文章编号：1008－8857(2025)03－0177－10 **DOI**: 10.13259/j.cnki.eri.2025.03.007

厨余垃圾厌氧消化沼渣与物流垃圾混合燃烧过程气体污染物排放特性研究

陈 翀[1]，郑晓园[2]

（1. 上海市城市建设设计研究总院(集团)有限公司，上海 200125；2. 上海理工大学 能源与动力工程学院，上海 200093）

摘 要：焚烧是实现城市有机固废减容减量的有效途径。厨余垃圾厌氧消化产生的沼渣水分和灰分含量高，热值低，易出现燃烧不稳定及结焦结渣问题；而物流垃圾中纸板和聚乙烯具有高热值、低灰分特征，与沼渣混合燃烧有望改善其燃烧特性，但需关注混合燃烧过程中 HCl、NO 和 SO_2 等气体污染物的排放规律。考察了燃烧温度、纸板和聚乙烯质量分数对燃烧过程中 HCl、NO 和 SO_2 排放特性的影响。结果表明：较高的燃烧温度会促进 HCl 和 SO_2 释放，但会使 NO 浓度降低。混合燃烧过程中存在的交互作用会促进 HCl 排放；添加聚乙烯会促进 NO 和 SO_2 等气态污染物生成。工程实践中应注意控制聚乙烯掺烧比例。研究结果可为沼渣和物流垃圾的清洁协同焚烧提供理论参考。

关键词：聚乙烯；纸板；交互作用；HCl；NO；SO_2

中图分类号：TK6；X78 **文献标志码**：A

Gaseous pollutants emission characteristics during the co-combustion of food waste-derived anerobic digestates and waste logistics packaging

CHEN Chong[1], ZHENG Xiaoyuan[2]

(1. Shanghai Urban Construction Design & Research Institute (Group) Co., Ltd., Shanghai 200125, China; 2. School of Energy and Power Engineering, University of Shanghai for Science and Technology, Shanghai 200093, China)

Abstract: Incineration is a promising way for the volume reduction of municipal organic waste. Food waste-derived anaerobic digestate (AD) contains high moisture, abundant ash, and low calorific value, unstable combustion and severe slagging and fouling always occur during combustion. Co-combustion of AD with high-calorific value and low-ash cardboard (CB) and polyethylene (PE) from waste logistics packaging can improve its combustion performance

收稿日期：2025－07－22

第一作者：陈翀(1985—)，男，博士研究生，高级工程师。研究方向：有机固废热化学转化技术开发与市政工程设计。E-mail：chenchong@sucdri.com

effectively. However, the gaseous pollutants emission characteristics such as HCl, NO_x, and SO_2 are crucial for their clean incineration. The influence of combustion temperature, CB blending ratio, and PE blending ratio on the gaseous pollutants emissions during the combustion process was examined. Results indicate that higher combustion temperature enhances the emissions of HCl and SO_2 while it reduces NO emission. The co-combustion process of AD, CB, and PE releases more HCl due to the interaction. Adding PE favors the formation of gaseous pollutants such as NO and SO_2. It is critical to control PE blending ratio in the practical project. This work can provide a theoretical reference for the clean co-incineration of AD and waste logistics packaging.

Keywords: polyethylene; cardboard; interaction; HCl; NO; SO_2

我国从 2019 年开始推行垃圾强制分类后，厨余垃圾分出量急剧增加。2021 年，厨余垃圾分出量达 1.27 亿 t[1]。厌氧消化因有机负荷高、占地少、周期短、环境影响小等优点，逐渐成为厨余垃圾的主要处理方式[2]。但厌氧消化通常会产生 20% ～ 47%(质量分数)的沼渣(AD)，其主要由矿物质、微生物、碳水化合物、脂质和蛋白质组成[3]。沼渣水分和灰分含量高[4]，热值低，燃烧特性差，燃烧过程中易结渣[5]。目前，沼渣可与生活垃圾进行掺烧处置[6]。

随着互联网和电子商务的快速发展，快递服务业每年增长速度超过 20%[7]，同时产生了大量的快递物流垃圾。据统计，2022 年快递物流垃圾产生量达到 2 000 万 t[8]，其中瓦楞纸板(CB)(简称纸板)和塑料袋是其主要成分，质量分数分别为 46.5% 和 30.4%，而塑料包装以聚乙烯(PE)为主[9]。大约质量分数为 80% ～ 90% 的纸板和 2% 的塑料包装被回收再利用，剩余部分则与城市生活垃圾掺烧或进入垃圾填埋场[9]。一般而言，PE 热值高，受热易熔融，从而影响燃烧设备的稳定和安全运行[10]。

因减容减量效果显著、污染物控制技术成熟，焚烧是城市有机固废的有效处置手段[1, 11]。研究表明混合燃烧是改善燃料燃烧特性的有效途径[5, 12–13]。聚丙烯通过促进脱挥发分改善了生物质综合燃烧特性，并降低了燃烧反应活化能[14]。聚丙烯和聚乙烯通过强化着火和燃尽可改善印染污泥的燃烧特性[15]。同时，污水污泥中 Fe 和 Ca 组分可以抑制煤燃烧过程中 NO_x 释放[16]，尤其在污水污泥和玉米秸秆混合燃烧的脱挥发分阶段具有强烈的协同效应，从而降低 40%(体积分数)的 NO 排放[17]。而且，污水污泥中含 Ca 组分在与水煤浆混合燃烧过程中还可以有效降低 SO_2 排放[18]。然而，由于沼渣、纸板和聚乙烯理化特性差异大，燃烧过程中污染物排放特性不同。因此，有必要研究燃烧温度、纸板和聚乙烯质量分数对混合燃烧过程中 HCl、NO_x 和 SO_2 等气态污染物排放规律的影响，为清洁、高效、协同焚烧提供理论参考。

