

污泥流化床富氧燃烧及污染物排放特性研究

金则陈¹, 卢骏营¹, 胡维杰¹, 张鹏飞¹, 周智浩², 李林², 段伦博²

(1. 上海市市政工程设计研究总院(集团)有限公司, 上海 200092; 2. 东南大学 能源热转换及其过程测控教育部重点实验室, 江苏南京 2110096)

摘要: 污泥焚烧处置是实现其减量化和资源化利用的有效手段, 富氧燃烧被认为是最有应用前景的 CO₂ 捕集技术之一, 将污泥焚烧技术和富氧燃烧技术相结合的污泥富氧燃烧技术不仅可以实现污泥的清洁高效处理, 还可以实现燃烧中的 CO₂ 富集。但针对污泥流化床富氧燃烧技术的研究尚不充分, 富氧燃烧独特的高 O₂ 浓度、高浓度 CO₂ 气氛会对污泥燃烧及污染物生成转化特性产生不可忽略的影响。在实验室规模的鼓泡流化床反应器上系统考察了 O₂ 浓度、床层温度、流化数、污泥粒径和污泥含水率等因素对污泥富氧燃烧特性和氮氧化物排放特性 (NO、NO₂ 和 N₂O) 的影响。研究结果表明, 相同 O₂ 浓度条件下, O₂ 在 O₂/CO₂ 气氛中扩散速率低于其在 O₂/N₂ 气氛, 污泥颗粒在 O₂/CO₂ 气氛下的燃烧速率和燃尽特性均弱于其在 O₂/N₂ 气氛下燃烧; 而 O₂/CO₂ 气氛中燃料氮的转化率低于相同氧浓度的 O₂/N₂ 燃烧气氛下; 随着 O₂ 浓度的增加, 污泥颗粒的富氧燃烧特性显著改善, 但是也导致了更高的 NO_x 排放和燃料氮转化率; 污泥含水率的增加可以降低燃尽时间和燃料氮的转化率, 床层温度和流化数的增加均可不同程度地降低污泥颗粒的燃尽时间, 床层温度和污泥粒径的增加会提高 NO_x 的排放和燃料氮的转化率, 但是流化数的增加会明显降低燃料氮的转化。

关键词: 污泥; 流化床; 富氧燃烧; 燃烧特性; 氮氧化物

中图分类号: TK11 文献标志码: A 文章编号: 1006-6772(2025)03-0156-10

Oxy-fuel combustion of sludge in fluidized bed reactor and characteristic of pollutant emission

JIN Zechen¹, LU Junying¹, HU Weijie¹, ZHANG Pengfei¹, ZHOU Zhihao², LI Lin², DUAN Lunbo²

(1. Shanghai Municipal Engineering Design Institute (Group) Co., Ltd., Shanghai 200092, China; 2. Key Laboratory of Energy Thermal Conversion and Control of Ministry of Education, School of Energy and Environment, Southeast University, Nanjing 210096, China)

Abstract: Incineration is an effective way to achieve the reduction and resource utilization of sludge. Oxy-fuel combustion is considered one of the most promising CO₂ capture technologies. The combination of sludge incineration and oxy-fuel combustion can not only achieve clean and efficient treatment of sludge but also achieve CO₂ capture during combustion. However, only little research has been conducted on oxy-fuel combustion of sludge in fluidized beds reactor. The unique high O₂ concentration and high CO₂ atmosphere of oxy-fuel combustion can have an undeniable impact on the combustion characteristics, pollutant generation and transformation of sludge. In this work, the effects of O₂ concentration, bed temperature, fluidization number, particle size of sludge and moisture content of sludge on the oxy-fuel combustion of sludge and nitrogen oxide (NO, NO₂, and N₂O) emissions are systematically investigated on a lab-scale bubbling fluidized bed reactor. The experimental results indicated that under the same O₂ concentration conditions, the diffusion rate of O₂ in O₂/CO₂ atmosphere is lower than that in O₂/N₂ atmosphere, and the combustion rate and burnout characteristics of sludge particles under O₂/CO₂ atmosphere are weaker than those under O₂/N₂ atmosphere. In the same oxygen concentration, the conversion rate of fuel nitrogen in O₂/CO₂ atmosphere is lower than that in O₂/N₂ atmosphere. With the increase of O₂ concentration, the oxy-fuel combustion characteristics of sludge particles are significantly improved, but it also leads to higher NO_x emission and fuel nitrogen conversion rate. High moisture content of sludge can reduce the burnout time and fuel nitrogen conversion rate. An increase in bed temperature and

收稿日期: 2023-08-01; 策划编辑: 白娅娜; 责任编辑: 黄小雨 DOI: 10.13226/j.issn.1006-6772.23080102

基金项目: 国家重点研发计划资助项目(2019YFE0124400); 上海市科委基金资助项目(21230731100)

作者简介: 金则陈(1992—), 男, 浙江嘉兴人, 中级工程师。E-mail: jinzechen@smedi.com

通讯作者: 段伦博(1982—), 男, 山东莱芜人, 教授, 博士生导师。E-mail: duanlunbo@seu.edu.cn

引用格式: 金则陈, 卢骏营, 胡维杰, 等. 污泥流化床富氧燃烧及污染物排放特性研究 [J]. 洁净煤技术, 2025, 31(3): 156-165.

JIN Zechen, LU Junying, HU Weijie, et al. Oxy-fuel combustion of sludge in fluidized bed reactor and characteristic of pollutant emission [J]. Clean Coal Technology, 2025, 31(3): 156-165.



fluidization number can reduce the burning time of sludge particles to varying degrees. High bed temperature and particle size of sludge will enhance the NO_x emissions and fuel nitrogen conversion rate, while high fluidization number will significantly reduce fuel nitrogen conversion.

Key words: sludge; fluidized bed reactor; oxy-fuel combustion; combustion characteristic; nitrogen oxide

0 引言

近几十年来,随着我国人口增长、经济社会快速发展以及城镇化和工业化进程步伐的加快,城镇污水的排放量逐年上升,随之带来污水处理过程的衍生废弃物——污泥产量也迅速提升,据生态环境部最新发布的《2021年中国生态环境统计年报》显示,2021年全国污水处理厂污泥产生量达到4592.1万t,相比于2020年的3698.4万t增长了24.2%。污泥中富集了污水中50%以上的有机和无机污染物,污泥的大量积累会滋生大量病原体和微生物,引发腐败和恶臭,给公众健康和生态环境带来巨大威胁^[1-2],另一方面,污泥含有高热值的有机物和营养元素,具有资源化利用的潜力^[3]。

如何实现污泥“减量化、资源化、无害化”处置是亟待解决的环保难题。现有污泥处理处置技术方法较多,包括填埋、堆肥、土地利用和焚烧热处置等^[4]。其中,焚烧技术将污泥转化为稳定的无机灰分,可以实现90%左右的减量,并将其热值转化为热能/电能实现资源化利用,是目前最彻底、最快速的污泥处理方式,得到了学术界和产业界长期而广泛的关注和应用^[5]。

