

生物质与高密度聚乙烯共热解系统 碳排放分析及优化

贾晓彤, 吴桐, 党琪*

(上海交通大学中英国际低碳学院, 上海 201306)

摘要: 使用 Aspen Plus 构建红橡木与高密度聚乙烯 (HDPE) 共热解耦合提质系统模型, 基于质量、元素平衡以及现有实验数据, 以热解提质油产量、品质和系统能量效率为导向优化热解温度条件, 并使用 GREET 软件对整个流程进行全生命周期评价 (LCA), 研究副产物利用方式对系统碳排放的影响, 旨在为生物油制备技术的工程实践和碳减排提供理论参考。结果表明, 在 525~675°C 热解温度范围内, 610°C 时系统兼具最高能量效率 (38.39%) 和提质油产量 (44.77%), 为最优温度条件。对于副产物利用方式, 当采用焦炭碳捕集, 轻质气体重整制氢按照系统能量分配方式利用时系统环境效益最优。通过优化副产物利用和供能方式, 得到碳排放最低的热解工况为 525°C, 此时每生产 1 MJ 提质油仅排放 63.43 g CO₂ eq, 较传统化石燃料降低了 30.51%。

关键词: 生物油; 塑料; 共热解; 全生命周期评价

中图分类号: TK01

文献标志码: A

文章编号: 0253-4320(2023)06-0231-07

DOI: 10.16606/j.cnki.issn0253-4320.2023.06.042

Analysis and optimization on carbon dioxide emission of co-pyrolysis system for biomass and high-density polyethylene

JIA Xiao-tong, WU Tong, DANG Qi*

(China-UK Low Carbon College, Shanghai Jiao Tong University, Shanghai 201306, China)

Abstract: Aspen Plus software is used to construct a system model for co-pyrolysis of red oak and high-density polyethylene (HDPE). Based on mass balance, element balance and the existing experimental data, the pyrolysis temperature conditions are optimized with oil yield, oil quality and system energy efficiency as guidelines. GREET software is employed to perform whole life cycle assessment on the process. The effect of by-product utilization methods on system carbon dioxide emission is studied, aiming to provide theoretical reference for the engineering practice and carbon dioxide emission reduction of bio-oil preparation process. It is shown that in the pyrolysis temperature range of 525–675°C, co-pyrolysis at 610°C can reach the highest energy efficiency (38.39%) and the maximum oil yield (44.77 wt%). System will reach the minimum carbon dioxide emission when char is used to capture carbon dioxide, light gas is reformed for hydrogen production, and extra hydrogen is outputted by energy allocation. Through optimizing the utilization of by-products and the way of energy supply, carbon dioxide emission is the lowest when the co-pyrolysis performs at 525°C, in which only 63.43 g of CO₂ eq GHGs is discharged for production of per MJ upgraded oil, representing 30.51% lower than that of traditional fossil fuels.

Key words: bio-oil; plastics; co-pyrolysis; whole life cycle assessment

在能源需求不断增加, 环境问题日益突出的背景下, 减少温室气体 (如 CO₂ 等) 排放, 寻求化石能源替代品是世界各国实现碳中和目标及可持续发展的必要路径^[1-3]。生物质能源作为最有前景的化石能源替代品之一, 受到我国乃至全球能源政策的重点关注^[4-5]。在生物质利用技术中, 热化学转化 (尤其是热解) 因可持续性、可再生性和近似碳中和被广泛应用于商业过程中^[6]。而传统热解方法获取的生物油存在含氧量高、稳定性差等缺点, 品质较低。研究表明, 固体生物质与废塑料共热解会产生协同效应, 可显著提高热解油的产率和品质^[7-9]。

此外, 共热解过程能够实现废弃物的再利用, 将其转化成高价值能源, 同时实现环境保护、废弃物管理和能源生产 3 种效益^[9-11]。Maleche 等^[12]对生物质快速热解和加氢提质系统进行分析, 其中 C₁~C₃ 产物用于重整制氢。最终发现, 该系统制备的汽柴油混合物的 GHGs 排放量较化石燃料可减少 30%~96%。以产物产量和副产品的回收利用为导向, Winjobi 等^[13]、Han 等^[14]、Mo 等^[15]建立多种生物质混合共热解系统模型, 优化过程技术参数并探究了系统碳排放的影响因素。国内外众多学者基于 LCA 方法研究了单独高密度聚乙烯 (HDPE) 的化学