1 研究方法

1.1 实验原料

沼渣取自上海市某生态环保基地，纸板和聚乙烯通过淘宝网购。样品理化特性如表 1 所示，其中：$\omega(C_d)$、$\omega(H_d)$、$\omega(S_d)$、$\omega(O_d)$、$\omega(Cl_d)$分别为干燥基碳、氢、硫、氧、氯质量分数；$\omega(A_d)$、$\omega(VM_d)$、$\omega(FC_d)$分别为干燥基灰分、挥发分、固定碳质量分数。

氯质量分数参照 GB/T 30729—2014《固体生物质燃料中氯的测定方法》分析得到。氧质量分数和固定碳质量分数通过差减法计算得到。采用马弗炉 550 ℃ 低温灰化方法获得沼渣和纸板灰样品，并利用 PANalytical Axios X 射线荧光光谱仪(XRF)分析灰的化学组成，结果如表 2 所示。实验前将 3 种原料于 105 ℃ 鼓风干燥箱内烘干至恒重，并研磨筛分至 60 ～ 200 目后，保存于密封袋内备用。

1.2 混合燃烧过程中气体污染物分析方法

1.2.1 HCl

图 1 为沼渣、纸板和聚乙烯燃烧实验装置，

表 1　样品理化特性分析

Tab. 1　Fundamental properties of samples

样品	元素分析					工业分析			$\omega(M_{ar})$/%	$\omega(Cl_d)$/(mg·g^{-1})	低位热值/(MJ·kg^{-1})
	$\omega(C_d)$/%	$\omega(H_d)$/%	$\omega(N_d)$/%	$\omega(S_d)$/%	$\omega(O_d)$/%	$\omega(A_d)$/%	$\omega(VM_d)$/%	$\omega(FC_d)$/%			
沼渣	26.27	2.61	2.59	0.42	20.08	48.04	46.72	5.25	69.99	4.828	7.41
纸板	41.82	4.30	0.63	0.94	39.74	12.56	75.87	11.57	24.37	1.366	14.30
聚乙烯	86.11	10.47	0.59	2.81	0.02		99.99	0.01	0.03	0.384	43.55

表 2　沼渣和纸板组成

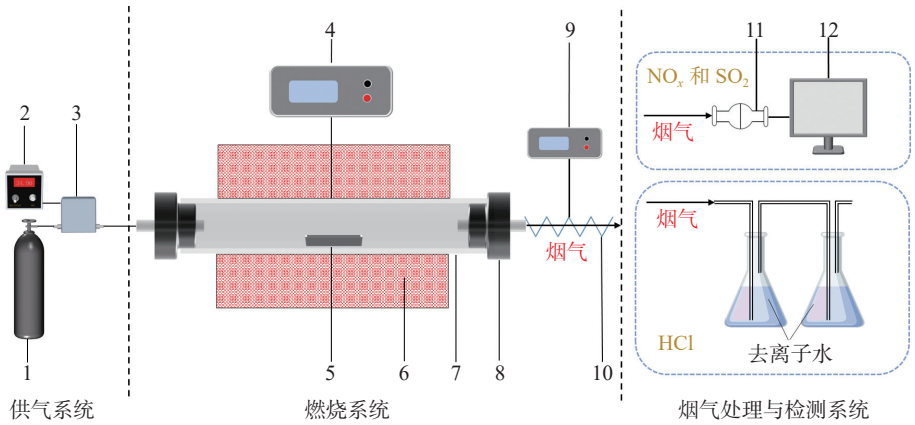
Tab. 2　Ash chemical composition from anaerobic digestate and cardboard

成分	质量分数/%	
	沼渣	纸板
Na_2O	2.64	1.49
MgO	1.50	3.48
Al_2O_3	6.80	11.35
SiO_2	8.53	17.64
P_2O_5	11.53	0.43
SO_3	2.70	1.74
K_2O	1.35	0.52
CaO	60.92	58.91
TiO_2	0.16	1.34
Fe_2O_3	2.39	2.65

主要包括供气系统、燃烧系统以及烟气处理与检测系统。燃烧系统由管式炉和石英管组成，其中石英管两端用法兰密封，空气从石英管左端流入。烟气处理与检测系统由吸收液和电位滴定仪(ZDJ−4B)构成。烟气中 HCl 经去离子水吸收后由电位滴定仪测得吸收液中氯离子浓度。

燃烧实验前，沼渣、纸板和聚乙烯按一定的质量比混合均匀，混合样品序号为 *x*−*y*−*z*，且 *x*+*y*+*z*=1。例如样品 0.5−0.3−0.2，代表混合样品中沼渣、纸板和聚乙烯质量分数分别为 50%、30% 和 20%。

燃烧实验时，先将管式炉加热至目标温度(800、850、900 和 950 ℃)，并通入空气吹扫 5 min，空气流量设置为 1.5 L/mL。称取 0.5 g 样品，均匀平铺在瓷舟内，然后将瓷舟置于石英管左侧预热 15 min 后，迅速推入管式炉中心恒温段进行加热，并恒温燃烧 15 min。燃烧烟气先后通过 2 个锥形瓶，瓶内去离子水容量分别为 100、50 mL，从而确保 HCl 被完全吸收。为防止烟气出口管路中 HCl 和水蒸气冷凝，通过电



1−高纯空气气瓶；2−流量控制仪；3−质量流量计；4−PID 温控仪；5−瓷舟；6−电加热炉；7−石英管；8−法兰；9−电加热带温控仪；10−电加热带；11−玻璃砂芯滤球；12−烟气分析仪。