目前针对污泥的焚烧装置有流化床、煤粉炉和回转窑等,流化床燃烧技术因具有燃料适应性广、负荷调节比宽、低 NO_x 排放和高效脱硫等突出优势而被广泛使用^[6]。而目前因为投资少、可靠性高等优势,工业过程中较多使用燃煤锅炉掺烧污泥实现其无害化处置,但是燃煤锅炉协同处置污泥通常存在处置比例低和处理量小的缺点,若要实现污泥的大规模处置,污泥纯燃是一个技术可行的替代选择。但是,不同种类污泥通常都具有热值较低、含水量较高、灰分大以及N含量高特点,污泥在空气气氛纯燃会带来炉温降低、锅炉燃烧稳定性下降、燃烧效率低、 NO_x 排放稳定控制难等问题。

为了缓解温室效应, CO_2 减排正在全球范围引起广泛关注,特别是针对化石燃料燃烧过程进行 CO_2 捕集是其中最重要的部分。富氧燃烧因具有易规模化、相对成本较低等优势,且可在现有锅炉设备上改造,被认为是最有希望实现产业化的 CO_2 捕集技术之一^[7]。富氧燃烧是指利用纯氧(空气分离所得)与部分循环烟气来代替传统燃烧过程

使用的空气来组织炉内燃烧,燃烧烟气主要组分为 CO_2 和 H_2O ,经过冷凝和纯化压缩后获得高纯度的 CO_2 ^[8],除了进行地质封存,分离获得的高纯度 CO_2 还可作为水处理pH控制剂、焊接保护气、植物生长刺激剂、食品添加剂等。

通过污泥富氧燃烧可以克服污泥在空气气氛纯燃炉温降低、锅炉燃烧稳定性下降、燃烧效率低、 NO_x 排放稳定控制难等问题,一方面,通过增加富氧燃烧运行的氧浓度可以显著提高污泥的燃烧温度、燃烧稳定性和燃烧效率,而炉内的高水分和高灰分亦可以中和燃烧所产生的高温,从而减少循环烟气流,降低循环烟气回路漏风,降低纯化压缩系统的能耗;另一方面,相同氧浓度下运行,流化床富氧燃烧具有比空气气氛下燃烧更低的 NO_x 排放,并且富氧燃烧还可以通过分级注氧等方式灵活实现低 NO_x 排放及锅炉高效燃烧,这样形成的污泥流化床富氧燃烧技术不仅可以实现污泥的清洁高效处理,还可以实现燃烧中的 CO_2 富集。

目前,国内外团队针对污泥流化床燃烧技术已有较多研究^[9-15],但针对污泥流化床富氧燃烧技术的研究尚不充分,富氧燃烧独特的高 O_2 、高 CO_2 气氛会对污泥燃烧及污染物生成转化特性产生不可忽略的影响。

HARTMAN等^[16]在连续给料鼓泡流化床反应器上研究了床层温度对污泥燃烧和 NO_x 排放特性的影响。URCIUOLO等^[17]在流化床反应器上研究了湿污泥的脱挥发分和燃烧过程,发现湿污泥燃烧首先释放的气体是 NO_x 和 CH_4 ,其次是 CO_2 和 SO_2 ,最后是 H_2 和 CO 。CAMMAROTA等^[18]在鼓泡流化床反应器上研究了钙基药剂和絮凝剂调质的污泥在燃烧过程中的气体排放特性。研究表明,钙基药剂和絮凝剂的添加对污泥燃烧 SO_2 和 NO_x 的排放均产生影响。钙基药剂调质污泥在燃烧过程中 NO_x 的排放量增加, SO_2 的排放量降低。HOU等^[19]在循环流化床反应器中系统评估了污泥燃烧过程中 SO_2 、 HCl 、 CO 、 CO_2 、 NO 和 N_2O 排放特性。结果表明,当温度由800℃升高到900℃时, NO 排放质量浓度从300 mg/m^3 增加到2000 mg/m^3 。此外,当污泥的含水率从4.5%增加到17.5%时, NO 排放量显著减少。CAMMAROTA等^[20]在中试规模的鼓泡流化床焚烧炉中研究了污泥成型颗粒对燃烧特性

的影响。研究表明,在燃烧过程中,污泥中的硫完全转化为 SO_2 ,而燃料氮转化为 NO 的比率低于 12%。MOŠKO 等^[21]在鼓泡流化床反应器中研究了干污泥在空气和富氧 (O_2/CO_2) 气氛中燃烧和排放特性。研究表明,随着燃烧温度的升高, NO_x 和 SO_2 的排放量增加,而 N_2O 的排放量减少。但是现有研究针对不同水分湿污泥和高氧浓度富氧燃烧条件的系统研究还较少。

笔者从增加污泥处置比例和 CO_2 减排出发,系统考察了不同氧浓度、床层温度、流化数、污泥粒径和含水率等因素对污泥在流化床富氧燃烧时燃烧特性 (CO 和 CH_4 的排放以及燃尽时间) 和氮氧化物 (NO 、 NO_2 和 N_2O) 排放特性的影响,以期对污泥流化床富氧燃烧技术的应用提供技术支撑。

1 实验

1.1 实验材料

本研究选用污泥取自某污水处理厂,实验前污泥分别被筛分至 0.7~1、1.5~2 和 2.3~3 mm。为了获得不同含水率的污泥颗粒,实验前对污泥颗粒分别进行不同程度的干燥处理调整其含水率,所得污泥颗粒的工业分析、元素分析和热值分析结果见表 1 所示。工业分析、元素分析和低位热值分别参考国家标准 GB/T 28731—2012《固体生物质燃料工业分析方法》、GB/T 31391—2015《煤的元素分析》和 GB/T 213—2008《煤的发热量测定方法》进行。燃烧实验采用批次加料的方式开展,通过预实验确定单次投料量为 300 mg,在这一投料量下烟气

中各气体浓度能够与气体分析仪的量程相匹配,保证了烟气测量的准确性,同时不至于投料量过大导致氧浓度下降至零而无法完成燃烧实验,为探讨不同氧浓度等气氛对燃烧和氮氧化物排放特性的影响提供了保障。床料选用石英砂颗粒,粒径范围 0.3~0.35 mm。

1.2 实验装置

本研究在自行搭建的小型鼓泡流化床上开展污泥流化床富氧燃烧特性试验,试验系统如图 1 所示。流化床反应器由内径为 51 mm 的不锈钢管加工而成(上半段为反应段,下半段为预热段),中间采用金属烧结板作为布风板使用。反应器总长度为 1 200 mm,预热段长度为 500 mm,反应段总长度为 700 mm。床层温度通过插入床层的 K 型热电偶加以监测控制,温度控制偏差小于 3 K。配气系统中使用七星华创 CS200 型质量流量计控制不同组分气体的流量。本研究采用 VARIO plus 型煤气分析仪监测流化气体的 O_2 浓度,采用 Antaris IGS 型傅里叶变换红外光谱气体分析仪监测记录燃烧烟气气体组分 (CO_2 、 CO 、 NO 、 NO_2 、 N_2O)。本研究在鼓泡流化床反应器上开展不同气氛 (O_2/N_2 和 O_2/CO_2)、氧浓度 (21%、25%、30%、40% 和 50%)、床层温度 (750、800、850 和 900 °C)、流化数 (3.5、5 和 6.5)、污泥粒径 (0.7~1、1.5~2 和 2.3~3 mm) 和含水率 (25.2%、36.5% 和 50.8%) 条件下的污泥燃烧实验,系统评估了不同因素对燃烧特性和氮氧化物排放特性的机制。详细实验工况见表 2。