收稿日期: 2022-05-12; 修回日期: 2023-04-13

作者简介: 贾晓彤 (1996-), 女, 硕士生; 党琪 (1988-), 女, 博士, 副教授, 研究方向为生物质能源热化学转化、新能源系统分析与优化、二氧化碳转化利用, 通讯联系人, qi.dang@sjtu.edu.cn。

回收^[16]、塑料热解^[17]等过程的碳排放情况。Abomohra 等^[18]基于 Aspen 评估了海藻和低密度聚乙烯(LDPE)微波真空共热解的技术和经济可行性,但未对其环境表现进行评估。已有针对生物质单独热解、塑料单独热解和多种生物质混合热解技术反应条件优化和环境影响评估的大量研究,但关于生物质与废塑料共热解过程的优化和环境评估鲜有报道^[19]。此外,现有文献中有大量基于流化床反应器的生物质热解过程研究,而基于该反应器的共热解研究却十分有限^[6,20-22]。

本研究基于 Aspen Plus 模拟软件构建了在流化床反应系统中的生物质(以红橡木为例)与 HDPE 共热解耦合提质系统模型。以提高热解提质油质量产量、品质以及系统能量效率为导向,优化热解反应条件。基于 GREET 软件研究不同副产物利用方式下的共热解系统碳排放情况并进行减排优化。旨在为生物质与塑料共热解技术的工程实践及其未来在中国的广泛应用和招商引资提供部分理论参考。

1 Aspen 建模

1.1 系统概述

使用 Aspen 搭建生物质与塑料共热解耦合提质系统完整技术路线模型,如图 1^[23]。基于质量、元素和能量平衡原理,并结合 Bond 定律和 Gibbs 自由能最小化进行计算。Bond 定律用于计算粉碎过程耗功,Gibbs 自由能最小化用于实现相平衡和化学平衡。其代表为一家日处理量为 2 000 t 的生物质精炼厂,给料设备连续将混合比为 4:1 的红橡木和 HDPE 混合原料送入系统,经筛选、研磨的生物质颗粒尺寸控制于 250~400 μm,红橡木、HDPE 和混合原料组成见表 1。经预处理的混合原料输送至流化床反应器,在 525~675℃、0.101 3 MPa 下发生热解反应,并利用旋风分离器将固体焦炭与热解蒸汽分离。固体焦炭进入热电联产单元燃烧发电(发电效

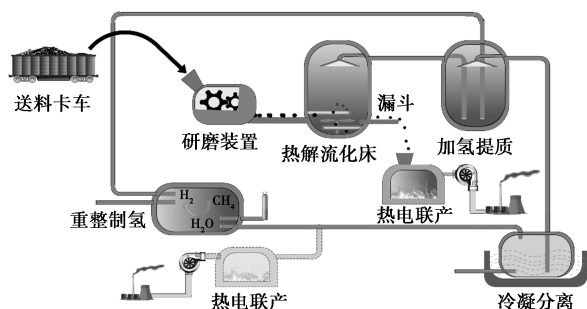


图 1 红橡木与 HDPE 共热解耦合提质系统流程

表 1 红橡木、HDPE 及混合原料的元素分析和热值计算

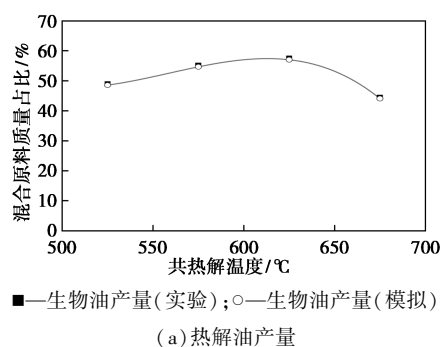
	混合原料		
	红橡木 ^[23]	HDPE ^[23]	(红橡木:HDPE=4:1) ^④
元素分析(质量分数)/%			
C	47.16	84.59	54.65
H	5.39	14.10	7.13
O ^①	47.24	1.02	38.00
N	0.12	0.29	0.15
工业分析(质量分数)/% ^②			
水分	7.74	0	6.19
挥发分	80.39	99.80	
固定碳	11.46	0	
灰分	0.64	0.20	
HHV/(MJ·kg ⁻¹) ^③			22.58
LHV/(MJ·kg ⁻¹) ^③			20.81

