

# 燃煤水泥窑尾颗粒物粒径分布及污染特征\*

杜勇乐 刘鹤欣 谭厚章 杨富鑫 阮仁晖 萧嘉繁

(西安交通大学 热流科学与工程教育部重点实验室,西安 710049)

**摘要:** 选取某 4000 t/d 新型干法水泥生产线,采用低压撞击器进行颗粒物采样测试研究,分析颗粒物粒径分布及分级颗粒的化学成分。结果表明:悬浮预热器出口的 $\rho(\text{PM}_{10})$ 为 $3.53 \text{ g/m}^3$ ,其中 $\text{PM}_1$ 和 $\text{PM}_{2.5}$ 占 $\text{PM}_{10}$ 比例分别为29.4%和89.4%,且 $\text{PM}_{10}$ 为双峰分布,其峰值分别为 $0.1\sim 0.2 \mu\text{m}$ 和 $1\sim 1.8 \mu\text{m}$ 。窑尾飞灰中 $\text{PM}_{10}$ 成分地壳元素Ca、Fe、Si的含量较多,元素总和达到95.7%,生料破碎及残渣聚合决定粗模态分布特征,燃煤飞灰中S、K等易挥发元素的气化凝结决定细模态分布特征。烟气颗粒物经增湿塔后 $\rho(\text{PM}_{10})$ 由 $3.53 \text{ g/m}^3$ 降低至 $3.39 \text{ g/m}^3$ ,且呈单峰分布,峰值为 $2\sim 2.5 \mu\text{m}$ ,表明增湿塔对烟气中细颗粒物具有凝聚和脱除效果。袋式除尘器对 $\text{PM}_{10}$ 的脱除效率在99.5%以上,且存在 $0.1\sim 0.4 \mu\text{m}$ 的脱除逃逸窗口,增湿塔运行条件对布袋除尘的脱除效率无明显影响。

**关键词:** 水泥窑; 燃煤; 细颗粒物; 袋式除尘器; 增湿塔; 分布特征

DOI: 10.13205/j.hjgc.201909021

## CHARACTERISTICS OF DISTRIBUTION AND EMISSION FOR FINE PARTICULATES FROM A CEMENT KILN TAIL

DU Yong-le, LIU He-xin, TAN Hou-zhang, YANG Fu-xin, RUAN Ren-hui, XIAO Jia-fan

(Key Laboratory of Thermo-Fluid Science and Engineering, Ministry of Education, Xi'an Jiaotong University, Xi'an 710049, China)

**Abstract:** A Dekati low pressure impactor (DLPI) sampling system equipped with  $\text{PM}_{10}$  cyclone was applied to measure the particle size distribution of the  $\text{PM}_{10}$  from a 4000 t/d cement kiln. The chemical composition of the collected particulates were analyzed with XRD and XRF. The results showed that the mass concentration of the  $\text{PM}_{10}$  emitted from the suspension preheater was  $3.53 \text{ g/m}^3$ , while the ratio of  $\text{PM}_1$  and  $\text{PM}_{2.5}$  to the  $\text{PM}_{10}$  were 29.4% and 89.4%, respectively. The  $\text{PM}_{10}$  presented a bimodal distribution, with the smaller peak size ranging at  $0.1\sim 0.2 \mu\text{m}$  and the larger peak size at  $1\sim 1.8 \mu\text{m}$ . From the composition of the fly ash, it was indicated that the crust element Ca, Fe, Si hold high proportion, summing up to 95.7%. The mass contribution of the ash mainly was derived from the crushing coarse particulate matter from raw material residues. And the gasification condensation of S, K and other volatile elements in coal-fired fly ash dominated the distribution of fine particle matter. The concentration of  $\text{PM}_{10}$  decreased from  $3.53 \text{ g/m}^3$  to  $3.39 \text{ g/m}^3$  after the flue gas passing through the conditioning tower, and the distribution turned into unimodal with the peak size at  $2\sim 2.5 \mu\text{m}$ . The result indicated that the conditioning tower promoted the agglomeration and removal of the fine particulates. It was highly efficient for the fabric filter with the removal efficiency of  $\text{PM}_{10}$  above 99.5%, while there was still an escape scope of  $0.1\sim 0.4 \mu\text{m}$ . The running parameters of conditioning tower had little influence on the efficiency of the fabric filter.

**Keywords:** cement kiln; coal combustion; particulate matter; fabric filter; conditioning tower; distribution characteristics

## 0 引言

近年来,国内雾霾现象频发,颗粒物排放问题已得到高度重视,工业燃煤锅炉、水泥、钢铁等典型工业燃煤源作为污染物排放的重要来源,已成为我国大气

污染控制的重点<sup>[1]</sup>。《水泥工业大气污染物排放标准》及《大气污染防治计划》<sup>[2]</sup>要求水泥生产过程颗粒物排放限值为 $30 \text{ mg/m}^3$ ,重点地区为 $20 \text{ mg/m}^3$ 。为满足新排放标准,要求水泥企业对原有包括电除尘器在内的除尘设备进行改造,但水泥工业生产过程对于颗粒物的排放控制标准仍未达到超低排放标准,与

\* 国家重点研发计划项目(2016YFB0600605)。

收稿日期: 2019-01-27

燃煤电厂的近零排放( $6\%O_2$   $\rho$ (颗粒物)  $<5\text{ mg/m}^3$ ) 尚有较大差距。根据环境统计数据<sup>[3]</sup> 2015 年全国烟尘排放量为 1538.0 万 t, 其中, 水泥企业烟尘排放量为 83.6 万 t, 约占全国排放总量的 5.4%, 故水泥工业生产排放 PM 贡献量比例高, 是节能减排改造的重点。