表 1 污泥燃料工业分析和元素分析

Table 1 Ultimate analysis and proximate analysis of sludge

序号	元素分析/%					工业分析/%				低位热值/(MJ·kg ⁻¹)
	C _{ar}	H _{ar}	O _{ar}	N _{ar}	S _{ar}	M _{ar}	V _{ar}	A _{ar}	FC _{ar}	Q _{net,ar}
1	19.15	3.11	13.27	3.41	0.49	25.20	34.59	35.37	4.84	7.50
2	16.26	2.64	11.26	2.90	0.41	36.50	29.36	30.03	4.11	6.02
3	12.60	2.05	8.73	2.24	0.32	50.80	22.75	23.26	3.19	4.15

1.3 数据处理

本研究将试验开始到 CO 信号小于 10×10^{-6} 之间的时间间隔定义为燃尽时间。基于此燃尽时间分别通过积分的方法计算燃料 N 转化率,计算公式如下:

$$y = \frac{\int q_v [c_{(\text{NO})} + c_{(\text{NO}_2)} + 2c_{(\text{N}_2\text{O})}] dt}{22.4 \times 6 \times 10^7} \frac{M_{(\text{N})}}{m_{(\text{N})}} \times 100\% \quad (1)$$

其中, y 为燃料 N 转化率; q_v 为烟气体积流量,

L/min; $c_{(\text{CO})}$ 、 $c_{(\text{NO})}$ 、 $c_{(\text{NO}_2)}$ 、 $c_{(\text{N}_2\text{O})}$ 分别为 CO 、 NO 、 NO_2 、 N_2O 瞬时浓度, 10^{-6} ; $M_{(\text{N})}$ 表示 N 的摩尔质量, g/mol; $m_{(\text{N})}$ 表示燃料中 N 的质量, g。

2 结果与讨论

2.1 燃烧烟气组分动态特性

21% O_2/N_2 和 21% O_2/CO_2 气氛下污泥燃烧典型烟气曲线分别如图 2 所示(床温: 850 °C, 污泥含

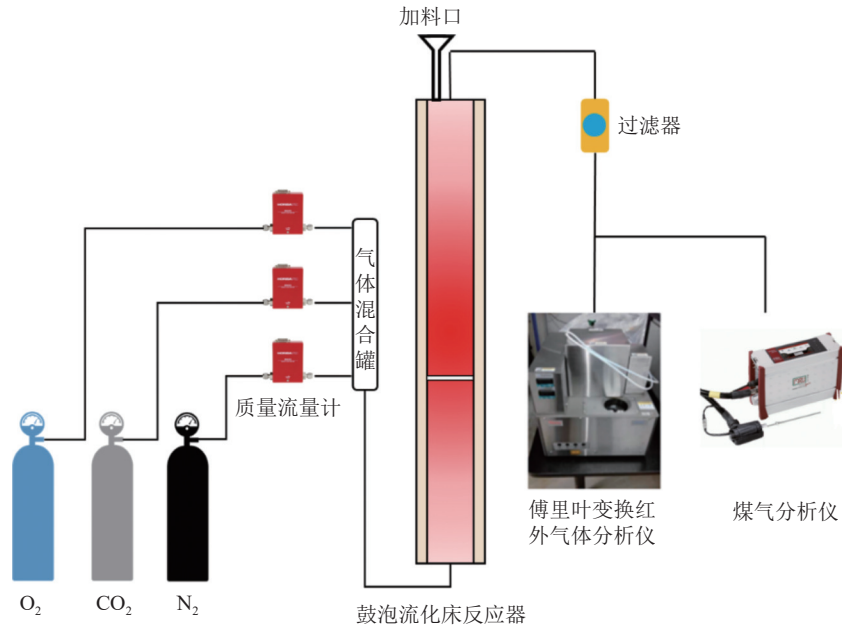


图1 鼓泡流化床反应器系统

Fig. 1 Scheme of bubbling fluidized bed reactor

表2 污泥燃烧实验工况

Table 2 Experiment conditions for the combustion of sludge

序号	污泥粒径/mm	污泥含水率/%	气氛	O ₂ 体积分数/%	炉膛温度/°C	流化数
1	1.5~2	25.2、36.5、50.8	O ₂ /N ₂ 、O ₂ /CO ₂	21	850	5
2	1.5~2	36.5	O ₂ /CO ₂	21、25、30、40、50	850	5
3	1.5~2	36.5	O ₂ /N ₂ 、O ₂ /CO ₂	21	750、800、850、900	5
4	0.7~1、1.5~2、2.3~3	36.5	O ₂ /N ₂ 、O ₂ /CO ₂	21	850	5
5	1.5~2	36.5	O ₂ /CO ₂	21	850	3.5、5、6.5

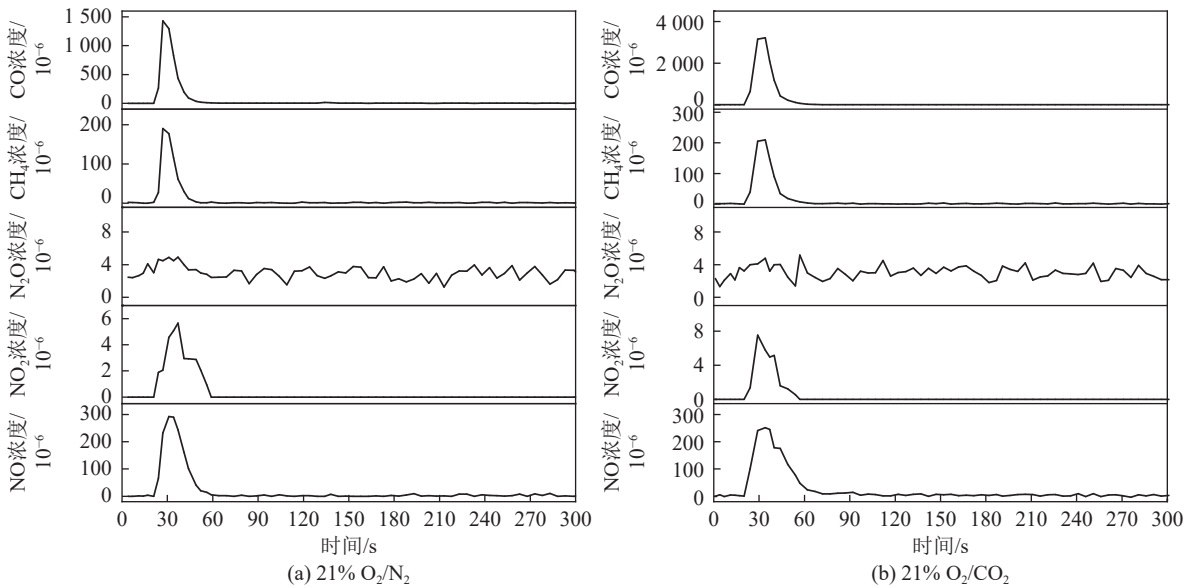


图2 典型工况下污泥燃烧烟气组分动态特性

水率：36.5%，流化数：5，污泥颗粒粒径：1.5-2 mm)。污泥加入炉内时，污泥颗粒干燥、脱挥发

分以及焦炭燃烧过程依次进行，当挥发分瞬间大量析出并燃烧时，会形成一个明显的气体产物峰值

(包括 CH_4 、 CO 、 NO 和 NO_2)。值得注意的是,在 $850\text{ }^\circ\text{C}$ 时,测得 N_2O 浓度变化幅度较小,其主要原因是 N_2O 的生成发生在 $800\text{ }^\circ\text{C}$ 以下温度,本文将在 2.4 节中详细讨论温度对 NO 、 NO_2 、 N_2O 生成的影响。