注:①通过差减法计算;②通过 TGA 分析确定;③通过热值计算;④通过质量平衡、元素平衡计算。

率为 34.8%)。热解蒸汽被送至加氢提质单元,在 350℃、1 MPa 下进行加氢脱氧,提质热解蒸汽随后进入冷凝单元分离出提质油。不可凝气体如 CH₄、CO 等在 850℃、2.165 MPa 下发生重整制氢反应,提供加氢反应耗氢。

1.2 热解产物拟合分析

基于液体产物 GC-MS 测量结果^[18,23-25],选取 32 种热解产物特征模型化合物,包括碳水化合物衍生物(如左旋葡聚糖、乙酸等)、木质素衍生物(如 2,6-二甲氧基苯酚等)、碳氢化合物(如十六烷等)、重组分(如正十六烷酸等)、轻质气体及固体焦炭。基于元素和质量平衡对特征模型化合物产量进行修正,系统质量平衡达 96% 以上。图 2 为红橡木和 HDPE 共热解产物产量拟合曲线(R^2 值均大于 0.98)。



(a) 热解油产量

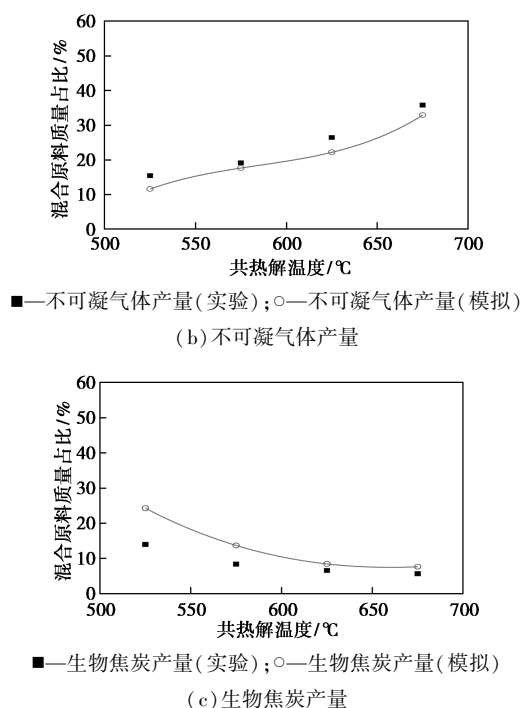


图2 红橡木与HDPE共热解过程产物产量

热解油模拟数据与实验数据基本对应,占比44.52%~57.58%为共热解主要产物。质量和元素平衡误差导致焦炭和不可凝气体产率存在波动。

1.3 热解反应条件优化

1.3.1 提质油产量和含碳百分比的变化

含碳百分比可以在一定程度上反映提质油特性。525~675°C下重组分占提质油总质量75.25%以上,提质油含碳百分比均保持在67.24%左右^[23]。升温可改善低温下的不充分热解,促进焦炭分解和二次反应,610°C下提质油产率(提质油总质量/混合原料总质量)达到最大值44.77%。675°C仅为33.55%,归因于过高温度下有机液体的自身分解。在610°C时得到提质油的同时最大程度保留原料中的碳。

1.3.2 系统能量效率的变化

系统能量效率由提质油总能量/(混合原料总能量+系统总能耗)定义,系统总能耗包含系统总耗热(主要来自于共热解和制氢过程)和总耗电(主要来自于研磨和轻质气体压缩过程)^[26]。525、575、610、625、675°C下,系统能耗和能量输出情况见表2。

红橡木和HDPE断键裂解和轻质气体重整制氢均为吸热过程,升温促进裂解反应的同时产生更多轻质气体。525~610°C内,温度升高导致提质油总能量增幅大于系统总能量消耗,系统能量效率由

表2 单位混合原料(红橡木:HDPE=4:1)共热解耦合提质系统能耗及能量输出情况

热解温度/°C	能量输入		能量输出
	混合原料能量/(MJ·kg ⁻¹)	耗热总量/(MJ·kg ⁻¹)	耗电总量/(kWh·kg ⁻¹)
525		8.58	0.12
575		12.45	0.13
610	20.81	13.96	0.13
625		14.48	0.14
675		16.36	0.16

37.22%逐渐增加至最大值38.39%。675°C时下降为27.10%,这与过高温度的加剧热解油裂解,提质油产量降低、轻质气体中能量损失增加,同时增加热解耗能、气体压缩及重整制氢耗能等多方原因有关。610°C时提质油产量最高,在实现原料中碳的最大程度回收的同时系统能量效率最佳,故被选为最优反应温度。

