

燃煤电厂细粒子排放特征研究

Emission Characteristics of fine particles from coal-fired power plants

张思婕^{1,2} 张新民¹ 燕丽³ 薛志钢¹ (1. 中国环境科学研究院/环境基准与风险评估国家重点实验室, 北京 100012; 2. 首都经济贸易大学, 北京 100070; 3. 环境保护部环境规划院, 北京 100012)

摘 要 当前我国区域灰霾污染突出, 燃煤电厂因排放大量的细粒子而备受关注。本文从粒径分布、无机组分和有机组分等方面, 系统研究和总结了燃煤电厂细粒子排放特征。结果表明, 我国燃煤电厂除尘和脱硫设施除去烟尘颗粒物中大部分粗粒子, 但对细粒子的脱除能力则很弱; As、Pb 和 Zn 等无机组分, 以及 OC 和 PAHs 等有机组分易在细颗粒上的富集; 与电力行业大气污染控制发展相比, 排放特征研究明显滞后, 迫切需要开展工作。

关键词 灰霾; PM₁₀; PM_{2.5}; 粒径分布; 化学组成; 排放

免责声明 本文仅代表作者个人观点, 与中国 21 世纪议程管理中心、中国可持续发展研究会及联合国均无关。

Disclaimer: This brief was submitted through the Administrative Centre for China's Agenda 21 (ACCA21), Ministry of Science and Technology, China, and the Chinese Society for Sustainable Development (CSSD). The views and opinions expressed are those of the author(s) and do not necessarily represent the views of, and should not be attributed to, the Secretariat of the United Nations, the ACCA21 or the CSSD. Online publication or dissemination does not imply endorsement by the United Nations. For further information, please contact Mr. Sun Xinzhang (sunxzh@acca21.org.cn)

PM₁₀ 和 PM_{2.5} 分别指空气动力学直径 (D_p) 小于或等于 10 和 2.5 μm 的大气颗粒物, 其中 PM₁₀ 又称为可吸入颗粒物, PM_{2.5} 又称为可入肺颗粒物。细粒子通常包括 PM₁₀、PM_{2.5}、PM_{1.0} 等可吸入颗粒物和超细颗粒物。近十年来, 大气细粒子对大气环境、人体健康、生态系统和气候变化的影响日益突出, 关于大气细粒子的研究已成为当前大气环境科学研究的重点[1-4]。PM_{2.5} 颗粒渗透到肺部深处, 并进一步进入血液, 引发炎症、呼吸道疾病, 包括大脑在内的许多内部器官的血液凝集和中毒。世界卫生组织估计, 中国 20% 的肺癌与 PM_{2.5} 的污染有关[5]。不仅如此, PM_{2.5} 还是引发灰霾污染的首要污染物, 2013 年全国平均霾日数为 35.9 天, 为 1961 年以来最多[6]。大范围灰霾污染触发了交通受限、航班延误、病患增加等一系列的“连锁反应”。上述事实表明, 控制细粒子污染迫在眉睫, 是关系到区域环境安全的一项重要任务。

燃煤电厂因其排放大量的细粒子, 且具有远距离传输扩散等特点, 不仅是各国大气污染控制工作的重点, 也引起国内外研究者的广泛关注。目前, 我国燃煤电厂每年排放的细粒子超过 300 万吨[7-8], 在燃煤排放源中占比最高[5]。我国能源资源禀赋条件决定了在未来相当长的时期内, 以煤电为主的能源结构不会改变。根据电力行业“十二五”规划预测, 到 2015 年火电装机容量将增加到 9.3 亿 KW, 届时我国将成为名副其实的世界第一火电大国。如此庞大且处于增长期的火电厂规模, 对细颗粒物持续减排带来前所未有的挑战。本文拟在系统研究总结我国燃煤电厂排放颗粒物的粒径分布特征、化学组成等研究进展的基础上, 深入理解燃煤电厂细颗粒物排放特征, 为环境保护部门和地方政府制定科学有效的燃煤电厂细粒子排放控制策略提供科学支持。