2.2 污泥含水率的影响

图 3 和图 4 为不同含水率污泥颗粒在空气和富氧燃烧条件下的燃烧特性和氮氧化物排放特性(实验条件均为床温 $850\text{ }^\circ\text{C}$,流化数为 5,污泥颗粒粒径为 $1.5\sim 2\text{ mm}$)。实验结果表明,不论在何种气氛下,随着燃料颗粒水分的增加,颗粒的燃尽时间逐渐下降,而 CO 和 CH_4 的峰值和平均值则逐渐下降,特别是当污泥含水率为 50.8% 时,污泥燃烧烟气中 CO 、 CH_4 浓度显著降低。当污泥颗粒进入炉

内后,会首先发生干燥过程,相同床层温度条件下床层与燃料之间的换热系数几乎不变,含水率的增加将延长干燥时间,另一方面,含水率的增加也压缩了燃料中可燃性组分的占比,缩短燃料的燃烧时间,抵消了因含水率增加导致的干燥时间的延长,从而降低了颗粒的燃尽时间。而较高的水分含量意味着相同质量污泥条件下更少的干污泥量(即更少的可燃性组分),因此在相同的氧化条件和停留时间下,带来燃烧过程中更低的 CO 和 CH_4 排放。此外,在污泥含水率相同时, $21\%\text{O}_2/\text{CO}_2$ 气氛下污泥燃料燃尽时间明显高于其在 $21\%\text{O}_2/\text{N}_2$ 气氛下,主要原因有 2 个:① O_2 在 O_2/N_2 和 O_2/CO_2 气氛下的扩散速率不同, O_2 在 O_2/N_2 和 O_2/CO_2 体系下的扩散速率 $D(\text{O}_2)$ 均可通过富勒公式计算:

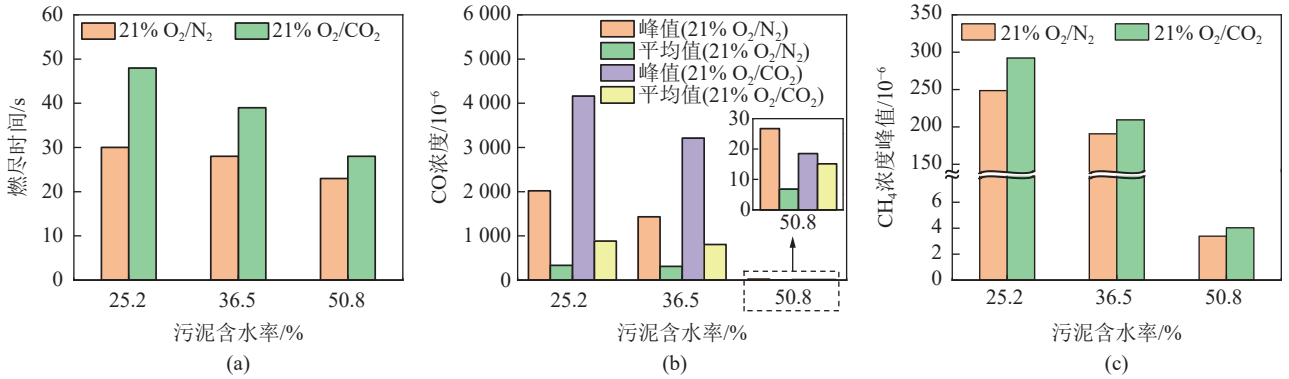


图 3 不同含水率污泥颗粒燃尽时间、 CO 和 CH_4 排放特性

Fig. 3 Burnout time, CO and CH_4 emissions during the combustion of sludge with different water moisture content

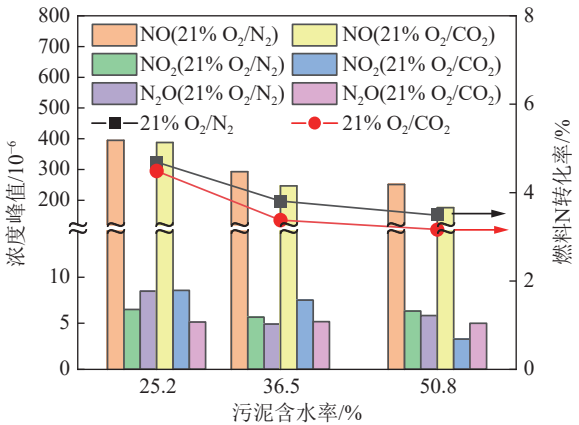


图 4 不同含水率污泥颗粒燃烧氮氧化物排放特性

Fig. 4 Nitrogen oxide emissions during the combustion of sludge with different water moisture content

$$D(\text{O}_2) = \frac{0.001017T^{1.75} \sqrt{\frac{1}{M(\text{O}_2)} + \frac{1}{M(\text{A})}}}{P[\nu(\text{O}_2)^{1/3} + \nu(\text{A})^{1/3}]^2} \quad (2)$$

其中, T 为环境温度, K ; P 为环境压力, bar ; M 和 ν 分别为气体组分的摩尔质量和分子扩散体

积,下标 A 代表 N_2 或者 CO_2 ; 由于 N_2 的摩尔质量 (28 g/mol) 和分子扩散体积 ($18.3\text{ cm}^3/\text{mol}$) 均比 CO_2 的低 (44 g/mol 和 $26.9\text{ cm}^3/\text{mol}$), 故在同一温度下 O_2/N_2 气氛下 O_2 的扩散速率明显高于 O_2 在 O_2/CO_2 气氛下的扩散速率; ② 与空气气氛下 N_2 为惰性组分不同, O_2/CO_2 气氛下的 CO_2 具有反应活性, 可以与燃料中焦炭发生气化吸热反应 ($\text{C} + \text{CO}_2 = 2\text{CO}$), 这将降低燃料颗粒的温度从而降低其燃烧速率和增加其燃尽时间^[22]。

污泥含水率为 50.8% 时污泥燃烧烟气中 CO 、 CH_4 浓度大幅下降有以下 3 点原因: ① 燃料含水率增加, 对于相同的单次投料量意味着燃料挥发分总量降低, CO 和 CH_4 的排放必然下降; ② 燃料含水率增加使得燃料周围水蒸气浓度升高, 有利于加快 O_2 扩散速率, 从而促进 CO 和 CH_4 的转化, 减少烟气中 CO 和 CH_4 的排放; ③ 高温下 H_2O 可以氧化 CO 和 CH_4 , 进一步抑制 CO 和 CH_4 的排放, 最终导致烟气中 CO 和 CH_4 浓度显著下降。

