sup>[1]</sup>。厨余垃圾是中国城市生活垃圾中有机组分的主要成分,占城市生活垃圾有机组分的50%以上<sup>[2-3]</sup>。因厨余垃圾水分含量高、有机成分多、热值低、易腐烂,其无害化处理和资源化利用引起广泛关注,厨余垃圾资源化、能源化利用已成为厨余垃圾转化处理趋势<sup>[4-5]</sup>。目前,国内外常用的厨余垃圾处理技术有填埋、焚烧、堆肥和厌氧发酵<sup>[6]</sup>。填埋占地面积大且若处理不当会污染环境<sup>[7]</sup>;直接焚烧需消耗大量能源进行烘干预处理;堆肥技术因厨余垃圾高盐分和氨的释放而导致二次环境污染备受争议<sup>[2]</sup>;厌氧发酵技术被认为是处理厨余垃圾最有效的方法之一,但厌氧发酵技术需要较长反应时间,且反应条件苛刻<sup>[8]</sup>。

近年来,水热炭化技术作为一种生物质废弃物预处理技术,因能简单高效地将生物质废弃物转化为附加值更高的生物炭而备受国内外学者的青睐。水热炭化技

术在提高含碳量、热值以及能量密度方面具有很大优势,通过水热炭化法可制备热值更高的水热炭燃料。刘振刚等<sup>[9]</sup>研究椰壳纤维和桉树叶2种生物质原料的炭化特性时发现,炭化处理后2种生物质原料含碳量增大、热值增大、着火温度和燃尽温度升高,纤维素、半纤维素等在水热过程中分解;Álvarez-Murillo等<sup>[10]</sup>研究了橄榄核炭化过程中炭化温度、炭化时间等对水热产物热值的影响,发现提高炭化温度、延长炭化时间可增大产物热值;李亮等<sup>[11]</sup>研究厨余垃圾水热炭化特性时发现厨余原料中所含初始炭经水热炭化后主要保留在固相中,所得固相能量含量与高价值煤相似;Parshetti等<sup>[12]</sup>通过对城市厨余垃圾进行水热炭化处理并制备活性炭,发现炭化温度为250 °C时所得活性炭对污水中吡啶橙有较好的吸附作用。

这些研究发现水热处理可使生物质以及城市固体废弃物发生本质变化,进而可将这些固体废弃物转化为附加值较高的水热炭。目前,国内外对生物质与厨余垃圾制备水热炭虽有研究,但对厨余垃圾水热炭制备生物炭的燃烧特性相关研究却鲜有报道。基于前人研究基

收稿日期: 2017-12-15

基金项目: 北京市教育委员会市属高校创新能力提升计划(J2014QTXM0204); 安徽省科技计划(2013AKKG0398); 安徽省重点研究与开发计划(1704a07020087)

通信作者: 邢献军(1964—), 男, 博士、教授、博士生导师, 主要从事高效清洁燃烧及能源转化利用方面研究。xxianjun@hfut.edu.cn

础,本文选用厨余垃圾为原料,分别在 200、230、260 ℃ 的水热温度下制备水热炭,并采用热重分析法(TGA)研究厨余垃圾及不同温度水热炭化处理后厨余水热炭的燃烧特性及动力学参数,以期为厨余垃圾水热炭的燃烧应用提供理论基础。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验原料

试验用厨余垃圾来自于合肥工业大学餐厅,手动移除骨头、餐巾纸、肉类等,主要包含菜叶茎、米面、果皮等组分。为防止试验样品变质及便于混合,样品经采集后于 105 ℃烘箱内干燥 6 h。干燥样品于粉碎机内粉碎后,分别过 80 目和 120 目筛,取两筛间的样品,密封于取样袋中,置于干燥皿中备用,标记为 FW。

### 1.2 厨余水热炭制备

厨余水热炭化实验在反应釜中进行,反应釜最高工作温度 370 ℃、最高压力 22 MPa、容积 50 mL,该反

应釜加热方式采用程序控制电加热方式。称取 5 g 样品置于反应釜内,加入 40 mL 去离子水,并用玻璃棒搅拌至混合均匀。实验时,向反应釜内通入 N<sub>2</sub>以排除釜内空气,密封反应釜。将反应釜加热到一定温度(200、230、260 ℃)后保持 6 h。反应结束后,快速将反应釜冷却至室温,取出反应釜内物料,用去离子水和酒精浸泡清洗数次后,将样品放在 105 ℃的烘箱内干燥 24 h,置于干燥皿中备用。不同水热炭化温度(200、230、260 ℃)下制备的样品分别标注为 FW-200、FW-230、FW-260。