2 全生命周期评价

使用GREET 2020软件构建LCA路径,定义1 MJ提质油为功能单位。本节中讨论的能源消耗包括传统化石能源和非化石能源。化石能源包括煤、石油和天然气等,非化石能源主要指可再生生物质能源。

2.1 系统边界

LCA方法关键要素包括研究系统边界、资源清单、排放清单以及处置方式。基于“切断方法”对系统边界进行划分,认为回收物不承担初次生产过程中造成的环境影响^[27]。塑料在系统末端利用以保证系统碳平衡。生物质与塑料共热解LCA系统框架、边界及组成见图3,涵盖了原料收集、预处理和装载、运输、研磨、共热解、加氢处理、冷凝分离、焦炭利用和轻质气体利用9个主要组成单元。设定红橡木残渣的收集率为20%。假设工厂每年运营350 d,收集区域为以炼油厂为中心的112.65 km半径范围内。假设红橡木运输前自然干燥,运输、储存和处理过程中生物质和HDPE的耗损均为2%。

2.2 清单分析

根据Aspen模拟结果、GREET数据库和现有文献,系统清单分析见表3。

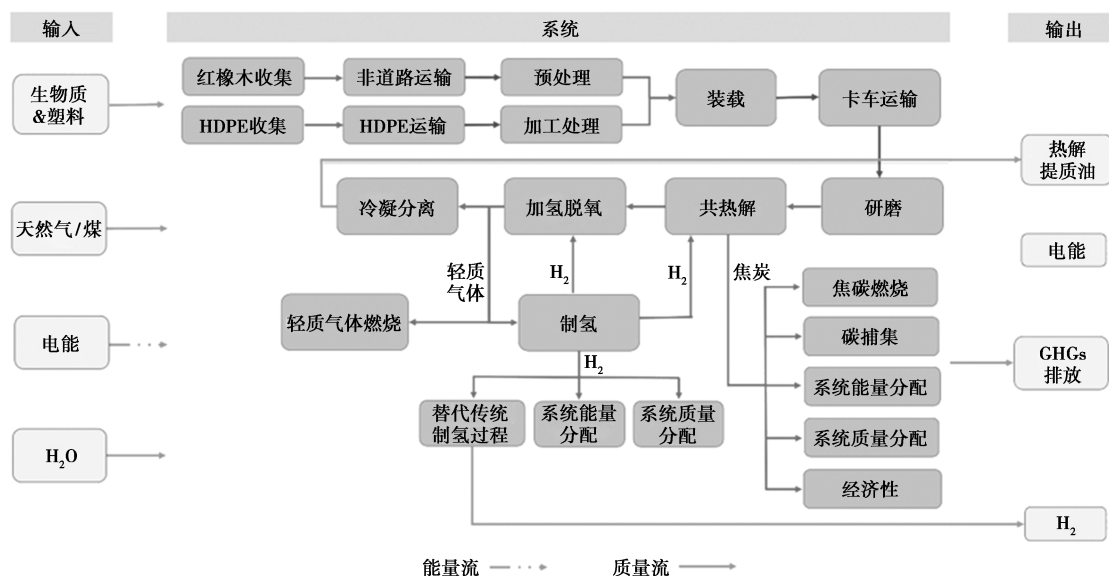


图 3 红橡木与 HDPE 共热解耦合提质系统 LCA 系统边界和流程

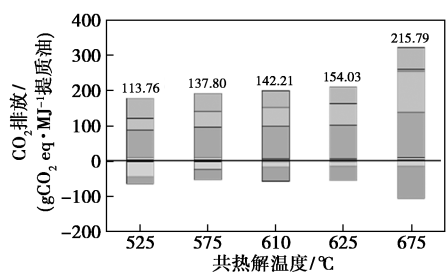
表 3 系统清单分析(以 610°C 下红橡木和 HDPE 共热解为例)