针对水泥炉窑工业颗粒物排放特征, 国内学者已开展了大量研究, 包括排放总量模型估算及局部地区颗粒物分布特征等。张强等<sup>[4]</sup> 建立颗粒物源排放模型, 估算了 2001 年人为源向大气排放 TSP、PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub> 的总量, 指出水泥工业生产是最主要的 PM<sub>2.5</sub> 排放源; 雷宇等<sup>[5]</sup> 基于生产技术与生产过程初步建立了水泥工业生产大气颗粒物排放模型, 但排放模型的建立及排放量的估算均是基于一定的假设、文献资料和在线监测数据进行, 不能准确评估当前水泥生产的污染物排放水平; 水泥颗粒物排放特征研究方面, 唐倩等<sup>[6]</sup> 以 2014 年为基准年分析研究了全国水泥工业颗粒物排放特征, 马静玉<sup>[7]</sup> 采用分级采样器对水泥生产线窑尾排放颗粒进行测试, 得出窑尾排放颗粒物粒径分布特征, 指出窑尾 PM<sub>2.5</sub> 对 PM<sub>10</sub> 总质量浓度贡献较大。赵庆炎等<sup>[8]</sup> 利用稀释通道系统对郑州市水泥工业炉窑废气细颗粒物进行分析, 指出水泥窑排放无机元素以 Si、Al 等地壳元素为主。综上, 现有研究多是对《大气污染防治计划》实施前水泥工业排放进行测试评估, 缺少对水泥工业实施节能减排措施后的研究, 需进一步开展测试分析工作, 研究经新型技术改造后水泥工业大气污染治理技术应用现状及排放水平。

本研究针对新标准下技术改造后某 4000 t/d 水泥生产线展开, 对窑尾烟气沿程颗粒物进行采样测试, 分析后续烟气控制装置对烟气颗粒物的影响及颗粒物排放特性, 旨在揭示其生成及转化规律, 以期为后续水泥工业大气污染物深度治理提供参考。

## 1 研究方法

### 1.1 测试对象与测点布置

选取某 4000 t/d 新型干法水泥生产线。为满足新型水泥工业大气污染物排放标准, 该生产线进行相关技术改造, 其中包括窑尾低氮技术改造, 控制窑尾烟气 NO<sub>x</sub> 含量; 余热系统改造, 增设 SP (suspension preheater) 余热锅炉; 窑尾粉尘控制设备改造, 将原窑尾电除尘器改造成八仓室卧式袋式除尘器, 控制排放烟尘浓度。本研究采样点分别为 SP 锅炉出口 A、袋式除尘器入口 B 和烟囱入口 C, 测试系统如图 1 所示。

示, 对各测点烟气中的颗粒物进行取样分析。

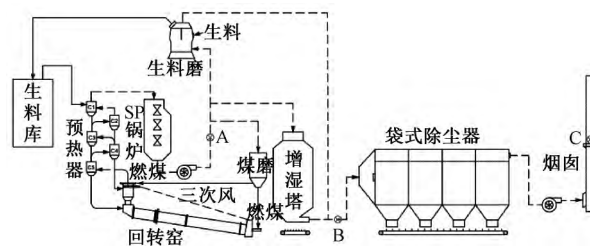


图 1 新型干法水泥窑尾烟气处理系统及采样点分布

Fig.1 Schematic diagram of the new type dry-process cement kiln and the sampling sites

测试期间生产维持在满负荷 4000 t/d, 入窑生料耗量为 243 t/h, 窑炉煤耗量为 20.3 t/h, 其中窑头回转窑喂煤量为 8.1 t/h, 分解窑喂煤量为 12.2 t/h。燃用煤种为低品质烟煤, 其工业分析、元素分析及 XRF 成分分析结果见表 1 和表 2。

表 1 燃煤基础数据分析

Table 1 Basic characteristics of the fed coal %

工业分析				元素分析				
$M_{ar}$	$A_{ar}$	$V_{ar}$	$FC_{ar}$	$C_{ar}$	$H_{ar}$	$O_{ar}^*$	$N_{ar}$	$S_{ar}$
9.21	24.70	23.91	42.18	64.01	3.33	31.03	0.85	0.78

注: \* 氧含量通过减差计算得出。

表 2 燃煤飞灰成分分析

Table 2 Composition of coal ash in the cement kiln %

$w(\text{Na}_2\text{O})$	$w(\text{K}_2\text{O})$	$w(\text{Al}_2\text{O}_3)$	$w(\text{SiO}_2)$	$w(\text{MgO})$
0.68	1.69	30.22	51.62	1.73
$w(\text{CaO})$	$w(\text{TiO}_2)$	$w(\text{SO}_3)$	$w(\text{Fe}_2\text{O}_3)$	
4.07	1.32	2.54	6.13	

作为烟气预处理装置, 增湿塔主要有两种作用: 降温调质、预收尘。生料磨开启(联合操作)与关闭(直接操作)时, 通过控制增湿塔开度对烟气降温除尘, 以满足袋式除尘器除尘条件。利用 3012H 磅应烟气分析仪与分布式控制监测 DCS 系统得到各采样点的烟气参数, 如表 3 所示。