1 粒径分布特征

粒径分布又称为分散度,表示烟尘中各种不同粒径烟尘的数量或者体积百分比组成。燃煤电厂颗粒物粒径分布对于了解和控制电厂颗粒物排放具有重要意义。

1.1 除尘前后

目前,对除尘器前后烟气细粒子的研究方法主要利用低压撞击器(LPI)对燃煤电厂除尘器前后烟气进行分级采样。岳勇等(2005)使用美国 Andersen 公司的 8 级烟道撞击器(空气动力学粒径范围为 $0\sim 17.54\mu\text{m}$)研究了北京某 12MW 燃煤锅炉满负荷工况下 PM10 在除尘器前后的粒径分布。结果表明,电除尘器入口烟气中飞灰粒径在 $0.7\sim 17.5\mu\text{m}$ 范围内呈单峰分布,峰值在 $7.48\sim 10.97\mu\text{m}$,而除尘器出口排放的颗粒物在 $1\sim 10\mu\text{m}$ 之间分布则比较平缓[9]。高翔鹏等(2007)用低压撞击器 13 级采样器(空气动力学粒径范围为 $0\sim 9.8\mu\text{m}$)对某燃煤电厂的 50MW 和 300MW 燃煤锅炉除尘器前后的烟气颗粒物分别进行采样,研究 PM10 的排放特性。研究表明,2 台锅炉产生的 PM10 均呈双峰分布,峰值分别在 $0.1\mu\text{m}$ 和 $4\mu\text{m}$ 左右[10]。李超等(2008)利用荷电低压捕集器 12 级采样器(ELPI,空气动力学粒径范围为 $0.03\sim 10\mu\text{m}$)和稀释采样系统,对 2 个燃煤电厂除尘器前后烟气中的 PM10 排放特征进行研究,发现各电厂除尘器前后 PM10 的粒径分布也呈双峰分布:亚微米模态的峰值出现在 $0.2\sim 0.4\mu\text{m}$ 粒径范围内,而粗颗粒态的峰值除尘器前 $>10\mu\text{m}$,除尘器后介于 $2.0\sim 4.0\mu\text{m}$ 之间[11]。可见,该结果与高翔鹏等(2007)的研究结果一致,但与岳勇等(2005)的研究结果则明显不同。但是所有研究均表明,我国燃煤电厂除尘装置对粗颗粒物有较高的捕获率(99%以上);但对于 PM10 特别是 PM2.5 的捕获率却较低(为 90%左右),即除尘器的除尘效率均随着颗粒粒径的减小而逐渐下降。总之,经过除尘器后,烟气颗粒物的平均直径向小粒径偏移。

1.2 脱硫前后

烟气脱硫是目前控制二氧化硫(SO_2)排放最有效和应用最广的技术。迄今为止,国内外已开发出数百种脱硫技术,其中石灰石·石膏湿法(wet flue gas desulphurization, WFGD)技术最为成熟,占世界上投入运行的脱硫系统的 85%左右。2012 年,我国脱硫机组总装机容量达到 7.18 亿千瓦,脱硫系统以石灰石·石膏湿法为主,约占 90%左右。脱硫过程中颗粒物与脱硫液接触,脱硫产物容易吸附于细颗粒表面,而改变颗粒的性质;同时由于反应、蒸发、结晶及捕集等作用,使得脱硫后颗粒物的粒径分布也发生变化[12-13]。

王琿等(2008)采用 Andersen 8 级撞击器对广东某 300MW 燃煤电厂湿法烟气脱硫(wet flue gas desulphurization, WFGD)系统前后的飞灰颗粒物进行采集,获得了烟气中飞灰颗粒物的质量浓度和粒径分布特性。采样工况分别为 100%和 70%锅炉负荷。结果表明,WFGD 系统入口飞灰质量粒径呈典型的双峰分布,峰值分别在 1 和 $3\mu\text{m}$ 处,颗粒多呈规则球形,PM2.5 与 PM10 质量比为 0.434,飞灰总浓度约为 $85\text{mg}/\text{m}^3$ 标准状态;出口处飞灰质量粒径分布也呈现双峰性,其中细颗粒比例增大,PM2.5 与 PM10 质量比为 0.764,细颗粒间相互聚集粘连形成不规则的块状结构,飞灰总浓度在 $23\text{mg}/\text{m}^3$ (标准状态)以下,总飞灰的脱除效率为 74.5%,脱除效率随粒径减小而明显下降[14]。颜金培等