单元	能源	数量	技术
红橡木收集	柴油	0.30 MJ/kg 生物质	农用拖拉机(50%)、卡车(50%)
HDPE 收集	柴油	0.22 MJ/kg 废弃塑料	卡车(100%)
红橡木预处理	柴油	0.02 MJ/kg 生物质	破碎机(50%)、装载机(50%)
HDPE 预处理	柴油	0.03 MJ/kg 废弃塑料	压榨机(50%)、装载机(50%)
红橡木/HDPE 运输	柴油	燃油经济性(去):2.64 km/L 燃油经济性(回):3.90 km/L 距离:65.3 km 载荷:16 t	重型载货汽车(2%损失率)
生物质研磨	电能	0.32 MJ/kg 混合原料	中国电网
混合原料(红橡木:HDPE=4:1)共热解	煤	11.66 MJ/kg 混合原料	锅炉
	焦炭	2.63 MJ/kg 混合原料	锅炉
	电能(输出)	0.94 MJ/kg 混合原料	
	热解蒸汽(输出)	19.31 MJ/kg 混合原料	
轻质气体利用	CO	1.26 MJ/kg 混合原料	重整制氢
	CH ₄	0.78 MJ/kg 混合原料	
	C ₂ H ₄	1.11 MJ/kg 混合原料	
	C ₂ H ₆	0.38 MJ/kg 混合原料	
	C ₃ H ₈	6.38 MJ/kg 混合原料	
	煤	2.30 MJ/kg 混合原料	锅炉
	电能	163.64 MJ/kg 混合原料	中国电网
	预加氢处理蒸汽(输出)	13.76 MJ/kg 混合原料	
	氢气(输出)	4.35 MJ/kg 混合原料	
加氢提质	氢气	由重整制氢提供	加氢反应
	提质油(输出)	13.53 MJ/kg 混合原料	
塑料末端利用	HDPE	9.19 MJ/kg 混合原料	燃烧利用

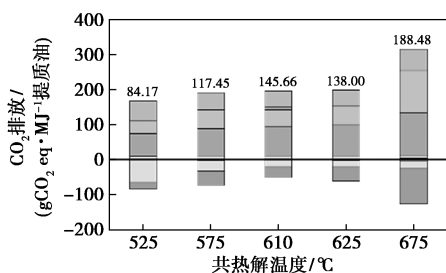
2.3 焦炭利用方式的影响

选定焦炭燃烧发电及轻质气体重整制氢提供系统内部耗氢,多余氢气输出以替代传统制氢作为基准方案。焦炭利用方式包括常见的燃烧发电、生物焦炭碳捕集,以及 GREET 模型中常见的副产物利用——系统能量分配、系统质量分配以及按照经济性进行分配。基于我国能源现状,由煤燃烧提供系统耗热,并以煤燃烧发电为主的中国电网提供系统电能消耗。系统对环境造成的所有排放均被转化为统一的二氧化碳当量进行计量比较。

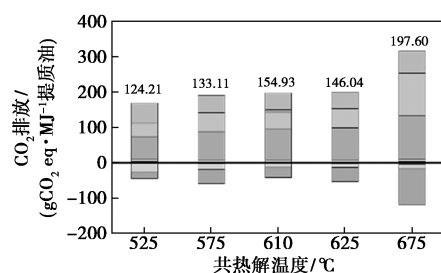
根据 GREET 数据库,每生产 1 MJ 传统柴油对外产生 15.34 g CO₂ eq GHGs 排放。中国集中式发电每生产 1 MJ 电能,产生 0.20 kg CO₂ eq GHGs 排放。每燃烧 1 MJ 煤,对外产生 94.78 g CO₂ eq GHGs 碳排放。在提质油制备的全生命周期中,轻质气体重整制氢、共热解和塑料利用为 GHGs 排放的主要单元,主要来源于传统化石能源的生产与利用。图 4 为系统 GHGs 排放柱形图,GHG_s 排放总量标注于图表上方,横坐标轴上方代表系统单元对外产生的 GHGs 排放量,下方代表副产物利用额外产生的减排回报。焦炭碳捕集时系统环境效益最佳,每生产 1 MJ 提质油可减少 18.46~63.93 g CO₂ eq GHGs 排放。除焦炭燃烧发电外,610℃ 下的 GHGs 排放量高于 575℃ 和 625℃。归因于提质油产率增加引起副产物相对回报减少,而焦炭燃烧则产生额外的碳排放。焦炭燃烧发电时每生产 1 MJ 提质油产生 12.42~43.07 g CO₂ eq 减排效应,能量转换导致质量变动引起的波动幅度减小。热解蒸汽低位热