图 1　燃烧实验系统示意图

Fig. 1　Schematic diagram of combustion system

加热带保温管路，将保温温度设置为 120 ℃。待反应结束后，将吸收液定容至 200 mL，并采用浓度 C 为 0.014 11 mmol/mL 的硝酸银标准溶液进行滴定。燃烧过程中 HCl 排放量和 Cl 转化率计算式分别为

$$Q_{\mathrm{HCl,e}}=\frac{(V-V_0)\times C\times M_{\mathrm{Cl}}}{m} \tag{1}$$

$$\eta=\frac{Q_{\mathrm{HCl,e}}}{\omega(\mathrm{Cl_d})}\times 100\% \tag{2}$$

式中：$Q_{\mathrm{HCl,e}}$为燃烧过程中 HCl 排放量，mg/g；η为原料中 Cl 转化率，%；V、V_0 分别为滴定终点和校准终点的硝酸银标准溶液消耗量，mL；M_{Cl}为 Cl 的摩尔质量，值为 0.03 545 mg/mol；m为燃烧实验所用样品质量，g。

1.2.2 NO_x 和 SO_2

检测烟气中 NO_x 和 SO_2 的实验系统主要由过滤器和烟气分析仪组成，其中烟气分析仪为德国 MRU 公司生产的 MGA 5。本节燃烧实验步骤与 HCl 分析过程的相似。燃烧烟气经玻璃砂芯滤球过滤和无水氧化钙脱水后进入烟气分析仪，其采样间隔设置为 1 s。通过式(3)和式(4)计算 NO、SO_2 排放量以及样品中 N 或 S 转化率[5, 12]。

$$Q_j=\frac{\int_0^t C_{j,t}V_t\mathrm{d}t}{60\,000\times m} \tag{3}$$

$$\eta_k=\frac{A_k\times Q_j}{1\,000\times M_j\times\omega_k} \tag{4}$$

式中：t为燃烧时间，s；Q_j 为 NO 或 SO_2 排放量，mg/g；$C_{j,t}$为 t 时刻 NO 或 SO_2 质量浓度，mg/m^3；V_t为 t 时刻进入烟气分析仪的烟气流量，值为 1.0 L/min；η_k 为 N 或 S 转化率，%；A_k为 N 或 S 相对分子质量，A_{N}=14，A_{S}=32；M_j 为 NO 或 SO_2 相对分子质量，M_{NO}=30，M_{SO_2}=64; ω_k为样品中 N 或 S 质量分数，%；下标 j 代表 NO 或 SO_2；k 代表 N 或 S 元素。

1.3 混合燃烧过程中交互作用

根据气态污染物理论排放量和实际排放量之间的相对偏差，可以评价混合燃烧过程中的交互作用对气态污染物排放的影响。其中，气态污染物理论排放量计算式为

$$Q_{i,\mathrm{c}}=xQ_{i,\mathrm{AD,e}}+yQ_{i,\mathrm{CB,e}}+zQ_{i,\mathrm{PE,e}} \tag{5}$$

式中：$Q_{i,\mathrm{c}}$ 为混合燃烧过程中气态污染物 i 理论排放量，mg/g；下标 i 代表 HCl、NO 或 SO_2；$Q_{i,\mathrm{AD,e}}$、$Q_{i,\mathrm{CB,e}}$和$Q_{i,\mathrm{PE,e}}$分别为沼渣、纸板和聚乙烯单独燃烧过程中气态污染物实际排放量，mg/g。

2 结果与讨论

2.1 燃烧过程中 HCl 排放特性

通常在燃烧过程中有机氯先释放。当燃烧温度低于 400 ℃ 时，大多数有机氯以 HCl 形式释放，而无机氯释放所需温度更高，一般从 700 ℃ 开始[5, 19]。图 2 为燃烧温度对 HCl 排放量和 Cl 转化率的影响。沼渣中 Cl 含量高达 4.83 mg/g，主要以可溶性的氯化物形式存在[6]。随着燃烧温度从 800 ℃ 升至 950 ℃，HCl 排放量从 0.20 mg/g 增至 0.59 mg/g。表 2 中显示沼渣中钙含量较高，且主要以 $CaCO_3$ 形式存在[20]。燃烧过程中，氯释放主要发生在 250 ～ 350 ℃ 范围内，而 $CaCO_3$ 在 700 ℃ 时开始缓慢分解。当燃烧温度超过 800 ℃，石灰石固氯反应向左侧移动，一些不稳定的固氯产物开始热分解[21]，导致 HCl 释放量增加。如表 2 所示，纸板中虽然钙含量较高，但灰分含量较低，固氯能力较弱。燃烧过程中纸板 HCl 排放规律与聚乙烯的相似。通常，纯聚乙烯不含 Cl 元素[22]。聚乙烯中少量氯(0.38 mg/g)可能源于生产过程的添加剂。随着燃烧温度升高，HCl 排放量上升，这与含塑料废衍生燃料流化床燃烧研究结果相吻合[23]。如图 2(b)所示，虽然聚乙烯 Cl 含量相对较低，但其转化率明显高于沼渣的。

图 3 为纸板和聚乙烯质量分数对 HCl 排放量和 Cl 转化率的影响，其中：$Q_{\mathrm{HCl,e}}$、$Q_{\mathrm{HCl,c}}$分别为燃烧过程中 HCl 排放量的实际值和理论值。燃烧过程中 HCl 排放量的实际值均大于理论值，说明混合燃烧促进了 HCl 释放。如图 3(a)所示，随着纸板质量分数的提高，Cl 转化率先升后降，且纸板热值较高，导致燃烧温度升高，而局部燃烧温度过高会引起固氯产物分解[21]。如图 3(b)所示，添加聚乙烯后，混合燃烧过程中 Cl 转化率提高，但随着聚乙烯质量分数上升，Cl 转化率呈 “U” 型变化，即先降后升。