### 1.3 样品分析方法

样品的工业分析和元素分析检测分别参照国家标准 GB/T 212—2008 和 GB/T 31391—2015,采用 MAC-3000 全自动工业分析仪测试样品的工业分析数据,元素分析数据由 Vario EL cube 元素分析仪(Elementar 公司,德国)进行测试,O 元素含量采用差减法计算获得,各样品的工业分析和元素分析数据见表 1。

表 1 厨余垃圾及其水热炭工业分析和元素分析

Table 1 Proximate and ultimate analysis of food waste and its hydrochars

样品	工业分析/%,ar				元素分析/%,ar					高位发热量 HHV/MJ·kg <sup>-1</sup>
	M	V	FC	A	[C]	[H]	[O]	[N]	[S]	
FW	6.30	68.08	11.51	14.11	37.17	5.82	32.66	3.52	0.42	13.62
FW-200	5.58	51.70	30.94	11.78	53.68	5.01	19.58	3.97	0.40	19.31
FW-230	5.22	46.93	35.30	12.55	59.78	6.00	11.66	4.35	0.44	21.93
FW-260	5.11	40.33	39.35	15.21	64.64	5.57	4.36	4.65	0.46	22.41

注:ar 代表收到基;氧含量采用差减法计算得到。

### 1.4 热分析装置及方案

在法国塞塔拉姆公司生产的 SETSTS Evo 热重分析仪上开展样品的燃烧实验(该设备温度精度为±0.3 ℃,天平灵敏度为±0.023 μg)。实验气氛为模拟的空气气氛(体积比,V(N<sub>2</sub>):V(O<sub>2</sub>)=4:1),气体流量为 60 mL/min。为消除样品燃烧对测试的影响,每次实验样品的质量均为(10±0.1)mg。采用空气气氛下的非等温法试验,室温开始,终温 1000 ℃,升温速率为 10、20、40 ℃/min。为消除系统误差和浮力效应,每次试验前均进行一次空白实验,且实验均需重复 2 次以上,实验结果重复性较好。

## 2 结果与讨论

### 2.1 厨余垃圾及其水热炭燃烧特性分析

厨余垃圾及其水热炭在升温速率为 20 ℃/min 时燃

烧过程中热失重(TG)和微分热重(DTG)曲线如图 1 所示。由图 1 可见,FW 燃烧过程存在 2 个主要失重阶段,分别为挥发分析出燃烧阶段及固定碳燃烧阶段。FW 的 DTG 曲线存在 2 个明显的失重峰,对应于 TG 曲线 2 个明显的失重阶段,其中第 1 个失重峰是 FW 燃烧过程中的主失重峰,主要归因于厨余垃圾中果胶、糖类、淀粉、半纤维素、纤维素以及部分木质素的热分解和燃烧;第 2 个失重峰则主要是由于木质素的进一步裂解和燃烧以及固定碳的燃烧<sup>[13-14]</sup>。与第 2 个失重峰相比,第 1 个失重峰陡峭且相对锋利,峰值较大,主要是由于厨余垃圾中挥发分含量较高,这与厨余垃圾的工业分析结果相符合。厨余垃圾的 TG 和 DTG 曲线中,高于 570 ℃时还存在一燃尽段,该阶段主要来源于残炭的燃烧以及其他无机组分的热裂解。

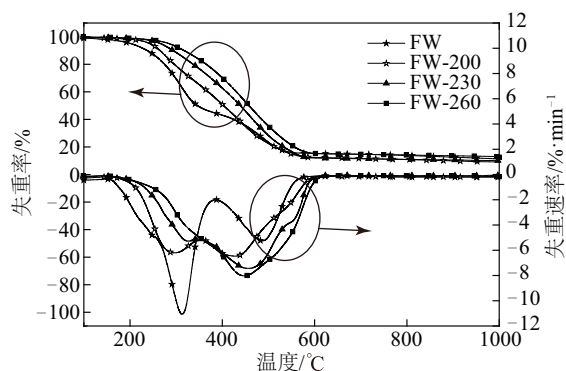


图1 厨余垃圾及其水热炭在升温速率为20 °C/min时热重曲线

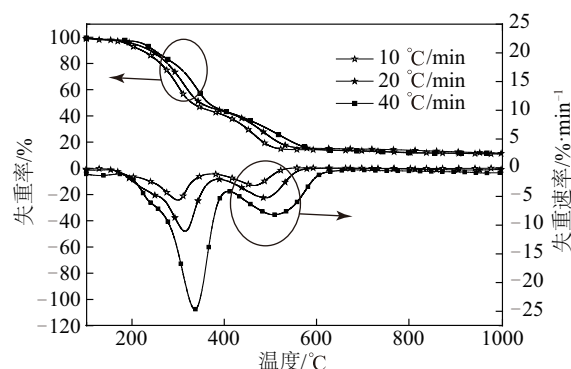
Fig. 1 Thermogravimetric curves of food waste and its hydrochars at 20 °C/min heating rate