由图 4 可知, 随着污泥含水率的增加, NO 排放峰值浓度和燃料 N 的转化率逐渐下降, 而

NO₂ 和 N₂O 排放峰值浓度则变化不大。需要说明的是, 燃料 N 的转化率主要受 NO 排放特性影响, NO₂ 和 N₂O 排放的总量对燃料 N 转化的贡献不足 10%。一方面, 实验采用燃料批次加料方式, 污泥含水率的增加使得燃料中的 N 含量的下降, 在相似的燃烧条件下, 低 N 含量会带来较低的氮氧化物排放浓度; 另一方面, 高水分的燃料颗粒燃烧时周围环境中 H₂O 浓度较高, 高温下可以促进燃料与 H₂O 发生气化反应产生还原性气体 (如 CO 和 H₂), 从而强化局部 NO 的还原, 降低氮氧化物的排放。对比 O₂/CO₂ 和 O₂/N₂ 气氛下的 N 转化率可以发现, 相同操作条件下 O₂/CO₂ 气氛下具有更低的燃料 N 转化率, 这主要得益于焦炭与 CO₂ 的气化反应生成更多 CO, 从而促进了氮氧化物 (特别是 NO) 的还原^[23]。

2.3 氧浓度的影响

图 5 和图 6 为不同氧浓度对污泥颗粒富氧燃烧下的燃烧特性和氮氧化物排放特性试验结果 (床

温: 850 °C, 流化数: 5, 污泥含水率: 36.5%, 污泥颗粒粒径: 1.5-2 mm)。图 5 可以发现, 随着气氛中氧浓度的增加, 燃尽时间逐渐下降, CO 和 CH₄ 的排放峰值和平均浓度显著下降。当氧浓度达到 30% 及以上时, 烟气中几乎检测不到 CO 和 CH₄, 这是可以预料的, 因为随着氧浓度的增加相同停留时间下可供燃烧反应的氧呈线性增加, 从而提高了燃料颗粒反应温度并缩短了燃尽时间。由图 6 可以发现, 随着氧浓度的增加, 燃料 N 转化率、NO 和 NO₂ 排放峰值具有不同程度的上升, 而 N₂O 排放峰值则变化不大。在高氧浓度条件下, 一方面燃烧环境中更低的可燃气体浓度, 这将不利于 NO_x 的还原; 另一方面, 环境中高 O₂ 分压更有利于 NO_x 前驱物的氧化生成更多的 NO 和 NO₂。此外, 氧浓度的增加会极大地提高燃料颗粒的温度, 这也是导致更多 NO_x 排放的原因。因此, 在高氧浓度富氧燃烧时, 应设法稀释局部燃烧高温并通过氧分级等手段调控 NO_x 的生成。

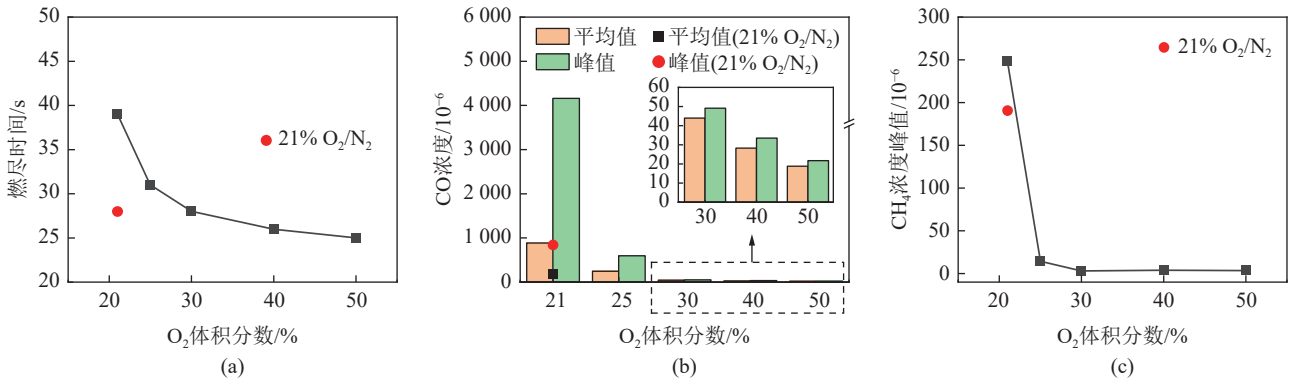


图 5 不同氧浓度条件下污泥颗粒燃尽时间、CO 和 CH₄ 排放特性

Fig. 5 Burnout time, CO and CH₄ emissions during the combustion of sludge under different O₂ concentration

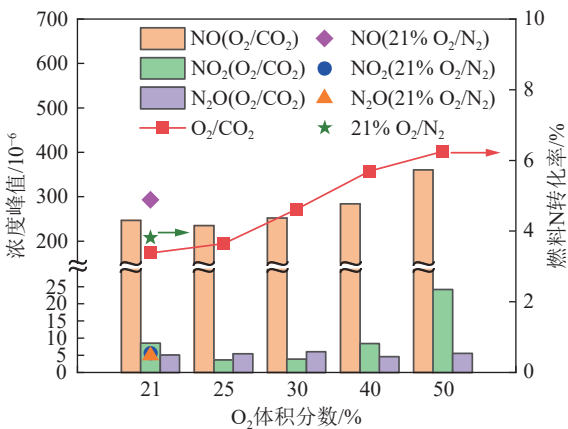


图 6 不同氧浓度条件下污泥颗粒燃烧氮氧化物排放特性

Fig. 6 Nitrogen oxide emissions during the combustion of sludge under different O₂ concentration

2.4 床层温度的影响

图 7 和图 8 为不同床层温度对污泥颗粒富氧燃

烧下的燃烧特性和氮氧化物排放特性试验结果 (实验条件为流化数为 5, 污泥含水率为 36.5%, 污泥颗粒粒径 1.5 ~ 2 mm)。随着床层温度的升高, 两种燃烧气氛中, 污泥颗粒的燃尽时间均显著减少。燃尽时间的减少主要原因是: ①床料与燃料之间换热系数与两者温差呈正相关, 床层温度的升高可以明显缩短污泥颗粒的干燥时间和脱挥发分时间^[24]; ② O₂ 的扩散在高温下获得增加, 由式 (2) 可知, O₂ 的扩散系数与温度呈正相关关系, 较高的氧扩散系数将明显缩短焦炭燃尽时间。此外, 随着温度的升高, O₂/N₂ 气氛和 O₂/CO₂ 气氛下颗粒的燃尽时间的差值逐渐减小, 这主要是得益于 O₂/CO₂ 气氛下 CO₂ 与焦炭气化反应的贡献。在此温度区间, 气化反应主要受动力学控制, 气化反应速率 (v_{gas}) 可以计算为:

$$v_{\text{gas}} = \left(\frac{d_p}{d_0}\right)^3 m_0 f(X) k_0 \exp\left(-\frac{E_a}{RT}\right) \quad (3)$$