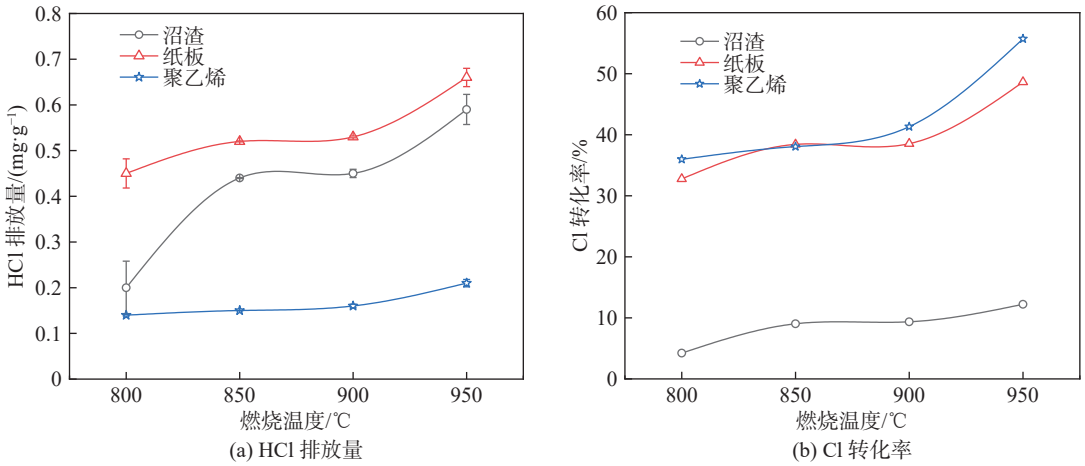


图 2　燃烧温度对 HCl 排放量和 Cl 转化率的影响

Fig. 2　Influence of combustion temperature on HCl emission amount and Cl conversion rate

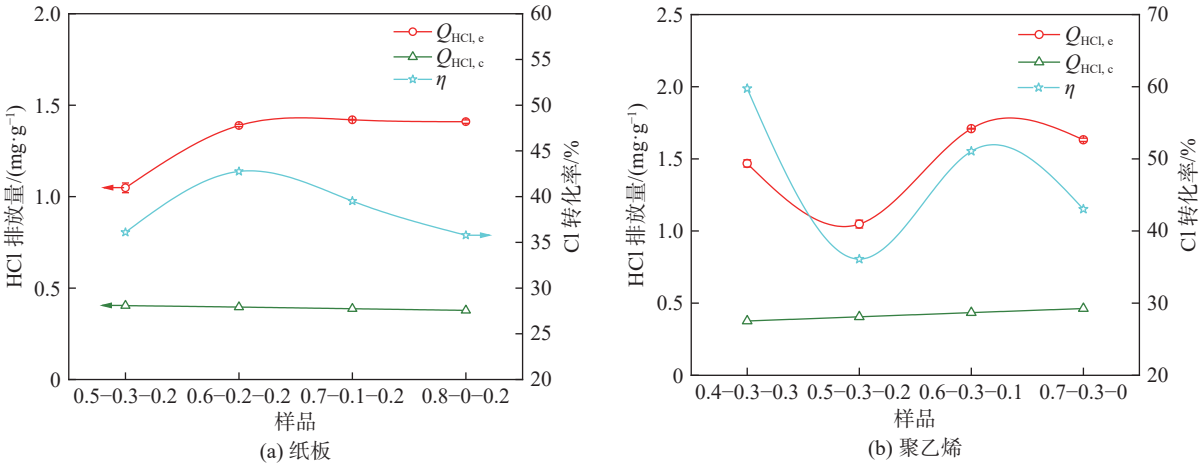


图 3　纸板和聚乙烯质量分数对燃烧过程中 HCl 排放量和 Cl 转化率的影响

Fig. 3　Influence of CB and PE mass fraction on HCl emission amount and Cl conversion rate in the co-combustion process

当聚乙烯质量分数为 10% 时，HCl 排放量从 1.63 mg/g 略升至 1.71 mg/g；当质量分数达到 20% 时，HCl 排放量降至 1.05 mg/g；当聚乙烯质量分数继续增至 30% 时，HCl 排放量则再次升高。沼渣和纸板中的大量碱土金属能抑制 HCl 生成[24]。聚乙烯和稻壳混合燃烧时，聚乙烯也可以降低 HCl 排放[25]。因此，当沼渣、纸板和聚乙烯质量比为 5:3:2 时，HCl 排放量最低，为 1.05 mg/g。

2.2　燃烧过程中 NO 排放特性

通常燃烧过程中产生的 NO_x 可以分为热力型、燃料型和快速型。燃烧实验最高温度为 950 ℃，因此可以忽略热力型 NO_x[26]。另外，实验条件下快速型 NO_x 生成量极小，因此同样可以忽略[27]。烟气分析结果表明，NO 在 NO_x 中占比大于 90%。因此，后续的分析与讨论主要关注燃料型 NO 排放规律。图 4 为燃烧温度对 NO 排放量和 N 转化率的影响。较高的燃烧温度导致沼渣加热速率增加，挥发分释放过程加速，氧气消耗速度加快，从而产生局部还原性气氛，抑制了挥发性氮氧化。因此，如图 4(a)所示，当燃烧温度从 800 ℃ 升至 950 ℃ 时，NO 排放量从 1.63 mg/g 骤降至 0.77 mg/g。在 850 ℃ 时，纸板 NO 排放量最高；之后随着燃烧温度继续升