表 3 采样点不同工况下烟气参数

Table 3 Flue gas parameters in sampling sites under different operation of the raw meal mill

操作状态	生料磨关			生料磨开		
	SP 出口	袋除尘入口	烟囱入口	SP 出口	袋除尘入口	烟囱入口
温度/°C	246	120	118	246	132	131
氧量/%	3.4	4.2	5.8	3.4	12.5	12.9
压力/kPa	0.76	0.8	1.8	0.76	0.9	3
湿度/%	4.2	12.2	12.3	4.2	4.9	5.0

### 1.2 仪器及方法

本次污染物采样遵循标准 DL/T 1520—2016《火

电厂烟气中细颗粒物( $PM_{2.5}$ )测试技术规范重量法<sup>[9]</sup>与ISO23210—2009《固定污染源排放 烟气中 $PM_{10}/PM_{2.5}$ 质量浓度的测定 低浓度下利用撞击计进行测量》<sup>[10]</sup>,依照等速取样原则将取样枪伸入烟道截面中心处进行采样,颗粒物采样系统示意图如图2所示。取样系统主要包括 $PM_{10}$ 旋风分离器、DLPI(Dekati low pressure impactor)低压撞击器、压力表和真空泵。参照EPA-201A标准, $PM_{10}$ 旋风分离器标准流量为10 L/min,切割中值粒径为10  $\mu\text{m}$ ,用于去除空气动力学直径 $>10 \mu\text{m}$ 的粗颗粒。后续DLPI利用空气动力学原理将 $PM_{10}$ 分为13级,采用涂抹高温松脂(Apiezon-H)的铝箔片收集颗粒物,防止颗粒反弹与再悬浮。依照标准EPA Method 10和EPA Method 5在SP锅炉出口A采样点采用直径为47 mm的石英滤膜,配合 $PM_{10}$ 旋风分离器进行 $PM_{10}$ 可过滤颗粒物取样,用于成分分析<sup>[11]</sup>。真空泵配合压力表使用,保证DLPI出口压力为10 kPa和10 L/min的抽气流量。整个采样过程,取样枪、 $PM_{10}$ 旋风分离器、DLPI采样器及沿程管路均需加热保温装置,并通过温控系统实时监测调控,确保伴热温度在 $(130\pm 10)^\circ\text{C}$ <sup>[12]</sup>。

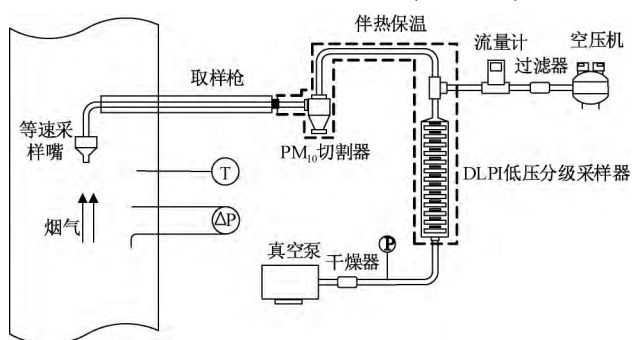


图2 DLPI细颗粒物现场取样系统示意

Fig.2 The measuring system of DLPI sampling for fly ash equipped with  $PM_{10}$  cyclone

固定源颗粒物采样法主要有两种,即直接采样法与稀释采样法<sup>[13]</sup>,考虑到各测点PM含量差异性大,本实验使用两种方法配合采样。测点A、B位于袋式除尘器之前,烟尘浓度较高,采用稀释采样法,同时收集可捕集颗粒物与可凝结颗粒物,稀释系统布置在 $PM_{10}$ 分离器与DLPI之间,引入 $130^\circ\text{C}$ 洁净空气进入稀释通道进行一次稀释,随后通过引入常温空气实现二级稀释,总稀释比为64:1,采样时长控制在20~30 min。测点C经过袋式除尘器深度净化处理,颗粒浓度较低,采用烟道外直接采样法,此时收集可过滤颗粒而无法收集可凝结颗粒,测试时间控制为1.5~

2 h。根据采样时间、采样流量及烟气参数,将颗粒物质量浓度均折算至10% $O_2$ 标准状况。为保证数据的可靠性,每个取样点进行3次平行取样,取平均值进行分析。

由监测数据可知:窑尾增湿塔及袋除尘器保温和密封性能较好,漏风系数较小,可忽略装置温降和漏风影响,此时分级颗粒物脱除效率可定义为每个除尘装置入口和出口颗粒物质量浓度变化量与入口烟道质量浓度的比值,其计算如式(1)所示:

$$\eta_n = \left( \frac{C_{in} - C_{out}}{C_{in}} \right) \times 100\% \quad (1)$$

式中: $\eta_n$ 为除尘装置n粒径范围脱除效率,%; $C_{in}$ 为除尘装置入口颗粒物质量浓度, $\text{mg}/\text{m}^3$ ; $C_{out}$ 为除尘装置出口颗粒物质量浓度, $\text{mg}/\text{m}^3$ ; $n$ 为DLPI分级测试收集颗粒物不同粒径段。

### 1.3 质量保证和质量控制

#### 1.3.1 工况稳定

测试期间,生产线维持满负荷平稳运作,回转窑、分解窑给料平稳,机械振打、反吹与喷淋保持稳定。烟气条件保持恒定,插入烟道的采样嘴进口正对烟气流速方向,采样嘴和烟气流速的方向偏差 $<5^\circ$ ,测定流速后选取适当尺寸采样嘴,保证等速采样。