式中, d_p 和 d_0 分别代表燃料直径和初始颗粒直径,

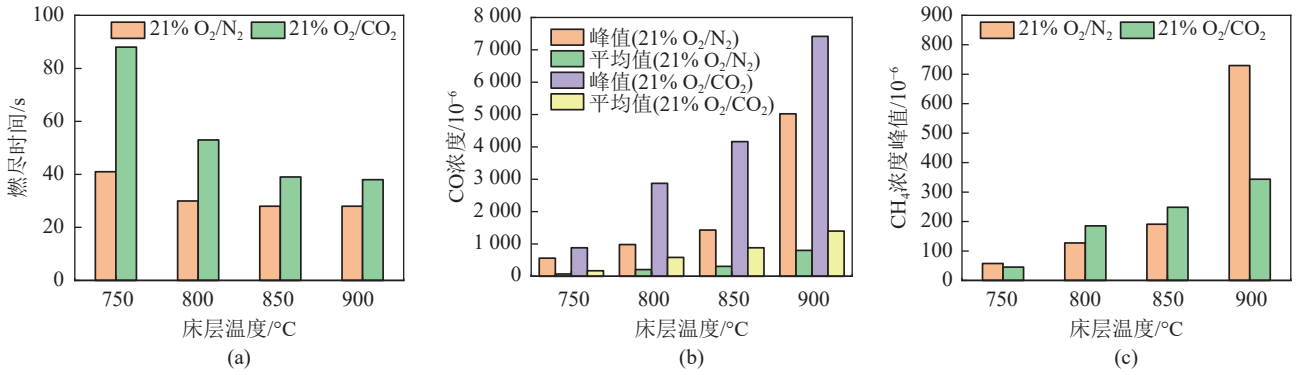


图7 不同床温条件下污泥颗粒燃尽时间、CO和CH₄排放特性

Fig. 7 Burnout time, CO and CH₄ emissions during the combustion of sludge in different bed temperatures

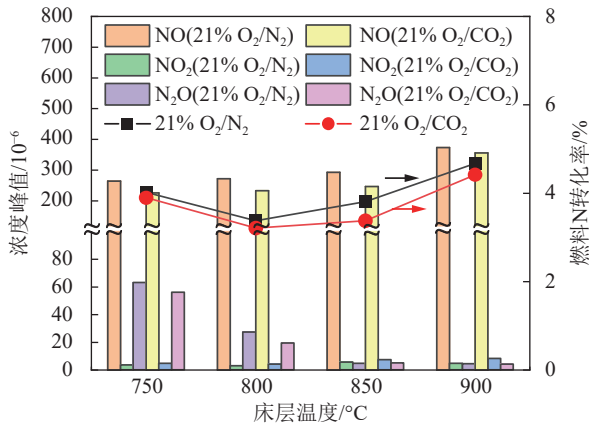


图8 不同床温条件下污泥颗粒燃烧氮氧化物排放特性

Fig. 8 Nitrogen oxide emissions during the combustion of sludge in different bed temperatures

m ; m_0 是燃料初始质量, kg; $f(X)$ 为无因次函数; 反映不同碳转化率下反应表面的变化; X 代表碳转化率; k_0 为指前因子, s^{-1} ; E_a 为活化能, J/mol; R 为摩尔气体常数, 8.314 J/mol · K; T 为反应温度, K。

气化反应速率与温度呈指数相关, 随着温度的升高气化反应速率显著增加, 从而提高焦炭转化率, 缩短了燃尽时间。而 CO 和 CH₄ 的峰值浓度和平均浓度却随床层温度的升高而增加, 这是因为床

层温度升高提高了换热系数, 进而缩短脱挥发分时间, 在相似的停留时间下更高浓度的挥发分析出将会带来更高浓度未燃尽的 CO 和 CH₄。

图8表明燃料氮转化率随着温度升高而升高, 这主要来源于 NO 生成的增加。而 N₂O 的排放与温度呈负相关, 当床层温度升高至 850 °C 以上时, 烟气中几乎没有 N₂O 的存在, N₂O 的生成主要是较低温度下燃料氮的不完全氧化引起的。同时, 在相同床层温度下, O₂/CO₂ 气氛下氮转化率均低于 O₂/N₂ 气氛。

2.5 燃料粒径的影响

图9和图10为不同污泥燃料颗粒粒径在富氧燃烧下的燃烧特性和氮氧化物排放特性试验结果(实验条件为床温 850 °C, 流化数为 5, 污泥含水率为 36.5%)。可以发现, 随着颗粒粒径的增大, 污泥颗粒燃尽时间显著增大, 但是 CO 和 CH₄ 的峰值浓度和平均浓度均明显下降。污泥颗粒的水分和挥发分量与 d_p^3 呈正比, 而燃料与床层之间的换热量(在相同床温下)与颗粒外表面积呈正比(即与 d_p^2 呈正比), 因此整体呈现出颗粒干燥和脱挥发分时间与颗粒粒径呈正相关^[25]。而 O₂ 从污泥颗粒表面向内部的扩散阻力随着粒径的增大而增大, 带来焦炭燃烧时间的增长, 燃料颗粒的燃尽时间为干燥时间、脱挥发分时间和焦炭燃烧时间之和, 因此颗

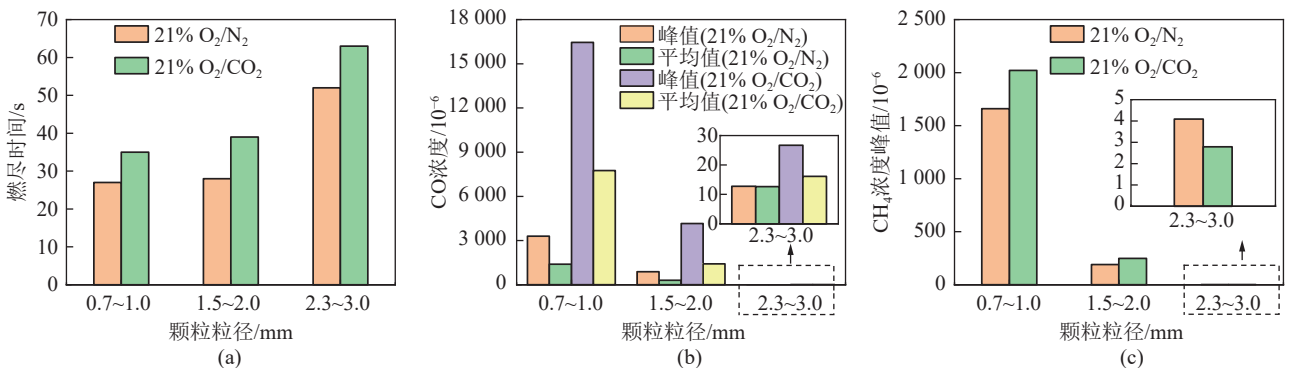


图9 不同粒径污泥颗粒燃尽时间、CO和CH₄排放特性

Fig. 9 Burnout time, CO and CH₄ emissions during the combustion of sludge with different particle sizes