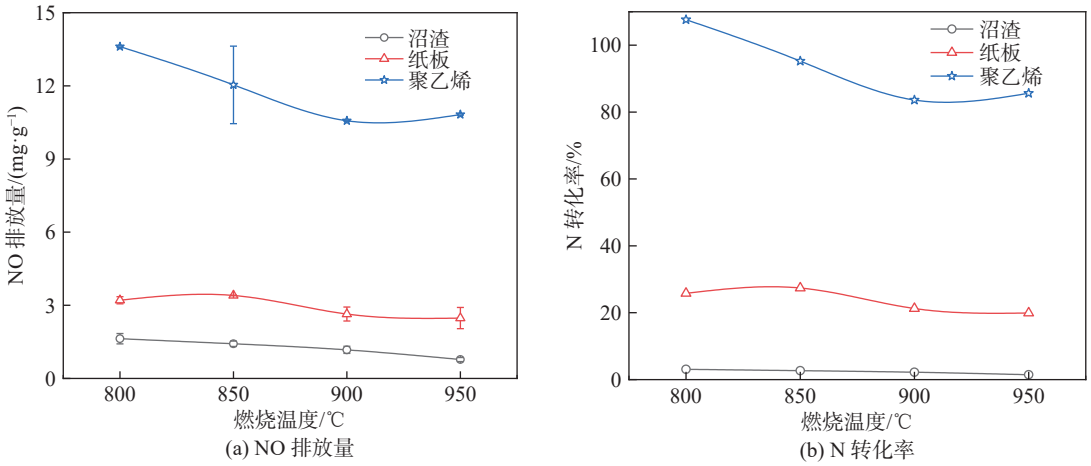


图 4 燃烧温度对 NO 排放量和 N 转化率的影响

Fig. 4 Influence of combustion temperature on NO emission amount and N conversion rate

高，NO 排放量逐渐下降。纸板中氮主要以蛋白质和氨基酸等有机氮形式存在[28]，它们在燃烧过程中极易发生热分解或氧化反应，形成 NH_3、HCN 和 CNO 等含氮中间体，而这些中间体会与氧气进一步反应生成 NO[29]。但随着燃烧温度升高，纸板在高温分解过程中会产生 H_2 和 CO 等还原性气体，从而抑制含氮中间体氧化[30]，导致 NO 排放量降低。如图 4(b)所示，纸板燃烧过程中 N 转化率介于 19.9% ～ 27.4% 之间。聚乙烯燃烧过程中 N 转化率和 NO 排放量均较高；在 800 ℃ 时，N 转化率超过 100%；之后，随着燃烧温度上升，NO 排放量和 N 转化率均下降。燃烧温度上升导致反应速率加快，增加了氧气消耗速度，导致极易出现供氧不足的情况。此时会形成 NH_3 和 HCN 等中间体，导致 NO 产生量减少[31]。

图 5 为燃烧温度为 850 ℃ 时纸板和聚乙烯质量分数对 NO 排放量和 N 转化率的影响，其中 $Q_{NO,e}$、$Q_{NO,c}$ 分别为燃烧过程中 NO 排放量的实际值和理论值。随着纸板质量分数上升，NO 排放量先降低；当纸板质量分数为 10% 时，NO 排放量逐渐增加。对比图 5 中 NO 排放量的理论值和实际值可知，混合燃烧促进了 NO 生成。随着纸板质量分数上升，燃烧过程中 NO 排放量与 N 转化率先降后升。这与沼渣中金属氧化物催化有机氮转化为 NH_3 和 HCN 等气态含氮化合物有关[32]。当纸板质量分数为 10% 时，金属氧化物的催化作用导致 N 转化率降低；但纸板添加量增加会降低混合物中沼渣质量分数，从而削弱金属氧化物的催化作用，导致 N 转化率升高。如图 5(b)所示，随着聚乙烯质量分数上升，N 转化率逐渐升高。由于聚乙烯热值高，燃烧释放的热量导致局部火焰温度提高，促使 N 中间体被氧化为 NO[31]；同时，聚乙烯添加量增加削弱了沼渣中金属氧化物对有机氮的催化作用[32]。前述两种机制的共同作用促使 N 更多地转化为 NO。

2.3 燃烧过程中 SO_2 排放特性

燃烧过程中 SO_2 生成与有机硫/无机硫的氧化和硫酸盐的热分解有关[33]。通常，随着温度升高，有机硫先氧化，之后发生无机硫氧化和硫酸盐热分解[18]。图 6 为沼渣、纸板和聚乙烯单独燃烧过程中 SO_2 排放量和 S 转化率。沼渣中硫元素主要以有机硫、硫酸盐和黄铁矿等形式存在，SO_2 主要来自有机硫和黄铁矿的氧化[18]。造纸工艺中常用 $CaCO_3$ 作为填料来提高纸制品亮度、不透明度[34]。$CaCO_3$ 填料在高温作用下易分解为 CaO，从而有效抑制燃烧过程中 SO_2 释放[35]。无机 Ca 化合物最佳固硫温度范围为 850～900 ℃[36]，因为在低温时其反应活性较低，而温度升高会发生硫酸盐烧结和自分解。因此，随着燃烧温度升高，SO_2 排放量先下降后上升。此外，$CaSO_4$ 在 CaO 表面沉积，抑制了 CaO 的脱硫作用。燃烧时，沼渣和纸板中 S 转化率

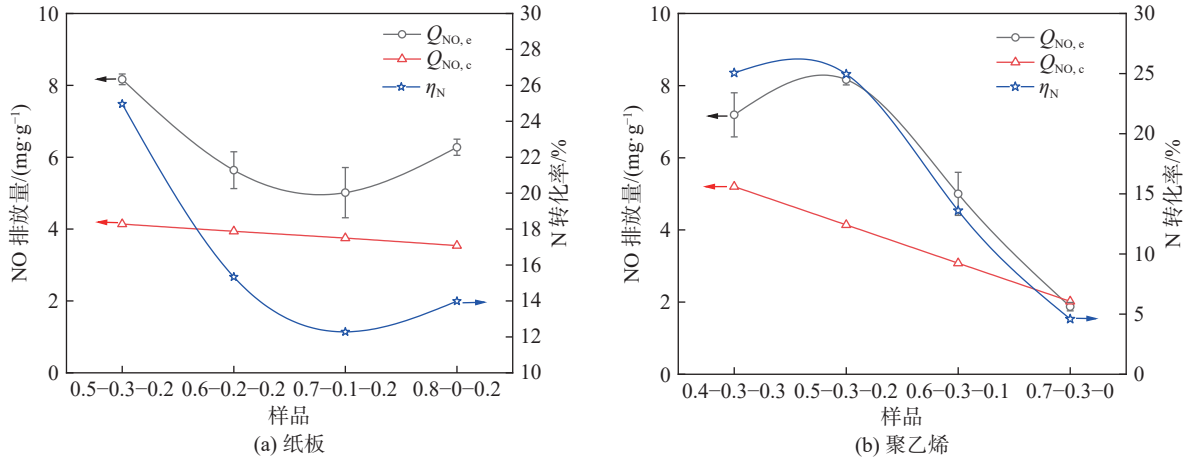


图 5　纸板和聚乙烯质量分数对 NO 排放量和 N 转化率的影响

Fig. 5　Influence of CB and PE mass fraction on NO emission amount and N conversion rate in the co-combustion process