从图1可看出,厨余水热炭燃烧的TG/DTG曲线相对于FW的燃烧曲线发生了显著变化,不同炭化温度下所得的TG和DTG曲线变化趋势不同。随着炭化温度的升高,厨余水热炭TG曲线向高温侧偏移;与FW燃烧DTG曲线相比,FW-200的DTG曲线虽具有2个明显的失重峰,但峰值大小及峰值对应温度明显不同。FW-200的第1个失重峰峰值低于FW第1个失重峰峰值,峰形较为平缓;FW-200的第2个失重峰峰值大于FW的第2个失重峰峰值,峰值温度提前,峰形变宽。主要由于水热炭化过程中,厨余垃圾发生了水解、脱水、脱羧基等反应,导致厨余垃圾经水热处理后,挥发分含量减少,固定碳含量增加<sup>[11]</sup>。由FW-230及FW-260的DTG曲线可看出,FW-230燃烧的DTG曲线虽存在2个失重峰,但第1个失重峰变为不明显的肩峰,而FW-260的DTG曲线只存在1个明显的失重峰。这说明随着炭化温度的升高,厨余垃圾在水热炭化过程中发生的水解、脱水、脱羧基等反应更为彻底,厨余垃圾中的一些化学成分得到充分分解,从而产生较简单的化学结构<sup>[11]</sup>。由表1可见,水热炭中挥发分含量随炭化温度的升高而降低,而固定碳含量随炭化温度的升高显著增加,从而导致挥发分析出峰减弱,进而与固定碳燃烧峰区分不明显。

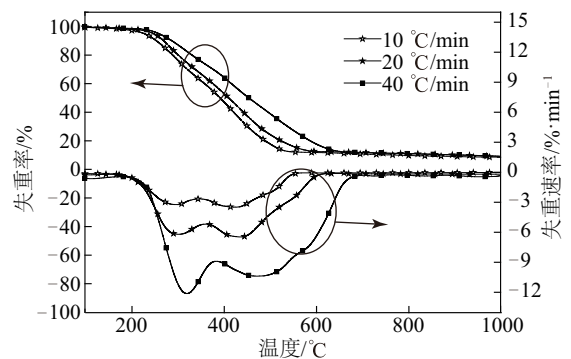
## 2.2 升温速率对厨余垃圾及其水热炭燃烧特性的影响

由图2可知,厨余垃圾及其水热炭在不同升温速率下的DTG曲线具有相似的变化趋势。随着升温速率的增大,所有样品的DTG曲线均呈初始失重点及燃尽点向高温侧偏移,失重峰区间变宽,失重峰峰值变大的现象。主要是由于在燃烧反应过程中,气体产物的逸出需

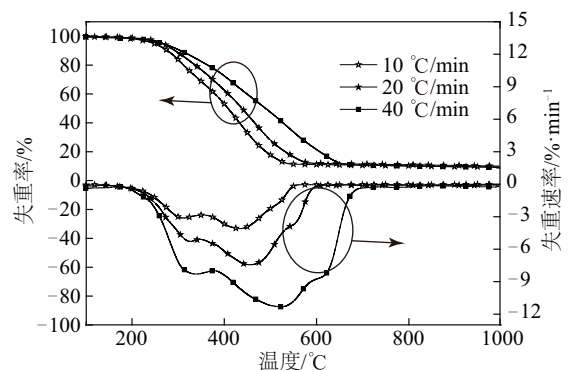
要一定时间,升温速率的增大使燃料内外的温差变大,温度在燃料内部传递以及质量的扩散等受到限制,导致热滞后现象,从而使燃料燃烧的TG、DTG曲线向高温侧转移<sup>[15-16]</sup>。由FW-260燃烧的DTG曲线可看出,升温速率为10 °C/min时,FW-260 DTG曲线存在1个较小的失重肩峰和1个明显的失重峰,而在升温速率为20和40 °C/min时,FW-260的DTG曲线仅存在1个失重峰。由此可知,FW-260的燃烧反应在一定程度上受升温速率的影响,其原因可能是,在升温速率为10 °C/min时,样品颗粒内部温度分布更均匀,燃烧反应可更充分地进行;而在升温速率为20和40 °C/min时,300~450 °C内,样品在燃烧过程进行充分之前,温度已升到