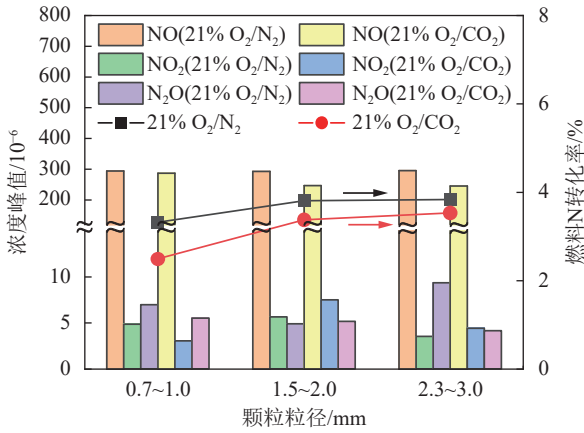


图 10 不同粒径条件下污泥颗粒燃烧氮氧化物排放特性
Fig. 10 Nitrogen oxide emissions during the combustion of sludge with different particle sizes

粒燃尽时间随着粒径增大而显著增加。随着粒径增大, 脱挥发分的时间显著延长, 在单次投料量相同时(挥发分总量相同), 单位时间内析出的挥发分量减少, 环境中 O₂ 浓度不变的条件下, 更有利于 CO 和 CH₄ 的燃尽, CO 和 CH₄ 浓度从而显著下降。图 10 的结果表明, 污泥颗粒燃料粒径的增加对 NO、NO₂、N₂O 峰值排放浓度的影响较小, 但会带来燃料氮转化率的轻微上升。这可能是因为在

相同的批次加料条件下, 更长的脱挥发分时间和更长的燃尽时间意味着单位时间内更少的燃料和更强的氧化性气氛, 这有利于燃料氮转化为 NO_x。

2.6 流化数的影响

流化数是鼓泡流化床反应器非常重要的操作参数, 它会影响床层的热质传递特性和混合特性等。在床层温度为 850 °C、颗粒粒径为 1.5-2 mm 时, 不同流化数下对污泥颗粒燃烧特性和氮氧化物排放特性如图 11 和图 12 所示(实验条件为床温: 850 °C, 污泥含水率 36.5%, 污泥颗粒粒径 1.5~2 mm)。图 11 结果表明, 随着流化数的增加, 污泥颗粒燃尽时间逐渐下降, CO 和 CH₄ 的峰值浓度和平均浓度均明显下降。这主要得益于高流化数下更好的热质传递特性, 一方面高流化数提高的床层与燃料之间的换热系数^[25], 从而缩短干燥和挥发分时间, 进而缩短燃尽时间; 另一方面, 高流化数可以在床层提供更加强烈的燃动, 增强了燃料(挥发分气体与焦炭)和氧气之间的混合, 进而提高燃料转化速率, 带来更低的 CO 和 CH₄ 排放浓度。图 12 结果表明, 随着流化数的增加, 燃料氮的转化率明显下降, 这可能是由于高流化数条件下更好的混合和传热, 带来床层和燃料更均匀的温度分布, 减少局部热点, 从而减少 NO_x 的生成。

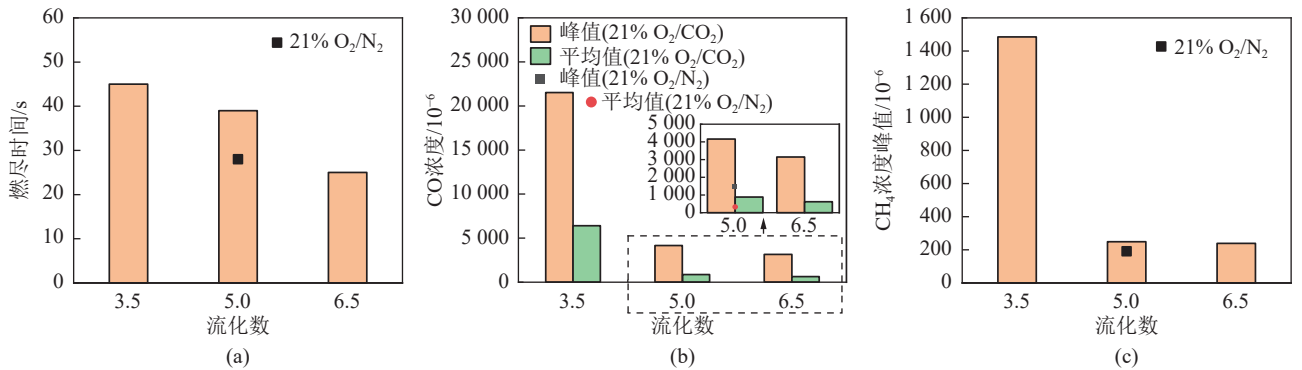


图 11 不同流化数条件下污泥颗粒燃尽时间、CO 和 CH₄ 排放特性

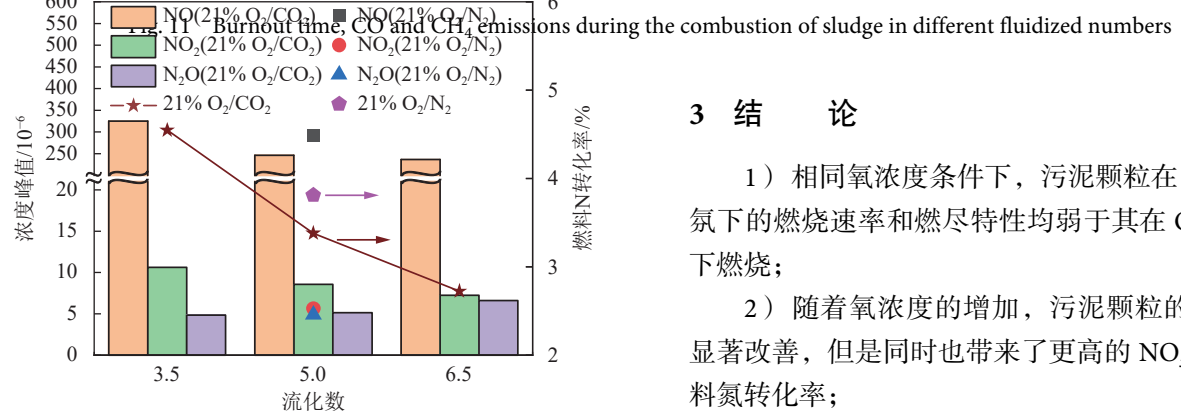


图 12 不同流化数条件下污泥颗粒燃烧氮氧化物排放特性
Fig. 12 Nitrogen oxide emissions during the combustion of sludge in different fluidized numbers

3 结 论

- 1) 相同氧浓度条件下, 污泥颗粒在 O₂/CO₂ 气氛下的燃烧速率和燃尽特性均弱于其在 O₂/N₂ 气氛下燃烧;
- 2) 随着氧浓度的增加, 污泥颗粒的燃烧特性显著改善, 但是同时也带来了更高的 NO_x 排放和燃料氮转化率;
- 3) 污泥含水率的增加可以降低燃尽时间和燃料氮的转化率, 床层温度和流化数的增加则会提高燃尽时间和燃烧效率;

4) 床层温度和污泥粒径的增加会提高 NO_x 的排放和燃料氮的转化率, 但是流化数的增加会明显降低燃料氮的转化。

参考文献 (References):