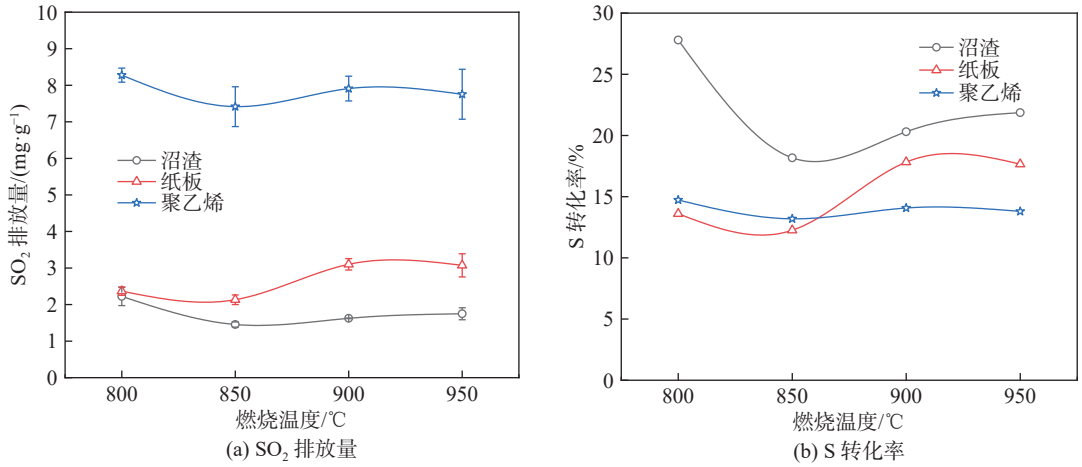


图 6　燃烧温度对 SO_2 排放量和 S 转化率的影响

Fig. 6　Influence of combustion temperature on HCl emission amount and Cl conversion rate

分别为 18.1% ～ 27.8% 和 12.3% ～ 17.8%。如图 6(a)所示，聚乙烯燃烧过程中 SO_2 排放量在 7.42 ～ 8.28 mg/g 范围内波动；对应地，图 6(b)中 S 转化率在 13.19% ～ 14.72% 范围内小幅波动。总体而言，随着燃烧温度升高，SO_2 排放量略有增加。

图 7 为纸板和聚乙烯质量分数对 SO_2 排放量和 S 转化率的影响。由图 7(a)可知，随着纸板质量分数上升，SO_2 排放量先缓慢降低；当纸板质量分数超过 20% 时，SO_2 排放量骤升。由于纸板热值较高，纸板添加量增加会促使燃烧温度上升，加快化学反应速度，强化固硫反应；但燃烧温度过高会导致 SO_2 释放过快，其与 CaO 接触时间缩短，固硫反应不充分，导致 SO_2 释放增加[37]。图 7(b)为聚乙烯质量分数对混合燃烧过程中 SO_2 排放规律的影响。随着聚乙烯质量分数增加，SO_2 排放量先升后降。首先，燃烧时聚乙烯的挥发分迅速释放，快速消耗氧气，形成局部缺氧气氛，导致硫不完全燃烧，形成 H_2S 和 COS 等中间产物，抑制 SO_2 排放[38]。同时，由于沼渣中碱土金属氧化物具有固硫作用[37]，聚乙烯质量分数上升造成混合物中沼渣减少，弱化了固硫作用，导致 SO_2 排放增加。当沼渣、纸板和聚乙烯质量比为 6:2:2 和 7:3:0 时，SO_2 排

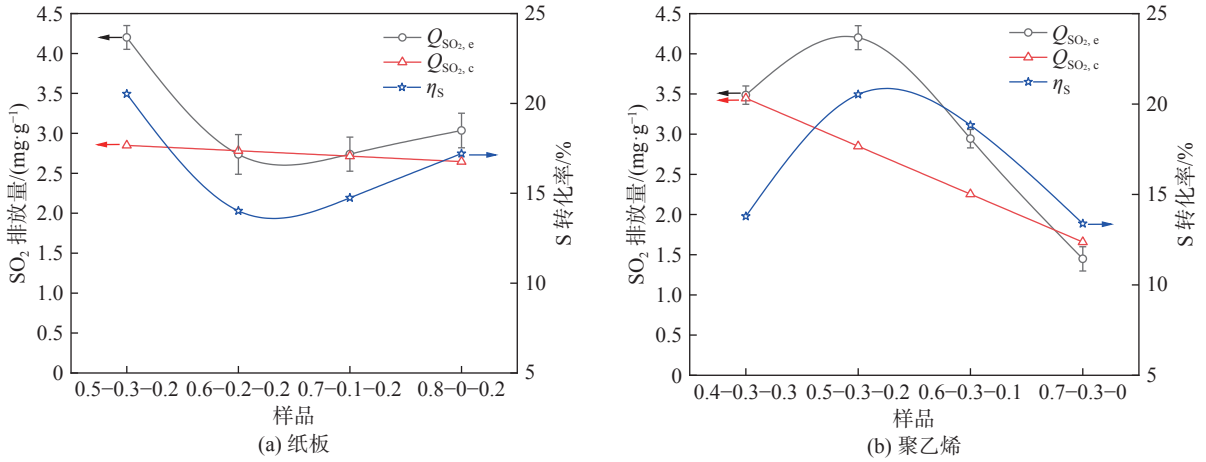


图 7 纸板和聚乙烯质量分数对 SO_2 排放量和 S 转化率的影响

Fig. 7 Influence of CB and PE mass fraction on SO_2 emission amount and S conversion rate in the co-combustion process