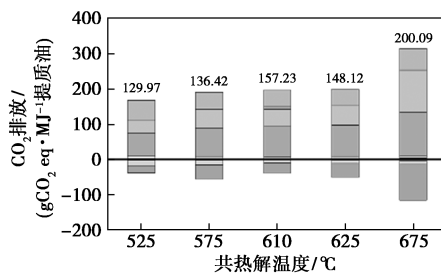
(a) 燃烧发电



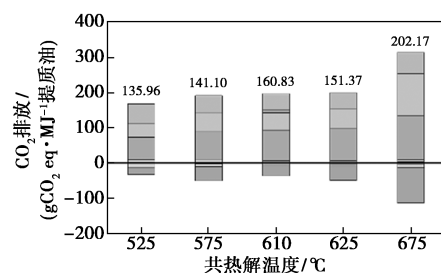
(b) 碳捕集



(c) 系统能量分配



(d) 系统质量分配



(e) 经济性

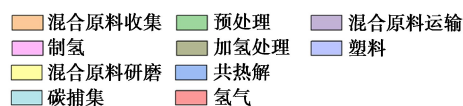


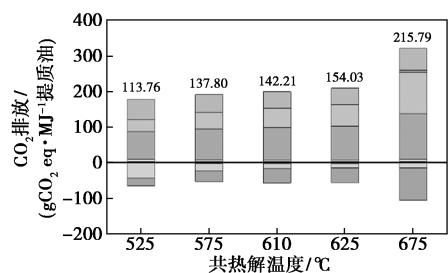
图 4 在不同焦炭利用技术下共热解耦合提质系统的 GHGs 排放

值(18.75~21.73 MJ/kg)比固体焦炭(27.5 MJ/kg)低,而其质量约为固体焦炭质量的 3~10 倍,故焦炭按照系统质量和能量分配利用时减排效果相对较差。按照提质油和生物焦炭市场价值,按照 0.06 经济分配系数分配,产生的经济性减排效果仍然微不足道。

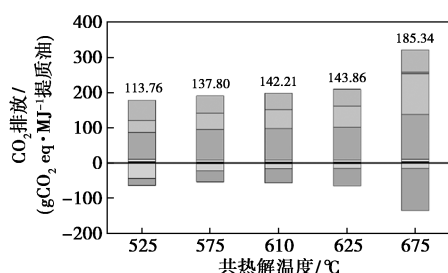
2.4 轻质气体利用方式的影响

轻质气体作为加氢过程氢气来源以及重要的副产物输出,其利用方式对系统 GHGs 排放的影响同样不可忽视^[12]。轻质气体利用方式分为 2 大类:一为重整制氢满足系统内氢气需求,多余部分对外输出,不足部分由工业天然气重整提供。包括:①替代传统工业天然气重整制氢过程;②按照系统能量分配方式利用;③按照系统质量分配方式利用。二为燃烧发电,由工业天然气重整提供系统氢气消耗。

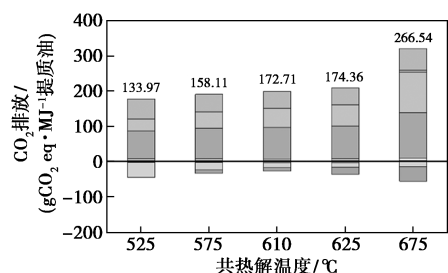
如图 5 所示,轻质气体燃烧、重整制氢按照系统能量分配及替代工业制氢利用方式下 GHGs 排放量十分接近。按系统质量分配利用下碳排放较高,归因于提质热解蒸汽产率远高于输出氢气产率。轻质气体燃烧利用时系统不含高耗能的制氢单元,525℃下较低的轻质气体产率和 610℃下较高的提质油产率导致 GHGs 排放总量较低,分别为 112.42 g CO₂ eq/MJ 提质油和 141.52 g CO₂ eq GHGs/MJ 提



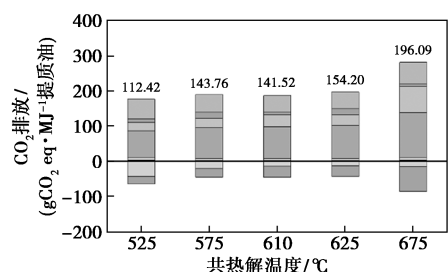
(a) 重整制氢替代传统工业制氢



(b) H₂ 系统能量分配



(c) H₂ 系统质量分配



(d) 燃烧发电

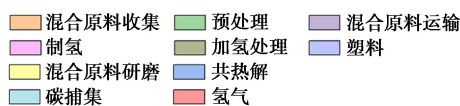


图 5 不同轻质气体利用技术下共热解耦合提质系统 GHGs 排放

质油。其他温度下轻质气体燃烧利用 GHGs 排放量较高,取决于气体燃烧排放及较低的能量转换效率。与替代传统工业制氢过程相比,由于氢气高能量密度值,按照系统能量分配获取的 GHGs 回报较高。轻质气体重整制氢因对传统高排放过程的替代也产生了较高的 GHGs 回报。