a. FW



b. FW-200



c. FW-230

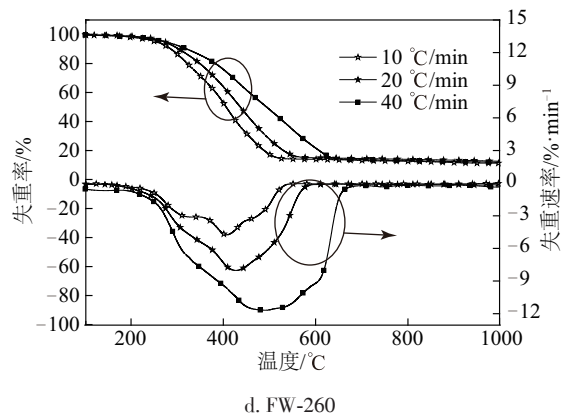


图2 厨余及其水热炭在不同升温速率下的热重曲线

Fig. 2 Thermogravimetric curves of food waste and its hydrochars at different heating rates

较高水平,燃烧反应和生成物的逸出还未完全进行<sup>[17]</sup>,进而使得燃烧过程发生重叠<sup>[18]</sup>。

### 2.3 燃烧特性分析

表2给出了不同升温速率下,厨余垃圾及其水热炭在燃烧过程中的燃烧特性参数。文中采用综合燃烧特性指数 $S$ 对各样品的燃烧特性进行表征, $S$ 越大则样品燃烧特性越好, $S$ 按式(1)计算<sup>[19]</sup>。

表2 厨余及其水热炭燃烧特性参数

Table 2 Combustion characteristic parameters of food waste and its hydrochars

样品	升温速率/ °C·min <sup>-1</sup>	$T_1$ /°C	$T_2$ /°C	$T_3$ /°C	$D_1$ /(%·min <sup>-1</sup> )	$T_4$ /°C	$D_2$ /(%·min <sup>-1</sup> )	$D_{mean}$ /(%·min <sup>-1</sup> )	$S \times 10^{-7}/\text{min}^{-2} \cdot \text{°C}^{-3}$
FW	10	224	561	298	-5.64	461	-3.08	-2.13	4.26
	20	241	606	313	-11.06	487	-5.25	-3.97	12.5
	40	262	657	336	-24.58	506	-8.18	-7.33	39.95
FW-200	10	237	582	301	-3.14	429	-3.38	-2.32	2.40
	20	245	642	306	-6.19	440	-6.46	-4.02	6.74
	40	251	721	318	-12.12	480	-10.37	-6.97	18.60
FW-230	10	254	585	308	-3.12	433	-4.11	-2.21	2.41
	20	261	639	322	-5.28	457	-7.43	-4.88	8.34
	40	263	732	339	-8.3	518	-11.31	-8.33	18.60
FW-260	10	255	569	329	-3.12	404	-4.75	-2.32	2.98
	20	311	622	425	-8.03	—	—	-4.16	5.55
	40	314	706	478	-11.65	—	—	-7.00	11.72

注: $T_1$ 、 $T_2$ —第1、第2失重峰峰值对应的温度,°C; $D_1$ 、 $D_2$ —第1、第2失重峰的峰值损失速率; $D_{mean}$ —从着火温度到燃尽温度的平均质量损失速率, %/min。

$$S = \frac{(dm/dt)_{\max} (dm/dt)_{\text{mean}}}{T_i^2 T_f} \quad (1)$$

式中,  $(dm/dt)_{\max}$ 、 $(dm/dt)_{\text{mean}}$ ——样品在燃烧过程中的最大失重速率和平均失重速率;  $T_i$ ——着火温度,°C;  $T_f$ ——燃尽温度,°C。

由表2可见,相同升温速率下,FW与不同温度下所得水热炭具有不同的燃烧特性参数。随着水热炭化温度的升高,厨余水热炭的着火温度和燃尽温度升高,峰值温度向高温区转移;同一升温速率下,FW的综合燃烧特性指数最高,水热炭化后所得样品的综合燃烧特性指数有所降低,主要是因为随着水热炭化温度的升高,挥发分含量降低,固定碳含量增加,同时厨余垃圾中高活性成分的含量在水热转化中降低。此外,随着升温速率的增加,各样品的着火温度和燃尽温度均向高温区偏移,这主要是由燃烧过程中的热滞后效应引起的。由表2可知,各样品失重峰的失重速率与平均失重速率均随升温速率的增大而增大,由此可知,升温速率不仅影响样品挥发分的析出和燃烧温度,对样品的失重速率也具有一定影响。因此,降低升温速率可使燃烧提前,提高升温速率可使样品的燃烧反应更为剧烈。由表2中升温速率对综合燃烧特性指数 $S$ 变化的影响可看出,升温速率越大, $S$ 越大,样品的燃烧特性越好。