放量的实际值低于理论值，表明混合燃烧过程抑制了 SO_2 排放。

3 结论

沼渣与物流垃圾混合燃烧过程中气态污染物排放特性的研究结果表明，燃烧温度升高促进了 HCl 和 SO_2 生成。这主要归因于过高的燃烧温度导致固氯/硫产物分解，削弱了 CaO 等碱土金属氧化物对酸性气体的固定作用。随着燃烧温度升高，NO 排放量逐渐下降，较高的燃烧温度导致加热速率提高，促进了挥发分析出，快速消耗氧气，形成局部缺氧氛围，使 N 转化为 NH_3、HCN 等中间体。

混合燃烧时，纸板和聚乙烯热值高，导致局部燃烧温度高，不利于碱土金属氧化物固氯，促进了 HCl 排放。当沼渣、纸板和聚乙烯质量比为 7:3:0 时，NO 和 SO_2 排放量的实际值低于理论值，说明添加聚乙烯会促进气态污染物生成，工程实践中应注意控制聚乙烯掺烧比例。

参考文献：

[1] 邹骑鸿, 余昭胜, 韦琛, 等. 厨余沼渣与城市生活垃圾混合燃烧过程的灰熔融特性 [J]. 环境工程, 2023, 41(5)：69－74, 178.

[2] JIN C X, SUN S Q, YANG D H, et al. Anaerobic digestion: an alternative resource treatment option for food waste in China[J]. Science of the Total Environment, 2021, 779：146397.

[3] REN Y Y, YU M, WU C F, et al. A comprehensive review on food waste anaerobic digestion: research updates and tendencies[J]. Bioresource Technology, 2018, 247：1069－1076.

[4] 曾谦, 倪哲, 陈君, 等. 有机固废沼渣特性及其资源化探究 [J]. 环境工程, 2022, 40(12)：61－70, 78.

[5] LU J Y, ZHANG D L, ZHANG P F, et al. Co-combustion of municipal sewage sludge and food wastes-derived anerobic digestates: combustion characteristics, HCl/NO/SO_2 emission and ash behaviors[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2024, 12(5)：113588.

[6] WEI C, YU Z S, ZHANG X K, et al. Co-combustion behavior of municipal solid waste and food waste anaerobic digestates: combustion performance, kinetics, optimization, and gaseous products[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2021, 9(5)：106028.

[7] ZHANG S, HOU H M, WANG G Z, et al. Exploring the metabolic characteristic of express packaging waste to promote the synergy of pollution and carbon reduction[J]. Environmental Impact Assessment Review, 2024, 106：107523.

[8] HUANG S S, WANG M Y, DAI Y T, et al. Waste to treasure: upcycling waste express packing to sustainable packaging materials[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2025, 13(1)：115016.

[9] DUAN H B, SONG G H, QU S, et al. Post-consumer packaging waste from express delivery in China[J]. Resources, Conservation and Recycling, 2019, 144：137－143.

[10] IANNELLO S, SEBASTIANI A, ERRIGO M, et al. The behaviour of plastic particles during pyrolysis in bubbling fluidized bed reactors: incipient agglomeration and axial segregation[J]. Powder Technology, 2024, 441：119846.

[11] 曾武清, 王予, 卜庆国, 等. 陈腐垃圾掺烧对垃圾炉焚烧特性的影响 [J]. 化工进展, 2024, 43(8)：4642－4653.

[12] YE H T, JIN Z C, LU J Y, et al. Tri-combustion of multi-source solid wastes: combustion behaviors, ash slagging characteristics, and gaseous pollutants emissions[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2025, 13(4)：117241.

[13] WANG Y L, JIA L, GUO B H, et al. Investigation on the interaction mechanism during co-combustion of sewage sludge and coal slime: the effect of coal slime type and pretreatment method[J]. Science of the Total Environment, 2024, 927：172419.

[14] GUO S, DENG X Y, LIU L D, et al. Comprehensive analysis of combustion behavior, kinetics, and gas emissions of fungus bran biofuel through torrefaction pretreatment and polypropylene addition[J]. Fuel, 2024, 364：131014.

[15] DING Z Y, CHEN Z H, LIU J Y, et al. Co-combustion, life-cycle circularity, and artificial intelligence-based multi-objective optimization of two plastics and textile dyeing sludge[J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 426：128069.

[16] GUO S, GAO J L, ZHAO D, et al. Co-combustion of sewage sludge and Zhundong coal: effects of combustion conditions on gaseous pollutant emission and ash properties[J]. Sustainable Energy Technologies and Assessments, 2022, 54：102836.

[17] YANG R L, MA C, CHEN G Y, et al. Study on NO_x emission during corn straw/sewage sludge co-combustion: experiments and modelling[J]. Fuel, 2021, 285：119208.

[18] WANG X, XU J, LING P, et al. A study on the release characteristics and formation mechanism of SO_2 during co-combustion of sewage sludge and coal slime[J]. Fuel, 2023, 333：126511.

[19] FENG Z Y, ZHENG X Y, YING Z, et al. Drying of Chinese medicine residues (CMR) by hot air for potential utilization as renewable fuels: drying behaviors, effective moisture diffusivity, and pollutant emissions[J]. Biomass Conversion and Biorefinery, 2024, 14(13)：14993－15010.

[20] FENG Y H, BU T, ZHANG Q, et al. Pyrolysis characteristics of anaerobic digestate from kitchen waste and availability of Phosphorus in pyrochar[J]. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 2022, 168：105729.