2.5 系统优化

综上,在焦炭碳捕集,轻质气体重整制氢按照系统能量分配利用时环境效益最优(暂不考虑轻质气体燃烧)。系统中主要 GHGs 排放来自于原料研磨耗功、热解过程耗能、塑料引起的碳排放和气体重整制氢单元耗能,不同单元 GHGs 排放与化石能源和电力能源消耗密切相关。中国现有电力结构和能源使用仍以传统化石能源为主。而在美国电网结构中,更加清洁的天然气燃烧发电占据最大比例。选用天然气替代传统煤为系统供能,同时优化电网结构,选用以天然气发电方式为主的电网结构供电,在最优副产物利用下对系统进行 LCA 分析。最终生物质与塑料共热解系统 GHGs 排放结果如图 6 所示。525℃时每生产 1 MJ 提质油仅产生排放 63.43 g CO₂ eq,较传统化石燃料降低了 30.51%。与基准方案下的 GHGs 排放量相比,不同热解温度下系统 GHGs 减排幅度分别为 44.25%、30.58%、24.89%、27.58%、35.76%。

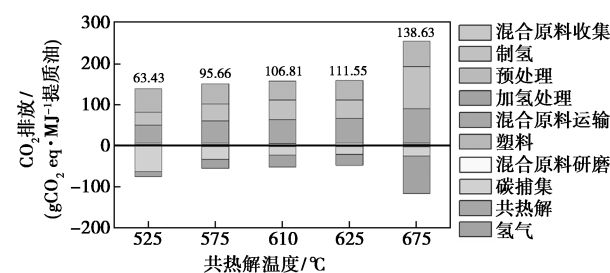


图 6 共热解耦合提质系统 GHGs 排放优化

3 结果与讨论

基于 Aspen Plus 建立红橡木与 HDPE 共热解耦合提质系统理想过程模型,通过敏感性分析方法评估反应温度对提质油产物分布、质量产量以及过程能耗的影响。得出,610℃下热解提质油质量产量和能量效率最高,分别为 44.77% 和 38.39%。675℃时轻质气体中过多的碳损失以及 525℃时不充分的热解反应,导致二者能量效率均较低。LCA 结果表明,焦炭碳捕集及轻质气体重整制氢按照系统能量分配利用时系统环境效益最优。610℃下基准方案

的碳排放量为 142.21 g CO₂ eq/MJ 提质油。通过优化副产物利用和供能方式,由天然气燃烧供热和以天然气发电方式为主的电网结构供电,610℃碳排放为 106.81 g CO₂ eq/MJ 提质油,较基准方案降低了 24.89%。此外,525℃下系统碳排放量最低,每生产 1 MJ 提质油仅产生排放 63.43 g CO₂ eq,较传统化石燃料降低了 30.51%。生物质与塑料共热解技术作为可为人类直接提供可利用生物油的有效途径,与编程结合实现过程简化并促进余热利用,可能会使该技术在未来实现有效节能减排和达到中国“3060”目标过程中发挥重要作用。