### 3 动力学模型建立

厨余垃圾及其水热炭在热重分析仪中的燃烧属于典型的气固反应,描述固体在非等温条件下燃烧反应的基本方程为<sup>[20]</sup>:

$$\frac{d\alpha}{dT} = \frac{A}{\beta} f(\alpha) \exp\left(-\frac{E}{RT}\right) \quad (2)$$

$$f(\alpha) = (1 - \alpha)^n \quad (3)$$

$$\alpha = \frac{m_0 - m_t}{m_0 - m_\infty} \quad (4)$$

式中,  $\alpha$  ——转化率;  $T$  ——反应温度, K;  $A$  ——指前因子,  $s^{-1}$ ;  $f(\alpha)$  ——反应机理函数;  $E$  ——活化能, kJ/mol;  $R$  ——通用气体常数,  $R = 8.314 \text{ J}/(\text{mol} \cdot \text{K})$ ;  $m_0$  ——试样的初始质量;  $m_t$  ——试样在时间  $t$  时刻的质量;  $m_\infty$  ——试样反应后剩余物的质量。

KAS (Kissinger- Akahira- sunose) 法和 FWO (Flynn-Wall-Ozawa) 法是 2 种典型的等转化率法, 在计算反应活化能过程中不涉及到反应机理函数的假设, 从而可减少计算误差, 因此采用这 2 种方法来计算燃烧过程中的活化能。KAS 法和 FWO 法分别基于式(5)、式(6)<sup>[20]</sup>:

$$\ln\left(\frac{\beta}{T^2}\right) = \ln\left[\frac{AR}{Eg(\alpha)}\right] - \frac{E}{RT} \quad (5)$$

$$\ln\beta = \ln\left[\frac{0.0048AE}{Rg(\alpha)}\right] - 1.0516\frac{E}{RT} \quad (6)$$

式中, 转化率  $\alpha$  为常数, 根据不同升温速率下  $\ln\beta$ 、 $\ln\frac{\beta}{T^2}$  的值以及对应的  $\frac{1}{T}$ , 进行  $y = Ax + B$  拟合, 从拟合的直线斜率中可计算出活化能。

采用 KAS 法和 FWO 法获得厨余垃圾及其水热炭燃烧过程中的活化能和相关系数如表 3 所示。由表 3 可知, 转化率  $\alpha$  为 0.1~0.9 时, 其相关系数在 0.90~0.99 之间波动, 高相关系数表明采用这 2 种方法分析厨余及其水热炭燃烧动力学具有较好的可靠性。由表 3 可见, 采用 KAS 法和 FWO 法分别获得的各样品活化能差异较小, 具有相似的变化趋势, 这与刘荣厚等<sup>[21]</sup>的研究结果相一致。其中 KAS 法获得的厨余垃圾的活化能为 27.61~58.17 kJ/mol, FWO 法为 36.48~68.10 kJ/mol; KAS 法获得厨余垃圾的平均活化能为 41.02 kJ/mol, FWO 法为 49.34 kJ/mol; 采用 KAS 法获得的 FW-200、FW-230、FW-260 的平均活化能分别为 75.59、65.00、61.96 kJ/mol, FWO 法获得的平均活化能为 80.83、72.62、69.75 kJ/mol。