[21] LYU M, ZOU R J, LUO G Q, et al. Study on the pollutant emission characteristics of the co-combustion of high S/Cl waste mixed with recycled papermaking waste[J]. Fuel, 2024, 358：130355.

[22] PINTO F, LOPES H, ANDRÉ R N, et al. Effect of catalysts in the quality of syngas and by-products obtained by co-gasification of coal and wastes. 2: heavy metals, sulphur and halogen compounds abatement[J]. Fuel, 2008, 87(7)：1050－1062.

[23] LI Y J, WANG H H, JIANG L, et al. HCl and PCDD/Fs emission characteristics from incineration of source-classified combustible solid waste in fluidized bed[J]. RSC Advances, 2015, 5(83)：67866－67873.

[24] CHEN L M, LIAO Y F, XIA Y Q, et al. Combustion characteristics of co-combusted municipal solid wastes and sewage sludge[J]. Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects, 2024, 46(1)：5730－5742.

[25] COLAPICCHIONI V, MOSCA S, GUERRIERO E, et al. Environmental impact of co-combustion of polyethylene wastes in a rice husks fueled plant: evaluation of organic micropollutants and PM emissions[J]. Science of the Total Environment, 2020, 716：135354.

[26] RONG H, WANG T, ZHOU M, et al. Combustion characteristics and slagging during co-combustion of rice husk and sewage sludge blends[J]. Energies, 2017, 10(4)：438.

[27] TOMAS DA ROCHA L, KIM H, LEE C, et al. Mechanism of NO_x formation from nitrogen in the combustion of the coals used in sintering process[J]. Metallurgical and Materials Transactions B, 2020, 51(5)：2068－2078.

[28] ULUSOY B, ANICIC B, LIN W G, et al. Interactions in NO_x chemistry during fluidized bed co-combustion of residual biomass and sewage sludge[J]. Fuel, 2021, 294：120431.

[29] HANSSON K. Pyrolysis of poly-$_L$-leucine under combustion-like conditions[J]. Fuel, 2003, 82(6)：653－660.

[30] HUANG J G, ZHANG J Z, CHEN T J, et al. Oxy-fuel co-combustion properties and N-containing pollutants release characteristics of biomass/coal blends[J]. Journal of the Energy Institute, 2024, 117：101800.
[31] YANG Z Z, ZHANG Y Y, LIU L L, et al. Environmental investigation on co-combustion of sewage sludge and coal gangue: SO_2, NO_x and trace elements emissions[J]. Waste Management, 2016, 50：213－221.
[32] WANG T, HOU H B, YE Y, et al. Combustion behavior of refuse-derived fuel produced from sewage sludge and rice husk/wood sawdust using thermogravimetric and mass spectrometric analyses[J]. Journal of Cleaner Production, 2019, 222：1－11.
[33] WANG Y L, YE L, CHEN Y, et al. Sulfur migration and conversion during co-combustion of sewage sludge and coal slime[J]. Renewable Energy, 2024, 237：121646.
[34] MAŚLANA K, SIELICKI K, WENELSKA K, et al. Facile strategy for boosting of inorganic fillers retention in paper[J]. Polymers, 2023, 16(1)：110.
[35] LIU J Y, ZENG J J, SUN S Y, et al. Combined effects of $FeCl_3$ and CaO conditioning on SO_2, HCl and heavy metals emissions during the DDSS incineration[J]. Chemical Engineering Journal, 2016, 299：449－458.
[36] 王彦霖. 城市污泥和煤泥的混合燃烧行为及其交互机理研究 [D]. 太原: 太原理工大学, 2023.
[37] WANG Y L, JIA L, GUO B H, et al. Investigation of interaction mechanisms during co-combustion of sewage sludge and coal slime: combustion characteristics and NO/SO_2 emission behavior[J]. Science of the Total Environment, 2022, 851(Pt 1): 158166.
[38] CHEN J C, HE Y, LIU J Y, et al. The mixture of sewage sludge and biomass waste as solid biofuels: process characteristic and environmental implication[J]. Renewable Energy, 2019, 139：707－717.

信息

我国首座海水漂浮式光伏项目建成投用

7 月 2 日，中国石化青岛炼化全海水环境漂浮式光伏项目建成投用。这是我国首个实现工业运行的全海水环境漂浮式光伏项目，与前期投用的桩基式水面光伏联动，占地面积约 60 000 m^2，装机容量 7.5 MW。该项目采用漂浮式光伏结构，通过光伏板随潮汐同步升降设计，缩短板体与水面距离，仅为传统桩基式结构的 1/10 左右，并可最大限度借助海水散热，通过冷却效应提高发电效率 5%～8%。该项目年发绿电 1 670 万 kW·h，可降低 CO_2 排放 1.4 万 t，对漂浮式光伏在沿海、浅海地区全海水环境的推广具有重要示范效应。

全国最大“煤电+熔盐”储能项目投运

8 月 30 日上午 8 时 58 分，由国家能源集团安徽公司宿州电厂建设的 1 000 MW·h 全国最大“煤电+熔盐”储能项目完成 168 h 试运行，正式投产运行。该项目在系统设计方面创新提出“主蒸汽+热再蒸汽+四抽蒸汽”的三路抽汽方案，实现能量梯级利用，打破传统煤电“以热定电”的刚性约束。通过熔盐在 390 ℃ 高温熔盐罐与 190 ℃ 低温熔盐罐间的热量循环，实现 1 000 MW·h 热能跨时段存储与释放。首次研制煤电耦合蒸汽加热熔盐储热仿真平台，并对“煤电+熔盐”储热项目的控制逻辑进行仿真，形成基于熔盐储热的火储联合网源协调控制技术。投产后，该项目每年可提升新能源消纳能力约 1.28 亿 kW·h，减少碳排放约 8.5 万 t。同时，每年可增加供热能力 220 万 t，可满足当地 40 多家工商业企业用热需求。

（王 波）