#### 1.3.2 膜前处理

称量瓶处理:采用去离子水置于超声波清洗器中 $30^\circ\text{C}$ 恒温清洗30 min,置于烘箱中 $105^\circ\text{C}$ 烘干;采用酒精擦拭瓶内壁,自然晾干后密封备用。

铝膜前处理:滤膜直径25 mm,选取表面平整光滑膜片,收集膜中心位置涂抹高纯度阿皮松脂,其面积应为滤膜面积的3/4,并保证膜片边缘清洁无褶皱,减少颗粒物撞击膜片反弹造成的影响。涂抹松脂后置于烘箱中 $105^\circ\text{C}$ 烘干1 h至恒重。

样品保存及称重:取得样品置于称量瓶内恒温环境保存;铝膜样品采用Sartorius M2P型 $10^{-6}$ 精度天平称重,称重记录过程在化学分析室进行,保证称量环境为恒温恒湿无噪声。称量过程戴一次性手套,防止膜片受到污染。称重后的铝膜放入称量瓶中备用。

#### 1.3.3 颗粒物分级采样

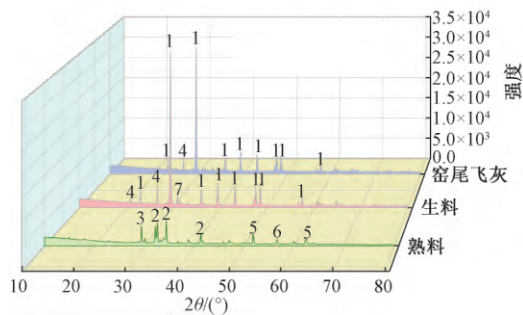
各测点采样时间不同,时间长短取决于烟道中颗粒物的浓度与粒径分布情况,应提前进行浓度试测决定采样时间,保证各级膜片颗粒量为0.1~1 mg。DLPI测试前采用规定方法仔细清洗各级撞击器。采样系统连接完成后应进行气密性检查,保证不漏气后

方可进行采样。含尘收集膜收集后放于洁净称量瓶中密封保存,按照 ISO12141《固定源排放物—低浓度颗粒物物质(粉尘)的质量浓度测定》要求烘干、平衡和称重。采样前后收集膜称重使用相同的称量程序、烘干温度和时间。

## 2 结果与分析

### 2.1 窑尾烟气飞灰成分分析

通过将 X 射线衍射仪 (Bruker D8 Advance, 德国) 对窑尾 A 测点所取  $PM_{10}$  固体样进行 XRD 图谱分析,采用 X 射线荧光光谱仪 (Bruker S8 Tiger, 德国) 对样品做 XRF 分析,分析结果分布如图 3 和表 4 所示。采用 Jade 6.0 软件,参照标准物质图谱卡片发现,窑尾飞灰主要矿物成分为  $CaCO_3$  和  $SiO_2$  晶体,而生料主要成分为  $CaCO_3$ 、 $SiO_2$  和钙镁碳酸盐,熟料主要成分为硅酸二钙、硅酸三钙、钙铝硅酸盐和磷酸盐矿物。对比生料、熟料与窑尾飞灰图谱,窑尾飞灰与生料主要成分一致,均含大量  $CaCO_3$ 。分析窑尾工艺流程认为,生料在五级预热器内被高温燃煤烟气加热,大量破碎残渣经过热风携带成为窑尾飞灰的主要成分,极少量熟料经过二次风和三次风携带进入分解窑,随后混合燃煤飞灰成为烟气粉尘的次要成分。



1— $CaCO_3$ ; 2— $2CaO \cdot SiO_2$ ; 3— $3CaO \cdot SiO_2$ ; 4— $SiO_2$ ;  
5— $CaO \cdot SiO_2 \cdot Al_2O_3$ ; 6— $Fe_2O_3 \cdot FePO_4$ ; 7— $CaMg(CO_3)_2$ 。

图 3 生料、熟料和窑尾飞灰 XRD 图谱

Fig.3 XRD patterns of the raw materials, clinker and the fly ash from the cement kiln tail

表 4 窑尾  $PM_{10}$  灰样元素组分分析

Table 4 Composition of the fly ash from the cement kiln tail %

$w(Ca)$	$w(Fe)$	$w(Si)$	$w(Al)$	$w(K)$	$w(Mg)$	$w(S)$	$w(Ti)$	$w(Cl)$
83.57	8.55	3.58	1.09	1.59	0.15	0.37	0.43	0.80

烟气颗粒物的粒径和化学组成是其重要的物理化学性质,元素挥发特性及矿物颗粒的破碎是其本质的反映<sup>[14]</sup>。极易挥发元素如 S、K、痕量元素等极易在亚微米颗粒( $<1 \mu m$ )上富集,这主要是由于此类