(2011)采用 ELPI(电称低压冲击器)对 WFGD(湿法烟气脱硫)前后烟气中的细颗粒进行采样分析。研究发现,脱硫后大颗粒(粒径大于 $2\mu\text{m}$)的质量浓度均有降低,粒径段介于 $0.03\sim 0.10\mu\text{m}$ 的细颗粒数浓度明显增加,这说明在该脱硫过程产生了新的颗粒物,新产生的颗粒物随烟气携带出脱硫塔,导致脱硫后烟气中细颗粒数浓度增加[12]。国内研究结果与国外的基本一致,丹麦 Nord-jylland 电厂和 Avedore 电厂均采用石灰石-石膏湿法脱硫工艺,虽然脱硫吸收塔使总的粉尘浓度降低了 50~80%,但 PM1 浓度却提高了 20~100%。这是因为湿法脱硫吸收塔脱除了部分粗颗粒,却提高了细颗粒的浓

度[15]。经分析认为这些细颗粒除燃煤飞灰、石膏和未反应的石灰石等组分(占50%以上)外,还有一部分是除雾器无法除去的湿法脱硫烟气中的细小液滴干燥后产生的浆渣[16]。另外,值得注意的是,湿法脱硫工艺对烟气中的SO₂有较高的脱除效率,但对烟气中SO₃的脱除效率并不高。这是因为当烟气通过空气预热器时烟气温度骤然降低,SO₃与水反应生成H₂SO₄气溶胶,这些气溶胶比较容易穿透吸收塔的喷淋层和除雾器,因而SO₃的脱除效率一般低于50%。由于湿法烟气脱硫系统排出的净烟气温度较低,处于酸露点以下,因此,烟囱排出的SO₃主要以硫酸气溶胶状态存在,这些硫酸气溶胶会与大气中的其他物质反应,产生二次可吸入颗粒物[17]。

对除尘前和WFGD颗粒物分布规律同时研究的较少,综合前人研究成果[18-21],一个带有高效静电除尘器(ESP)或袋式除尘器的燃煤电厂,可以将排放出的颗粒粒径很好地控制在PM₁₀以内。湿法脱硫(WFGD)也可以捕获颗粒物,它可以将颗粒大小控制在PM_{3.5}以内,其中大部分是PM₁。燃煤电厂经过静电除尘和脱硫之后,对PM₁₀的去除率介于98.20~99.76%,平均为99.10%;对PM_{2.5}的去除率为95.58~99.16%,平均为97.34%。无论是除尘器还是WFGD系统,对较大粒径颗粒物去除效率较高,但对大量细粒子的去除效率并不高。造成数量巨大的细粒子进入环境中,构成大气气溶胶的主要部分。这部分飞灰以粒径<2.5 μm甚至亚微米级超细颗粒为主,以颗粒的数量计可达到飞灰总数的90%以上[22-25]。

2 化学组成

2.1 无机组分

煤是一种复杂的聚合物,几乎所有出现于元素周期表中的元素都可以在煤中找到[26]。煤燃烧后,这些元素分别以不同的形态进入炉渣、除尘器底灰及飞灰中。主量元素(如工业分析中测定的C、H、O、N、S)在燃烧过程中产生的污染物,如SO_x、NO_x、CO₂和挥发性有

机化合物等,因其排放量大、浓度高,对其的研究较早,也很深入。微量元素(含量在1000 μg/g到100 μg/g之间,如Si、Al、Ca、Mg、K、Na、Fe、Mn、Ti、F、Cl、Br、I)和痕量元素(含量低于100 μg/g)由于其含量低、排放总量不大,早期并未受到人们的重视。但近年来的研究表明,许多次量和痕量元素不仅毒性较大,且具有环境迁徙性和累积性,对环境和人体健康危害较大,因此,燃煤过程的痕量元素排放研究逐渐受到人们的关注。1974年Richard Davison等发表“飞灰中的痕量元素浓度取决于颗粒物的粒径”,提出燃煤排放的痕量元素和粒径存在一定的关系,即痕量元素更容易存在于细微颗粒物中,随后越来越多的学者开始研究颗粒物的粒径分布及痕量元素的排放[27]。

安装除尘系统的燃煤电厂锅炉排放的颗粒物空气动力学直径集中在0.1-10 μm范围内。其中Al、Si的粒径分布主要受气化元素在颗粒表面沉积的影响,浓度随粒径减小而降低;S和P主要发生气化,表面凝结、反应或吸附等沉积过程,决定了它们在颗粒物中的分布浓度随粒径减小而升高;Na、Mg、K、Ca和Fe在颗粒物中的分布机理相对复杂,分布没有一致的趋势[23]。