表 3 试验样品燃烧过程中动力学参数与相关系数

Table 3 Kinetic parameters and correlation coefficients of experimental samples

$\alpha$	FW				FW-200				FW-230				FW-260			
	KAS		FWO		KAS		FWO		KAS		FWO		KAS		FWO	
	$E$	$R^2$	$E$	$R^2$	$E$	$R^2$	$E$	$R^2$	$E$	$R^2$	$E$	$R^2$	$E$	$R^2$	$E$	$R^2$
0.10	35.20	0.90	41.70	0.90	94.10	0.97	95.84	0.97	116.87	0.96	119.73	0.96	106.40	0.99	109.93	0.99
0.20	41.47	0.96	48.42	0.99	86.73	0.95	89.70	0.96	74.67	0.99	80.30	0.99	64.81	0.99	71.11	0.99
0.30	35.98	0.95	43.72	0.99	71.15	0.93	75.75	0.95	61.72	0.99	68.56	0.99	61.32	0.98	68.31	0.90
0.40	30.28	0.99	37.63	0.94	72.91	0.98	77.45	0.97	64.62	0.98	71.84	0.99	63.89	0.96	71.21	0.97
0.50	27.61	0.93	36.48	0.99	79.50	0.98	84.55	0.99	61.31	0.96	69.21	0.97	58.89	0.93	66.88	0.95
0.60	30.59	0.93	39.97	0.99	74.95	0.93	80.87	0.96	55.17	0.93	63.83	0.95	53.70	0.99	62.37	0.99
0.70	52.31	0.99	61.18	0.99	68.87	0.96	75.72	0.98	51.94	0.92	61.20	0.95	49.54	0.98	58.84	0.99
0.80	57.55	0.99	66.84	0.99	65.26	0.94	72.90	0.97	48.91	0.92	58.77	0.93	48.27	0.93	58.10	0.96
0.90	58.17	0.94	68.10	0.89	66.73	0.99	74.70	0.99	49.75	0.93	60.12	0.95	50.83	0.98	61.03	0.99
均值	41.02	0.96	49.34	0.97	75.59	0.96	80.83	0.97	65.00	0.95	72.62	0.96	61.96	0.97	69.75	0.97

注:  $R^2$ —相关系数。

对于厨余垃圾的燃烧, 在  $\alpha < 0.2$  时, 厨余垃圾活化能由小变大, 主要是由于厨余垃圾成分复杂, 含有纤维素、半纤维素、木质素、果胶以及淀粉等, 这些分子的反应活性不同, 反应活性较大的分子先裂解析出, 反应活

性小的分子则需吸收较多的热量才能裂解, 进而活化能不断增大; 在  $0.3 < \alpha < 0.5$  时, 活化能呈减小趋势, 主要是由于挥发分析出后开始燃烧, 放出热量部分被厨余垃圾颗粒吸收, 使得剩余物质反应活性变大, 反应活化能

降低;  $0.6 < \alpha < 0.9$  时, 活化能不断增大, 主要是由于木质素等难分解的物质的燃烧以及焦炭的燃烧, 随着反应进程的进行, 样品的反应活性下降, 燃烧速率变小, 活化能增大。

厨余水热炭燃烧过程中活化能变化趋势和厨余垃圾明显不同, 水热炭化后, 由于水热炭化过程中厨余垃圾中的一些物质的化学结构得到分解、破坏, 使得挥发分含量减少且固定碳含量增加, 厨余水热炭挥发分开始析出时需吸收更多的能量, 活化能较大, 这与 Azharul 等<sup>[22]</sup>研究仁果壳及其水热炭热解时发现的现象类似; 由于厨余水热炭燃烧的活化能受炭化温度、反应保留时间、样品的粒度等多因素影响, 厨余水热炭燃烧过程中各阶段活化能变化的详细规律仍需进一步研究探讨。

由表 3 可见, 厨余水热炭的平均活化能大于厨余垃圾的平均活化能, 主要是由于和厨余垃圾相比厨余水热炭的挥发分含量减少, 固定碳含量增加所致; 与着火点温度随水热炭化温度的升高而升高的规律不同, 厨余水热炭的平均活化能并不随水热炭化温度的升高而增大, 可能是由于灰中无机成分的催化作用导致<sup>[23]</sup>。厨余垃圾经水热炭化后, 其水热炭在转化率为 0.1 时的活化能均大于厨余垃圾, 表明水热炭化的厨余垃圾更难点火, 这与厨余垃圾及其水热炭在燃烧第一失重阶段的变化规律相对应。厨余水热炭燃烧各阶段活化能的变化, 表明水热处理后得到的厨余水热炭和厨余垃圾具有不同的燃烧机理, 即水热炭化改变了厨余垃圾原有的化学结构和组分, 这与林有胜等<sup>[23]</sup>研究污泥炭化特性发现的结果一致。

## 4 结 论

通过对厨余垃圾及其生物质炭燃烧过程及其动力学研究, 得出以下主要结论:

1) 厨余垃圾燃烧的 DTG 曲线呈明显的双峰结构, 第 1 个失重峰陡而尖, 峰值大于第 2 个失重峰峰值; 厨余水热炭燃烧的 DTG 曲线与厨余垃圾相比, 具有明显的区别, 升温速率为  $20\text{ }^{\circ}\text{C}/\text{min}$  时, 随炭化温度的升高, 厨余水热炭 DTG 曲线中第 1 个失重峰逐渐放缓, 直至消失; 第 2 个失重峰的峰值则逐渐增大。