元素在高温下极易挥发气化凝结形成细颗粒物,因此,其含量随颗粒粒径的减小而增加;较易挥发元素如 Na、Ca 等在亚微米颗粒中呈现较弱的富集特性,主要是因为此类元素部分以硅酸盐形式存在,受气化-凝结机制控制较弱,因而富集现象不明显;难挥发元素如 Si、Al、Fe 等在亚微米颗粒中含量较少,而在超微米颗粒( $>1 \mu m$ )中含量随颗粒粒径分布变化不明显,这主要是由于此类元素多以高稳定性的氧化物存在,难以在燃烧过程中挥发,因此更倾向分布于粗颗粒中<sup>[15]</sup>。水泥炉窑生料库材料主要由钙、硅铝、铁质、煤及其他混合材料综合配比而成,Al、Ca、Fe、Si 等主要来自矿石、煤等原料。结合表 4 飞灰元素组分可知:窑尾灰样中地壳元素 Ca、Fe、Si 的含量较多,其质量总和达到 95.7%,与赵丽等<sup>[16]</sup>研究结果一致。地壳元素均为难挥发元素,即飞灰中含 Ca、Fe、Si 的粗颗粒物贡献比例较高。窑尾飞灰成分主要是来自破碎生料残渣聚合破碎形成的粗颗粒物,而炉窑燃煤飞灰中的 S、K 等易挥发元素的气化凝结则决定细颗粒物分布特征。

### 2.2 增湿塔进出口颗粒物粒径分布特征

SP 余热锅炉出口  $\rho(PM_{10})$  为  $3.53 g/m^3$ ,进入增湿塔后颗粒物粒径变化如图 4a 所示。 $PM_{10}$  粒径呈双峰分布,分别为  $0.1 \sim 0.2 \mu m$  和  $1 \sim 1.8 \mu m$ , $PM_{10}$ 、 $PM_{2.5}$  分别占  $PM_{10}$  比重为 29.4% 和 89.4%。其结合窑尾飞灰成分分析认为,亚微米颗粒主要是无机矿物元素的气化和随之发生的凝结形成,质量占比小,峰值不明显,而粒径较大的粗颗粒物主要通过飞灰颗粒的聚合和焦炭颗粒及外来矿物的破碎形成,质量占比大,峰值分布明显<sup>[17]</sup>。对于燃煤飞灰颗粒物,在质量浓度方面,残灰及残渣占主导地位,而在颗粒数量与比表面积方面,亚微米颗粒物占主导地位,更易于吸附痕量元素,导致易挥发元素在细颗粒物上富集<sup>[18]</sup>。此外,从现阶段水泥工业烟气工艺处理及排放水平来看,传统除尘技术如电除尘技术、袋式除尘技术等对细颗粒物,尤其对亚微米颗粒的捕集作用有限,未来可考虑采用湿式电除尘<sup>[19]</sup>、电袋复合协同处理<sup>[20]</sup>等高效新型技术,进一步降低各项污染物排放量。

经过增湿塔作用后,颗粒物发生液滴表面吸附及相变凝结长大,烟气中亚微米颗粒物范围内峰值消失,变为单峰且峰值粒径移至  $2 \sim 2.5 \mu m$ 。图 4b 为经增湿塔后  $PM_{10}$  分级脱除效率。可知: $\rho(PM_{10})$  由  $3.53 g/m^3$  降低至  $3.39 g/m^3$ ,在粒径  $<2.5 \mu m$  时脱

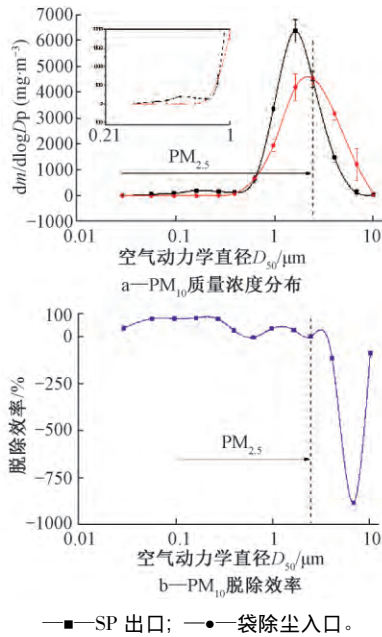


图 4 增湿塔前后 PM<sub>10</sub> 质量浓度分布及其脱除效率

Fig.4 Distribution characteristics and removal efficiency of PM<sub>10</sub> in the conditioning tower

除效率  $\eta > 0$ ,  $> 2.5 \mu\text{m}$  时  $\eta < 0$ , 即粒径  $> 2.5 \mu\text{m}$  的颗粒物增多,  $\text{PM}_{2.5}$  减少, 增湿塔内高湿环境促进凝聚颗粒明显长大。这主要是因为水雾喷入增湿塔后, 与塔内高温烟气进行强烈热交换而蒸发成水蒸气, 形成过饱和蒸汽环境, 使烟气温度下降湿度增加, 烟气所含颗粒物在高湿度环境下迅速成核长大。研究表明: 过饱和蒸汽在凝结核颗粒表面凝结时间极短 ( $10^1 \sim 10^2 \text{ ms}$ ) [21], 远小于颗粒在饱和环境中的停留时间 ( $1 \sim 10^1 \text{ s}$ ), 即核化凝结对颗粒物粒径长大的影响要远大于液滴碰并作用。颗粒物长大机制主要为颗粒碰并效应和相变成核凝聚效应, 碰并效应是指在增湿塔高湿环境下, 颗粒物与液滴发生惯性碰撞并团聚长大, 同时, 高速烟气会形成局部湍流, 增大颗粒间碰撞概率, 颗粒物表面在高湿环境下发生表面湿润, 碰撞后颗粒物间黏附力大幅度增强, 有效促进团聚效果; 相变成核凝聚是指水雾在增湿塔内大量气化吸热, 使烟气温度迅速降至饱和蒸汽温度以下, 一方面水蒸气以细颗粒物为凝结核发生异质成核凝结 [22], 使得细颗粒物长大为粒径更大的液滴。另外, 根据 Fletcher 经典异质成核理论 [23], 初始粒径越大的颗粒物成核长大所需临界过饱和度越小, 同比小颗粒更易发生异质核化凝结, 因此粗颗粒物凝结长大的含尘液滴粒径更大, 同时饱和湿蒸汽环境下生成大量微小液滴, 增加气溶胶凝聚概率, 促进液滴之间的碰并长大。