PM₁₀中痕量元素,在电厂除尘器前后的质量粒径分布与PM₁₀相似,即在亚微米和超微米粒径范围内均有一个峰值,大多呈现双模态。痕量元素在亚微米区间存在较强的富集作用,主要表现为痕量元素在PM₁和PM_{2.5}中的比例明显高于其在PM₁₀中的比例[11],如Mg、Cr、Cu、Zn等在PM₁附近有明显的富集趋势。

痕量元素在高温下的表现与该元素或其氧化物的沸点高低密切相关,最终影响其在燃烧源排放中的分布规律[28]。燃烧后可能形成稳定凝结相的元素或其氧化物,挥发性就越强,在炉渣、底灰、飞灰和烟气中的分布就越向后富集,而且在飞灰的不同粒径中,也越容易在小粒径颗粒物上富集[29]。详见图1。

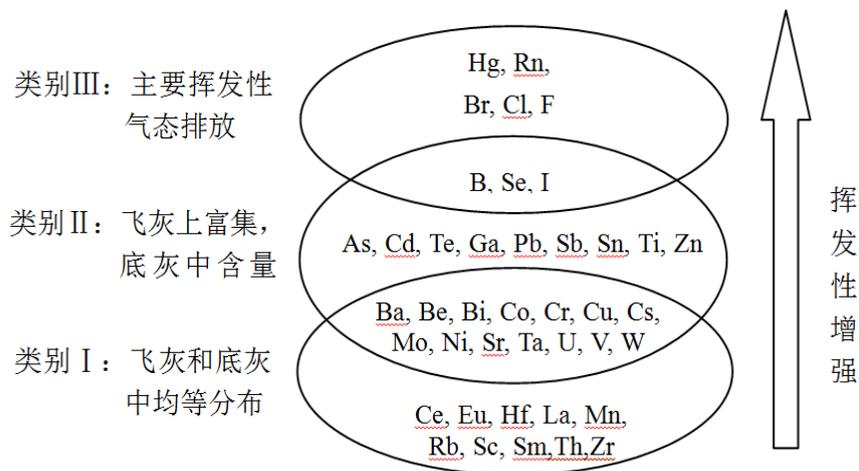


图1 煤燃烧中痕量元素挥发特性及赋存规律

电厂除尘器前后 PM10 中痕量元素的质量粒径分布，与 PM10 质量浓度粒径分布相似，大多呈现双模态。痕量元素在 PM1 和 PM2.5 中的比例明显高于其在 PM10 中的比例，表明它们在亚微米区间存在较强的富集作用[11]。由于痕量元素在细颗粒上的富集，同时电除尘器对 0.1-1 μm 粒径范围内的颗粒物去除效率较低，使得除尘器对 PM10、PM2.5 和 PM1 中元素的去除效率依次降低。超细颗粒物的生成主要是通过蒸发-成核-冷凝-团聚的机理，易挥发的元素在煤中的赋存形式及含量对超细颗粒物的生成有很大的影响，大量的研究发现易挥发元素在亚微米灰上有富集的趋势[30-33]。从现有研究结果看，As、Pb、Cd、Cu、V、Sb、Sc 和 Ti 等在 PM1 上相对富集，Fe、Ba、Mn、Mg、Ca、Cd、Cu、Pb 和 Zn 等在 PM2.5 上相对富集，Si、Mg、Mn、Fe、Ca 和 Al 等在 PM10 相对富集[30-36]。另外，特别值得注意的是，高永华等通过实验研究表明燃煤电厂颗粒物吸附许多复杂成分，如微量重金属 As、Se、Cd、Pb 和 Cr 大部分富集在粒径小于 2.1 μm 的细颗粒上，可直接或间接作用于 DNA，引起 DNA 损伤、断裂或 DNA 加合物形成；DNA 损伤后若不能完全修复则可能引起肺癌[11]。