2) 随着升温速率 ( $10$ 、 $20$ 、 $40\text{ }^{\circ}\text{C}/\text{min}$ ) 的增大, 厨余垃圾及其水热炭在燃烧过程中均存在热滞后现象, 其着火温度及燃尽温度均升高, 失重曲线向高温侧偏移, 燃烧平均失重速率变大, 且综合燃特性指数也随之增大。

3) KAS 法和 FWO 法动力学研究表明, 2 种方法获

得的厨余垃圾及其水热炭燃烧活化能具有相似变化趋势, 由于厨余水热炭相比较于厨余垃圾, 挥发分含量减少, 固定碳含量增加, 厨余水热炭燃烧过程中平均活化能大于厨余垃圾燃烧活化能。

水热炭化处理改变了厨余垃圾原有的燃烧特性, 通过对厨余垃圾及其水热炭进行燃烧特性以及动力学分析, 可为厨余垃圾水热炭的能源化利用提供参考。

## [参考文献]

- [1] DING L K, CHENG J, QIAO D, et al. Investigating hydrothermal pretreatment of food waste for two-stage fermentative hydrogen and methane co-production [J]. *Bioresource technology*, 2017, 241: 491-499.
- [2] CHENG J, DING L K, LIN R C, et al. Fermentative biohydrogen and biomethane co-production from mixture of food waste and sewage sludge: effects of physiochemical properties and mix ratios on fermentation performance [J]. *Applied energy*, 2016, 184: 1-8.
- [3] RUSSELL M, PARSHETTI G K, BALASUBRAMANIAN R. Energy, exergy and techno-economic analyses of hydrothermal oxidation of food waste to produce hydro-char and bio-oil [J]. *Energy*, 2016, 102: 187-198.
- [4] 张冀翔, 王东, 蒋宝辉, 等. 厨余垃圾水热液化制取生物燃料 [J]. *化工学报*, 2016, 67(4): 1475-1482.  
ZHANG J X, WANG D, JIANG B H, et al. Hydrothermal liquefaction of kitchen waste for bio-oil production [J]. *Journal of chemical industry and engineering*, 2016, 67(4): 1475-1482.
- [5] DE CLERCQ D, WEN Z G, GOTTFRIED O. A review of global strategies promoting the conversion of food waste to bioenergy via anaerobic digestion [J]. *Renewable & sustainable energy reviews*, 2017, 79: 204-221.
- [6] CATON P A, CARR M A, KIM S S, et al. Energy recovery from waste food by combustion or gasification with the potential for regenerative dehydration: a case study [J]. *Energy conversion and management*, 2010, 51(6): 1157-1169.
- [7] DOU X S. Food waste generation and its recycling recovery: China's governance mode and its assessment [J]. *Fresenius environmental bulletin*, 2015, 24(4a): 1474-1482.