### 2.3 袋式除尘器对颗粒物影响

增湿塔不同运行条件下袋式除尘器进出口烟尘浓度如表 5 所示。增湿塔开启时, 袋式除尘器进出口烟温均为  $120 \text{ }^\circ\text{C}$  左右, 氧量变化较小, 可见装置漏风量较低。增湿塔关闭时, 生料磨开启, 袋式除尘器入口、烟囱入口  $\text{PM}_{10}$  浓度增大。由于联合操作时, 部分高温烟气用于生料烘干, 一方面增湿塔关闭, 主流烟气调质处理减弱, 另一方面烘干烟气在生料磨内与磨碎的生料发生预混接触, 使得生料磨出口烟气携带部分生料颗粒, 与增湿塔出口烟气汇合后导致  $\text{PM}_{10}$  质量浓度有所增大。此外, 直接操作(增湿塔开)与间接操作(增湿塔关)时的除尘效率相差  $0.02\%$ , 无明显影响。

表 5 增湿塔开关袋式除尘器前后  $\text{PM}_{10}$  质量浓度和除尘效率

Table 5 Particle concentration and removal efficiency in the fabric filter with the conditioning tower on/off

工况	温度/ $^\circ\text{C}$	湿度/ %	$\text{PM}_{10}$ 入口浓度/ ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ )	$\text{PM}_{10}$ 出口浓度/ ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ )	脱除 效率/%
增湿塔开	120	12.2	3390.25	9.33	99.73
增湿塔关	132	4.9	4386.86	11.10	99.75

增湿塔开启时袋式除尘器对不同粒径颗粒物含量影响及脱除效率如图 5 所示。颗粒物分级脱除效率较高, 但仍存在  $0.1 \sim 0.4 \mu\text{m}$  的脱除逃逸窗口, 脱除效率大幅度下降, 最低仅为  $83.26\%$ , 脱除效果较差。这主要是由于含尘烟气通过袋式除尘器时, 首先经导板进入灰斗, 烟气中粗颗粒由于导板碰撞和气流流速降低作用落入灰斗中, 其他细颗粒物随烟气进入滤袋室, 超微米颗粒物由于滤袋纤维的惯性、阻隔等作用被拦截, 同时部分比纤维孔隙小的颗粒被纤维钩附在滤袋表面(钩附效应), 并形成灰膜, 而灰膜的形成是过滤烟气微细颗粒物的关键 [24]。纤维捕集理论研究 [25], 颗粒粒径越大, 单一纤维捕集率越高, 粒径越小, 通过扩散效应捕集率越高, 而粒径为  $0.1 \sim 0.4 \mu\text{m}$  的颗粒物处于穿透窗口范围, 两种脱除机制均较弱, 因此脱除效率较低。增湿塔增湿机制主要体现在小粒径颗粒成核长大, 减少烟气亚微米颗粒物含量, 理论上可以提高对烟气亚微米颗粒的脱除效果。

电除尘器改造成袋式除尘器后, 烟囱入口颗粒物浓度降低至  $15 \text{ mg}/\text{m}^3$  以下, 窑尾袋式除尘器除尘效率稳定在  $99.5\%$  以上, 颗粒排放浓度低于标准值  $20 \text{ mg}/\text{m}^3$ , 满足袋式除尘器设计要求, 达到新型水泥污染物排放标准, 可见水泥工业炉窑节能减排电改袋措施是降低烟尘排放的有效措施, 但仍存在逃逸窗

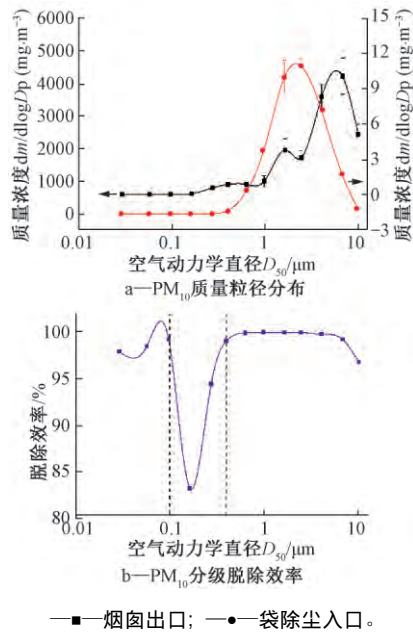


图 5 袋式除尘器进出口  $PM_{10}$  质量粒径分布和分级脱除效率

Fig.5 Partitional mass percentage and removal efficiency of  $PM_{10}$  in the fabric filter

口 故微细颗粒物的深度脱除仍是未来研究和工业应用的重要发展方向。

### 3 结论

本文应用低压撞击器对新型干法水泥生产线窑尾烟气排放特性进行测试,并对样品质量、化学成分等进行分析,得出结论如下:

1) 窑尾飞灰中  $PM_{10}$  成分中地壳元素 Ca、Fe、Si 的含量较多,其质量之和占总质量的 95.7%,来自破碎生料残渣聚合破碎形成的粗颗粒物贡献比例高,炉窑燃煤飞灰中的 S、K 等易挥发元素的气化凝结决定细颗粒物分布特征。

2) 窑尾烟气排放颗粒物  $PM_{10}$  呈双峰分布,粗颗粒物峰值分布明显,亚微米颗粒峰值不明显。

3) 增湿塔对细颗粒物有凝聚长大及预脱除效果,  $PM_{10}$  质量浓度由  $3.53 \text{ g/m}^3$  降低至  $3.39 \text{ g/m}^3$ , 烟气颗粒物粒径分布由双峰变为单峰分布,峰值范围为  $2 \sim 2.5 \mu\text{m}$ 。

4) 袋式除尘器对  $PM_{10}$  的脱除效果较好,脱除效率在 99.5% 以上,但仍存在  $0.1 \sim 0.4 \mu\text{m}$  的脱除逃逸窗口,微细颗粒物的深度脱除仍需重点关注。

#### 参考文献

[1] Uwasu M, Hara K, Yabar H. World cement production and environmental implications [J]. Environmental Development, 2014, 10: 36-47.

[2] 国务院. 关于印发《大气污染防治行动计划》的通知 [EB/OL]. [http://www.gov.cn/zhengce/content/2013-09/13/content\\_4561.htm](http://www.gov.cn/zhengce/content/2013-09/13/content_4561.htm), 2013-09-10.

[3] 国家统计局. 2015 中国环境统计年报 [M]. 北京: 中国环境出版社, 2015.

[4] 张强, Zbigniew K, David G, 等. 中国人为源颗粒物排放模型及 2001 年排放清单估算 [J]. 自然科学进展, 2006, 16(2): 223-231.

[5] 雷宇, 贺克斌, 张强, 等. 基于技术的水泥工业大气颗粒物排放清单 [J]. 环境科学, 2008, 29(8): 2366-2371.

[6] 唐倩, 王丽娟, 夏昕, 等. 我国水泥行业颗粒物减排潜力研究 [C]//2017 中国环境科学学会科学与技术年会论文集, 2017: 587-595.

[7] 马静玉. 水泥行业大气污染物排放特征研究 [D]. 邯郸: 河北工程大学, 2010.

[8] 赵庆炎, 韩士杰, 张铁舜, 等. 郑州市典型工业炉窑细颗粒物排放特征及清单 [J]. 环境科学, 2019, 40(5): 2052-2061.

[9] 火电厂烟气中细颗粒物 ( $PM_{2.5}$ ) 测试技术规范 重量法: DL/T 1520—2016 [S].

[10] 固定污染源排放 烟气中  $PM_{10}/PM_{2.5}$  质量浓度的测定 低浓度下利用撞击计进行测量: ISO 23210—2009 [S].

[11] 胡月琪, 邬晓东, 王琛, 等. 北京市典型燃烧源颗粒物排放水平与特征测试 [J]. 环境科学, 2016, 37(5): 1653-1661.

[12] Sui Z F, Zhang Y B, Peng Y, et al. Fine particulate matter emission and size distribution characteristics in an ultra-low emission power plant [J]. Fuel, 2016, 185: 863-871.

[13] 张明飞, 朱金波, 马娇媚, 等. 新型干法水泥生产线  $PM_{2.5}$  超细颗粒物排放测试方法研究 [J]. 环境工程, 2014, 32(增刊 1): 558-564, 585.

[14] Wang H L, Hao Z P, Zhuang Y H, et al. Characterization of inorganic components of size-segregated particles in the flue gas of a coal-fired power plant [J]. Energy & Fuels, 2008, 22(3): 1636-1640.

[15] 潘凤萍, 陈华忠, 庞志强, 等. 燃煤电厂锅炉中颗粒物在选择性催化还原、静电除尘器和烟气脱硫入口处的分布特性 [J]. 中国电机工程学报, 2014, 34(32): 5728-5733.

[16] 赵丽, 张丹, 周志恩, 等. 重庆市典型工业源颗粒物排放特征 [J]. 环境工程技术学报, 2015, 5(6): 447-454.

[17] Ke L, Liu W, Wang Y H, et al. Comparison of  $PM_{2.5}$  source apportionment using positive matrix factorization and molecular marker-based chemical mass balance [J]. Science of the Total Environment, 2008, 394(2/3): 290-302.

[18] 赵磊, 周洪光. 超低排放燃煤火电机组湿式电除尘器细颗粒物脱除分析 [J]. 中国电机工程学报, 2016, 36(2): 468-473.

[19] 司小飞, 李元昊, 聂鹏. 火电厂超低排放及湿式电除尘器的改造探讨 [J]. 环境工程, 2016, 34(增刊 1): 618-622.

[20] 闫东杰, 玉亚, 黄学敏, 等. 电凝并强化电袋复合除尘器除尘性能研究 [J]. 中国电机工程学报, 2017, 37(22): 6659-6665, 6778.