2.2 有机组分

煤燃烧排放颗粒物中的有机组分包括有机碳(OC)、多环芳烃(PAHs)、正构烷烃、正构烷酸、萘烷、未解析有机化合物(UCM)等[37]。这些有机组分的排放与组成特征不仅与煤阶有重要关系，还与燃烧温度、燃烧时间，供氧状况等密切相关[38]，所以污染源不同，其排放的有机组分也存在明显差异[39-41]。目前，国内关于燃煤电厂排放颗粒物中的有机组分主要包括 OC 和 PAHs 等。李超等(2008)研究测得的燃煤工业锅炉排放 PM2.5 的 OC/EC 在 0.6~4.6 之间，其中采用干法除尘技术的锅炉的 OC/EC < 1，在 0.6~0.9 之间，而采用湿法脱硫除尘技术的锅炉的 OC/EC > 1，在 1.6~4.6 范围内[11]。部分气态有机物在湿式除尘器或湿式脱硫塔通过喷淋降温等过程转化为颗粒态有机物，是采用湿法脱硫除尘技术的锅炉排放 PM2.5 中 OC/EC 比值普遍高于采用干法除尘技术的锅炉的主要原因。燃煤电厂烟气中的 PAHs 主要为二环萘到四环的苯并[α]蒽等低环物质[42-44]。燃煤电厂烟尘中 PAHs 含量与锅炉的燃烧效率有关，一般来说，煤在锅炉内燃烧越完全，PAHs 的排放量也越低。李运勇(2002)通过采集电厂底灰和飞灰收集管处的飞灰，并用 GC-MS/MS 测定了 PAHs 含量。结果表明：飞灰中 PAHs 含量仅 0.667 $\mu\text{g/g}$ ，底灰中 PAHs 含量达 23 $\mu\text{g/g}$ ，底灰中 PAHs 含量明显高于飞灰；从 PAHs 的

组成来看, 飞灰中的 PAHs 种类比底灰明显要多, 但各芳烃含量比底灰要低得多[57]。

3 结论与建议

(1) 燃煤电厂均采用了较为先进的除尘设备和湿法烟气脱硫设施, 这些措施几乎能全部除去烟尘颗粒物中的粗粒子, 但对细粒子的脱除能力则很弱, 造成数量巨大的细粒子进入环境中。现有研究表明: PM10 的去除率介于 98.20~99.76%, 平均为 99.10%; PM2.5 的去除率为 95.58~99.16%, 平均为 97.34%。

(2) As、Pb 和 Zn 等无机组分, 以及 OC 和 PAHs 等有机组分易在细颗粒上的富集, 但无论是除尘器还是脱硫系统, 对大量细粒子的去除效率均不高。

(3) 与电力行业大气污染控制发展相比, 相关研究明显滞后。目前, 关于除尘设施的颗粒物排放特征研究居多, 而关于脱硫后的颗粒物排放特征研究则较少, 迫切需要开展相关研究。

(4) 燃煤电厂排放颗粒物化学组成研究多为学者自发的、小规模探索式研究, 而且以无机元素为主, 但重金属化学形态研究还未见报道; 从有机组分来看, 仅限于 OC 和 PAHs, 为真实了解燃煤电厂颗粒物的化学成分特征、保障人体健康和区域生态环境安全急需开展相关研究。

参考文献

[1] 朱彤. 大气颗粒物表面的非均相反应 (J). 中国科学: 化学, 2010, 40(12): 1729-1730.

[2] 郝吉明, 程真, 王书肖. 我国大气环境污染现状及防治措施研究 (J). 环境保护, 2012, (9): 17-20.

[3] 唐晓炎, 张远航, 邵敏. 大气环境化学 (J). 北京: 高等教育出版社, 2006.

[4] 张新民, 柴发合, 薛志钢, 等. 广州颗粒物化学组成特征及季节差异 (J). 环境科学研究, 2011, 24(2): 139-145.

[5] Cohen A J. The Burden of Disease Attributable to Ambient Air Pollution: Global, Regional and Chinese Estimates from GBD 2010 (R). Beijing: Presentation at Air Pollution and Health Impacts Workshop, organized by HEI and Tsinghua University, 2013.

[6] 中华人民共和国环境保护部. 2013 年环境状况公报 (R).

[7] Duan J, Tan J. Atmospheric heavy metals and Arsenic in China: situation, sources and control policies (J). Atmospheric Environment, 2013, 74: 93-101.

[8] 张凡. 燃煤电厂颗粒物控制的必要性与达标分析 (J). 环境保护, 2012(9): 29-30.

[9] 岳勇, 陈雷, 姚强, 等. 燃煤锅炉颗粒物粒径分布和痕量元素富集特性实验研究 (J). 中国电机工程学报, 2005, 25(18): 74-79.