参考文献

- [1] 王陶,张志智,孙潇磊.炼化企业汽油及柴油生产阶段碳排放分析[J].现代化工,2020,40(S1):234-237,41.
- [2] 王永中.碳达峰、碳中和目标与中国的新能源革命[J].人民论坛·学术前沿,2021,222(14):88-96.
- [3] 邹才能,熊波,薛华庆,等.新能源在碳中和中的地位与作用[J].石油勘探与开发,2021,48(2):411-420.
- [4] Singh A, Basak P. Economic and environmental evaluation of rice straw processing technologies for energy generation; A case study of Punjab, India[J]. J Clean Prod, 2019, 212: 343-352.
- [5] Si S, Linwei M, Geng K, et al. Development strategy of biomass economy in China [J]. Chinese Journal of Engineering Science, 2021, 23(1): 133-140.
- [6] Tran Q K, Le M L, Ly H V, et al. Fast pyrolysis of pitch pine biomass in a bubbling fluidized-bed reactor for bio-oil production[J]. Journal of Industrial and Engineering Chemistry, 2021, 98: 168-179.
- [7] Kumar J H A K, Kannan T T M. Recycling of plastic waste into fuel by pyrolysis-A review[J]. Materials Today: Proceedings, 2021, 37: 3718-3720.
- [8] Wang Z, Burra K G, Lei T, et al. Co-pyrolysis of waste plastic and solid biomass for synergistic production of biofuels and chemicals-A review[J]. Progress in Energy and Combustion Science, 2021, 84: 100899.
- [9] Ryu H W, Kim D H, Jae J, et al. Recent advances in catalytic co-pyrolysis of biomass and plastic waste for the production of petroleum-like hydrocarbons[J]. Bioresour Technol, 2020, 310: 123473.
- [10] OECD. Global Plastics Outlook[R]. OECD, 2022.
- [11] Ibarra P, Rong B G. A review of the current state of biofuels production from lignocellulosic biomass using thermochemical conversion routes[J]. Chinese Journal of Chemical Engineering, 2019, 27(7): 1523-1535.
- [12] Maleche E, Glaser R, Marker T, et al. A preliminary life cycle assessment of biofuels produced by the IH2 process [J]. Environmental Progress & Sustainable Energy, 2014, 33(1): 322-329.
- [13] Wingobi O, Zhou W, Kulas D, et al. Production of hydrocarbon fuel using two-step torrefaction and fast pyrolysis of pine. Part 2: Life-cycle carbon footprint[J]. ACS Sustainable Chemistry & Engineering, 2017, 5(6): 4541-4551.
- [14] Han D, Yang X, Li R, et al. Environmental impact comparison of typical and resource-efficient biomass fast pyrolysis systems based on LCA and Aspen Plus simulation[J]. J Clean Prod, 2019, 231: 254-267.
- [15] Mo W, Xiong Z, Leong H, et al. Processes simulation and environmental evaluation of biofuel production via Co-pyrolysis of tropical agricultural waste[J]. Energy, 2022, 242: 123016.
- [16] Zhao X, You F. Consequential life cycle assessment and optimization of high-density polyethylene plastic waste chemical recycling[J]. ACS Sustainable Chemistry & Engineering, 2021, 9(36): 12167-12184.
- [17] Antelava A, Damiloss S, Hafeez S, et al. Plastic solid waste (PSW) in the context of life cycle assessment (LCA) and sustainable management[J]. Environ Manage, 2019, 64(2): 230-244.
- [18] Abomohra A E F, Sheikh H M A, El A H, et al. Microwave vacuum co-pyrolysis of waste plastic and seaweeds for enhanced crude bio-oil recovery: Experimental and feasibility study towards industrialization [J]. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2021, 149: 111335.
- [19] 方书起,蒋璐瑶,李攀,等.预处理生物质催化热解制取生物油的研究进展[J].现代化工,2020,40(4):41-45,50.
- [20] Luo H, Wang X, Liu X, et al. A review on CFD simulation of biomass pyrolysis in fluidized bed reactors with emphasis on particle-scale models[J]. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 2022, 162: 105433.
- [21] Jin Q, Wang X, Li S, et al. Synergistic effects during co-pyrolysis of biomass and plastic: Gas, tar, soot, char products and thermogravimetric study [J]. Journal of the Energy Institute, 2019: S1743967117307122.
- [22] Gin A W, Hassan H, Ahmad M A, et al. Recent progress on catalytic co-pyrolysis of plastic waste and lignocellulosic biomass to liquid fuel: The influence of technical and reaction kinetic parameters[J]. Arabian Journal of Chemistry, 2021, 14(4): 103035.
- [23] Xue Y, Zhou S, Brown R C, et al. Fast pyrolysis of biomass and waste plastic in a fluidized bed reactor[J]. Fuel, 2015, 156: 40-46.
- [24] Chen W, Lu J, Zhang C, et al. Aromatic hydrocarbons production and synergistic effect of plastics and biomass via one-pot catalytic co-hydrolysis on HZSM-5[J]. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 2020, 147: 104800.
- [25] Yuan H, Fan H, Shan R, et al. Study of synergistic effects during co-pyrolysis of cellulose and high-density polyethylene at various ratios [J]. Energy Conversion and Management, 2018, 157: 517-526.
- [26] Andrei M, Thollander P, Pierre I, et al. Decarbonization of industry: Guidelines towards a harmonized energy efficiency policy program impact evaluation methodology [J]. Energy Reports, 2021, 7: 1385-1395.
- [27] Frischknecht R. LCI modelling approaches applied on recycling of materials in view of environmental sustainability, risk perception and eco-efficiency[J]. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2010, 15(7): 666-671. ■