- [1] 胡维杰. 我国污水处理厂污泥处理处置需关注的若干内容 [J]. 给水排水, 2019, 55(3): 35-41.
HU Weijie. Some contents of concern for sludge treatment and disposal of wastewater treatment plants in China[J]. Water & Wastewater Engineering, 2019, 55(3): 35-41.
- [2] 张晓波, 肖岛. 污水处理厂污泥处置及利用途径研究 [J]. 装备维修技术, 2020(2): 292.
ZHANG Xiaobo, XIAO Dao. Study on sludge disposal and utilization in sewage treatment plant[J]. Equipment Technology, 2020(2): 292.
- [3] 陈妮, 司马卫平, 宁欣强, 等. 污水处理厂污泥资源化回收研究进展 [J]. 四川理工学院学报(自然科学版), 2019, 32(1): 8-15.
CHEN Ni, SIMA Weiping, NING Xinqiang, et al. Research process of sewage sludge resource conversion recovery from sewage treatment plant[J]. Journal of Sichuan University of Science & Engineering (Natural Science Edition), 2019, 32(1): 8-15.
- [4] 贾川, 张国芳. 国内外市政污泥处理处置现状与趋势 [J]. 广东化工, 2020, 47(14): 123-124, 146.
JIA Chuan, ZHANG Guofang. Sewage sludge treatment and disposal: status and prospects[J]. Guangdong Chemical Industry, 2020, 47(14): 123-124, 146.
- [5] 蒋孟宴, 张自丽, 孙光, 等. 0.3MW_{th} 循环流化床污泥与煤掺烧试验 [J]. 洁净煤技术, 2022, 28(3): 130-138.
JIANG Mengyan, ZHANG Zili, SUN Guang, et al. Co-combustion characteristic of sewage sludge and coal in 0.3MW_{th} circulating fluidized bed[J]. Clean Coal Technology, 2022, 28(3): 130-138.
- [6] 吕俊复, 蒋苓, 柯希玮, 等. 碳中和背景下循环流化床燃烧技术在中国的发展前景 [J]. 煤炭科学技术, 2023, 51(1): 514-522.
LYU Junfu, JIANG Ling, KE Xiwei, et al. Future of circulating fluidized bed combustion technology in China for carbon neutralization[J]. Coal Science and Technology, 2023, 51(1): 514-522.
- [7] 李林. 煤颗粒流化床增压富氧燃烧机理研究 [D]. 南京: 东南大学, 2021.
- [8] 郭军军, 张泰, 李鹏飞, 等. 中国煤粉富氧燃烧的工业示范进展及展望 [J]. 中国电机工程学报, 2021, 41(4): 1197-1208, 1526.
GUO Junjun, ZHANG Tai, LI Pengfei, et al. Industrial demonstration progress and trend in pulverized coal oxy-fuel combustion in China[J]. Proceedings of the CSEE, 2021, 41(4): 1197-1208, 1526.
- [9] OGADA T, WERTHER J. Combustion characteristics of wet sludge in a fluidized bed: release and combustion of the volatiles[J]. Fuel, 1996, 75(5): 617-626.
- [10] LEE D H, YAN R, SHAO J G, et al. Combustion characteristics of sewage sludge in a bench-scale fluidized bed reactor[J]. Energy & Fuels, 2008, 22(1): 2-8.
- [11] HAN X X, NIU M T, JIANG X M, et al. Combustion characteristics of sewage sludge in a fluidized bed[J]. Industrial & Engineering Chemistry Research, 2012, 51(32): 10565-10570.
- [12] 黄毅, 朱建国, 吕清刚, 等. 城市下水污泥循环流化床焚烧工艺分析 [J]. 工业加热, 2013, 42(3): 37-39.
HUANG Yi, ZHU Jianguo, LYU Qinggang, et al. Analysis of city sewage sludge incineration using circulating fluidized bed[J]. Industrial Heating, 2013, 42(3): 37-39.
- [13] 彭小军, 孙向军, 傅传运. 鼓泡流化床焚烧炉污泥干化焚烧处理特性及能耗研究 [J]. 工业锅炉, 2011(2): 13-16.
PENG Xiaojun, SUN Xiangjun, FU Chuanyun. Study on characteristics of sludge dry & incinerating and energy consumption in bubbling FB incinerator[J]. Industrial Boiler, 2011(2): 13-16.
- [14] LECKNER B, ÅMAND L E, LÜCKE K, et al. Gaseous emissions from co-combustion of sewage sludge and coal/wood in a fluidized bed[J]. Fuel, 2004, 83(4-5): 477-486.
- [15] DENG W Y, YAN J H, LI X D, et al. Emission characteristics of dioxins, furans and polycyclic aromatic hydrocarbons during fluidized-bed combustion of sewage sludge[J]. Journal of Environmental Sciences, 2009, 21(12): 1747-1752.
- [16] HARTMAN M, SVOBODA K, POHOŘELÝ M, et al. Combustion of dried sewage sludge in a fluidized-bed reactor[J]. Industrial & Engineering Chemistry Research, 2005, 44(10): 3432-3441.
- [17] URCIUOLO M, SOLIMENE R, CHIRONE R, et al. Fluidized bed combustion and fragmentation of wet sewage sludge[J]. Experimental Thermal and Fluid Science, 2012, 43: 97-104.
- [18] CAMMAROTA A, CHIRONE R, SALATINO P, et al. Particulate and gaseous emissions during fluidized bed combustion of semi-dried sewage sludge: effect of bed ash accumulation on NO_x formation[J]. Waste Management, 2013, 33(6): 1397-1402.
- [19] HOU H M, LI S Y, LU Q G. Gaseous emission of monocombustion of sewage sludge in a circulating fluidized bed[J]. Industrial & Engineering Chemistry Research, 2013, 52(16): 5556-5562.
- [20] CAMMAROTA A, CAMMAROTA F, CHIRONE R, et al. Fluidized bed combustion of pelletized sewage sludge in a pilot scale reactor[J]. Combustion Science and Technology, 2019, 191(9): 1661-1676.
- [21] MOŠKO J, POHOŘELÝ M, ZACH B, et al. Fluidized bed incineration of sewage sludge in O₂/N₂ and O₂/CO₂ atmospheres[J]. Energy & Fuels, 2018, 32(2): 2355-2365.
- [22] 卜昌盛. 煤颗粒流化床富氧燃烧机理研究 [D]. 南京: 东南大学, 2015.
- [23] LI L, DUAN L B, YANG Z H, et al. Experimental study on *in situ* denitration using catalyst in fluidized bed reactor[J]. Fuel Processing Technology, 2021, 216: 106742.
- [24] BU C S, LECKNER B, CHEN X P, et al. Devolatilization of a single fuel particle in a fluidized bed under oxy-combustion conditions. part B: modeling and comparison with measurements[J]. Combustion and Flame, 2015, 162(3): 809-818.
- [25] 李林, 段伦博, 武万强, 等. 煤颗粒流化床增压富氧燃烧脱挥发分模型 [J]. 煤炭学报, 2022, 47(11): 3906-3913.
LI Lin, DUAN Lunbo, WU Wanqiang, et al. Model on devolatilization of coal particle in fluidized bed under pressurized oxy-fuel combustion[J]. Journal of China Coal Society, 2022,

47(11): 3906-3913.