- [8] BERNSTAD J A, LA COUR J. Review of comparative LCAs of food waste management systems-current status and potential improvements[J]. Waste management, 2012, 32(12): 2439.
- [9] LIU Z G, QUEK A, HOEKMAN S K, et al. Production of solid biochar fuel from waste biomass by hydrothermal carbonization[J]. Fuel, 2013, 103 (1): 943-949.
- [10] ÁLVAREZ-MURILLO A, ROMÁN S, LEDESMA B, et al. Study of variables in energy densification of olive stone by hydrothermal carbonization[J]. Journal of analytical & applied pyrolysis, 2015, 113: 307-314.
- [11] LI L, DIEDERICK R, FLORA J R V, et al. Hydrothermal carbonization of food waste and associated packaging[J]. Waste management, 2013, 33: 2478-2492.
- [12] PARSHETTI G K, CHOWDHURY S, BALASUBRAMANIAN R. Hydrothermal conversion of urban food waste to chars for removal of textile dyes from contaminated waters[J]. Bioresource technology, 2014, 161: 310-319.
- [13] FANG S W, YU Z S, LIN Y S, et al. Thermogravimetric analysis of the co-pyrolysis of paper sludge and municipal solid waste [J]. Energy conversion and management, 2015, 101: 626-631.
- [14] TANG Y T, MA X Q, LAI Z Y. Thermogravimetric analysis of the combustion of microalgae and microalgae blended with waste in  $N_2/O_2$  and  $CO_2/O_2$  atmospheres[J]. Bioresource technology, 2011, 102(2): 1879-1885.
- [15] PENG X W, MA X Q, XU Z B. Thermogravimetric analysis of co- combustion between microalgae and textile dyeing sludge[J]. Bioresource technology, 2015, 180: 288-295.
- [16] 曹红亮, 李国强, 黄思涵, 等. 基于等转化率法的牛粪热解动力学特性研究[J]. 太阳能学报, 2015, 36 (7): 1773-1778.
- CAO H L, LI G Q HUANG S H, et al. Research on kinetic characteristics of cattle manure pyrolysis using isoconversional methods[J]. Acta energiae solaris sinica, 2015, 36(7): 1773-1778.
- [17] HUANG X Y, JIANG X M, HAN X X, et al. Combustion characteristics of fine- and micro-pulverized coal in the mixture of  $O_2/CO_2$ [J]. Energy & fuels, 2008, 22(6): 3756-3762.
- [18] LAI Z Y, MA X Q, TANG Y T, et al. A study on municipal solid waste (MSW) combustion in  $N_2/O_2$  and  $CO_2/O_2$  atmosphere from the perspective of TGA [J]. Energy, 2011, 36(2): 819-824.
- [19] PU G, ZHU W L, ZHOU H P, et al. Co- combustion characteristics of inferior coal and biomass blends in an oxygen- enriched atmosphere [J]. Bioresources, 2015, 10(1): 1452-1461.
- [20] ZOU S P, WU Y L, YANG M D, et al. Pyrolysis characteristics and kinetics of the marine microalgae *Dunaliella tertiolecta* using thermogravimetric analyzer [J]. Bioresource technology, 2010, 101(1): 359-365.
- [21] 刘荣厚, 袁海荣, 徐璐. 玉米秸秆热解反应动力学研究[J]. 太阳能学报, 2007, 28(5): 527-531.
- LIU R H, YUAN H R, XU L. Kinetics study of maize straw pyrolysis [J]. Acta energiae solaris sinica, 2007, 28(5): 527-531.
- [22] AZHARU LISLAM M, ASIF M, HAMEED B H. Pyrolysis kinetics of raw and hydrothermally carbonized Karanj (*Pongamia pinnata*) fruit hulls via thermogravimetric analysis [J]. Bioresource technology, 2015, 179: 227-233.
- [23] LIN Y S, MA X Q, PENG X W, et al. Effect of hydrothermal carbonization temperature on combustion behavior of hydrochar fuel from paper sludge[J]. Applied thermal engineering, 2015, 91: 574-582.

## STUDY ON COMBUSTION CHARACTERISTICS AND KINETICS OF FOOD WASTE AND ITS HYDROCHARS

Zhang Xuefei<sup>1,2</sup>, Xing Xianjun<sup>1,3</sup>, Mi Mengxing<sup>2,4</sup>, Li Yongling<sup>1,2</sup>, Ma Peiyong<sup>1,2</sup>

(1. School of Mechanical Engineering, Hefei University of Technology, Hefei 230009, China;

2. Advanced Energy Technology and Equipment Research Institute, Hefei University of Technology, Hefei 230009, China;

3. School of Automotive and Transportation Engineering, Hefei University of Technology, Hefei 230009, China;

4. Intelligent Manufacturing Institute, Hefei University of Technology, Hefei 230009, China)

**Abstract:** The combustion characteristics and reaction kinetics of food waste and its hydrochars are studied by thermogravimetric analysis method. The combustion characteristics of food waste and its hydrochars under three different heating rates (10, 20 and 40 °C/min) are compared and analyzed, KAS(Kissinger-Akahira-Sunose) and FWO(Flynn-Wall-Ozawa) methods are used to calculate the reaction kinetic parameters during combustion. The results show that different combustion characteristics of food waste and its hydrochars were observed at the heating rate of 20 °C/min. The differential thermogravimetric (DTG) curve of the food waste presents double-peak structure while the first peak of hydrochar DTG curve become smaller until disappeared with the increase of the carbonization temperature. With the increase of heating rate, the DTG curves of each sample shifts towards the high temperature zone. At the same time, the ignition temperature, burnout temperature and the combustion characteristic index increase, too. A similar tendency of the combustion activation energy determined by KAS and FWO methods is observed. The heating value of hydrochars increase and the average activation energy during combustion is higher than that of kitchen waste due to the decrease of volatile content and the increase of fixed carbon content.

**Keywords:** combustion; kinetics; carbonization; activation energy; KAS method; FWO methods; food waste