(下转第 148 页)

- 2008, 28(7): 1113-1118.
- [7] Tyrer M. 12-Municipal solid waste incinerator (MSWI) concrete [J]. *Eco-Efficient Concrete*, 2013, 59(1): 273-310.
- [8] Ferreira C, Ribeiro A, Ottosen L. Possible applications for municipal solid waste fly ash [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2003, 96(2): 201-216.
- [9] Hansson C M, Frølund T, Markussen J B. The effect of chloride cation type on the corrosion of steel in concrete by chloride salts [J]. *Cement & Concrete Research*, 1985, 15(1): 65-73.
- [10] Wu B, Wang D Y, Chai X L, et al. Characterization of chlorine and heavy metals for the potential recycling of bottom ash from municipal solid waste incinerators as cement additives [J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2016, 10(4): 1-9.
- [11] Boghetich G, Liberti L, Notarnicola M, et al. Chloride extraction for quality improvement of municipal solid waste incinerator ash for the concrete industry [J]. *Waste Management & Research*, 2005, 23(1): 57-61.
- [12] 宁华宇. 垃圾焚烧飞灰中氯离子洗脱及水泥固化研究[J]. *水泥* 2018(12): 9-12.
- [13] 周建国, 张曙光, 李萍, 等. 城市生活垃圾焚烧飞灰水洗脱氯实验研究[J]. *天津城建大学学报* 2015, 21(6): 417-422.
- [14] Chimenos J M, Fernández A I, Cervantes A, et al. Optimizing the APC residue washing process to minimize the release of chloride and heavy metals [J]. *Waste Management*, 2005, 25(7): 686-693.
- [15] Zuo X B, Tang Y J, Yin G J, et al. Influence of fly ash and its partial replacement by slag on the leaching behavior of blended cement pastes [J]. *Journal of Materials in Civil Engineering*, 2017, 29(0401718710).
- [16] Xue Q, Li J S, Wang P, et al. Removal of heavy metals from landfill leachate using municipal solid waste incineration fly ash as adsorbent [J]. *CLEAN-Soil, Air, Water*, 2015, 42(11): 1626-1631.
- [17] 宿程远, 朱孝文, 农志文, 等. SRIS 对垃圾渗滤液中氨氮去除效能及微生态分析[J/OL]. *环境科学研究* 2019: 1-11.
- [18] 刘建国, 刘意立. 我国生活垃圾填埋场渗滤液积累成因及控制对策[J]. *环境保护* 2017, 45(20): 20-23.
- [19] 刘鹏, 张轶凡, 杨帅, 等. 垃圾渗滤液特性及其处理技术研究[J]. *科技资讯* 2018, 16(35): 75-76.
- [20] Xu Y F, Fu Y, Xia W, et al. Municipal solid waste incineration (MSWI) fly ash washing pretreatment by biochemical effluent of landfill leachate: a potential substitute for water [J]. *Environmental Technology*, 2018, 39(15): 1949-1954.
- [21] Hwang I H, Matsuo T, Tanaka N. Water-soluble characteristics of chlorine in char derived from municipal solid wastes [J]. *Waste Management*, 2006, 26(6): 571-579.
- [22] 刘国威, 陈繁忠. 几种药剂对垃圾焚烧飞灰重金属稳定化的性能影响[J]. *环境工程* 2018, 36(9): 139-143.
- [23] 白晶晶, 张增强, 闫大海, 等. 水洗对焚烧飞灰中氯及重金属元素的脱除研究[J]. *环境工程* 2012, 30(2): 104-108.
- [24] Nagib S, Inoue K. Recovery of lead and zinc from fly ash generated from municipal incineration plants by means of acid and/or alkaline leaching [J]. *Hydrometallurgy*, 2000, 56(3): 269-292.
- [25] Diana H, César P, Nicola S, et al. Detection of copper(II) and zinc(II) binding to humic acids from pig slurry and amended soils by fluorescence spectroscopy [J]. *Environmental Pollution*, 2006, 143(2): 212-220.
- [26] Wu J, Zhang H, He P J, et al. Insight into the heavy metal binding potential of dissolved organic matter in MSW leachate using EEM quenching combined with PARAFAC analysis [J]. *Water Research*, 2011, 45(4): 1711-1719.
- [27] Alinnor I J. Adsorption of heavy metal ions from aqueous solution by fly ash [J]. *Fuel*, 2007, 86(5/6): 853-857.

第一作者: 王梦璐(1994-), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为固体废物管理及资源化。lxfwml@163.com

通信作者: 吴川福(1983-), 男, 博士, 副教授, 主要研究方向为固体废物管理及资源化。wucf@ustb.edu.cn

### (上接第118页)

- [21] 鲍静静, 许家菱, 唐继国, 等. 水汽相变促进烟气中细颗粒物成核长大特性研究[J]. *工程科学与技术*, 2017, 49(5): 171-177.
- [22] 谭厚章, 熊英莹, 王毅斌, 等. 湿式相变凝聚器协同多污染物脱除研究[J]. *中国电力*, 2017, 50(2): 128-134.
- [23] Fletcher N H. Size effect in heterogeneous nucleation [J]. *Journal of Chemical Physics*, 1958, 29(3): 572-576.
- [24] 张卫东, 苏海佳, 高坚. 袋式除尘器及其滤料的发展[J]. *化工进展*, 2003, 22(4): 380-384.
- [25] Kanaoka C, Emi H, Myojo T. Simulation of the growing process of a particle dendrite and evaluation of a single fiber collection efficiency with dust load [J]. *Journal of Aerosol Science*, 1980, 11(4): 377, 385-383, 389.

通信作者: 谭厚章, 博士, 教授, 主要从事火电厂煤高效低氮燃烧、系统节能节水以及烟气多污染物脱除与控制等方面研究工作。tanhz@xjtu.edu.cn