[10] 高翔鹏, 徐明厚, 姚洪, 等. 燃煤锅炉可吸入颗粒物排放特性及其形成机理的试验研究 (J). 中国电机工程学报, 2007, 27(17): 11-17.

[11] 李超, 李兴华, 赵瑜, 等. 燃煤电厂可吸入颗粒物中痕量元素的排放规律研究 (J). 中国科技论文在线, 2008, 3(5): 334-340.

[12] 颜金培, 杨林军, 鲍静静. 湿法脱硫烟气中细颗粒物的变化特性 [J]. 东南大学学报: 自然科学版, 2011, 41(2): 387-392.

[13] 颜金培, 杨林军, 鲍静静, 等. 氨法脱硫过程烟气中细颗粒物的变化特性 [J]. 中国电机工程学报, 2009, 29(5): 21-26.

[14] 王琿, 宋蕾, 姚强, 等. 电厂湿法脱硫系统对烟气中细颗粒物脱除作用的实验研究 [J]. 中国电机工程学报, 2008, 28(5): 1-7.

[15] Meij R. Trace element behavior in coal-fired power plants [J]. Fuel Processing Technology, 1994, 39(1-3): 199-217.

- [16] Thellefsen M, Livbjerg H. Formation and emission of fine particles from two coal-fired power plants[J]. *Combust Sci and Tech*, 2002, 174: 79-113.
- [17] 代旭东, 徐晓亮, 缪明烽. 电厂PM_{2.5}排放现状与控制技术[J]. *能源环境保护*, 2011, 25(6):1-4.
- [18] 王圣, 朱法华, 王慧敏, 等. 基于实测的燃煤电厂细颗粒物排放特性分析与研究[J]. *环境科学学报*, 2011, 31(3):630-635.
- [19] 郝吉明, 段雷, 易红宏, 等. 燃烧源可吸入颗粒物的物理化学特征[M]. 北京:科学出版社, 2008: 70-76.
- [20] Alvarez-Ayuso, Querol X, Tomas A. Environmental impact of a coal combustion desulphurisation plant: Abatement capacity of desulphurisation process and environmental characterization of combustion by-products[J]. *Chemosphere*, 2006, 65(11): 2009-2017.
- [21] 徐杰英, 刘晶, 郑楚光. 燃烧源超细颗粒物的研究进展[J]. *煤炭转化*, 2003, 26(4):16-20.
- [22] 苏国平. 燃烧源可吸入颗粒物的研究进展[J]. *环境科学导刊*, 2009, 28(6):10-14.
- [23] 于敦喜, 徐明厚, 姚洪, 等. 燃煤纳米颗粒物的物化特性及其潜在健康危害[J]. *科学通报*, 2008, 53(21):2654-2660.
- [24] 徐飞, 骆仲泐, 王鹏, 等. 440t/h循环流化床锅炉颗粒物排放特性的实验研究[J]. *中国电机工程学报*, 2007, 27(29):7-11.
- [25] 徐鸿, 宋凯, 雷小云, 等. 200MW机组电除尘器可吸入颗粒物排放控制试验研究[J]. *热力发电*, 2006, (10): 37-39.
- [26] Raask E. The mode of occurrence and concentration of trace elements in coal[J]. *Fuel Processing Technology*, 1985, 64(1):97-118.
- [27] Richard L Davison, David F S Natusch, John R Wallace, et al. Trace elements in fly ash. Dependence of concentration on particle size[J]. *Environ. Sci. Technol.*, 1974, 8(13), 1107-1113.
- [28] Ratafia-Brown J A. Overview of trace elements partitioning in flames and furnaces of utility coal-fired boilers[J]. *Fuel Processing Technology*, 1994, 39(2):139-157.
- [29] Xu Minghou, Yan Rong, Zheng Chuguang, et al. Status of trace element emission in a coal combustion process: a review[J]. *Fuel Processing Technology*, 2003, 85(2-3):215-237.
- [30] 高永华, 宏哲. 燃煤电厂超细粉尘的危害及控制[J]. *能源环境保护*, 2010, 24(3):5-8.
- [31] Marrero J, Polla G. Characterization and determination of 28 elements in fly ashes collected in a thermal power plant in Argentina using different instrumental techniques [J]. *Spectrochimica Acta Part B:Atomic Spectroscopy*, 2007, 62:101-108.
- [32] Lind T, Hokkinen J, Jokiniemi J K. Fine particle and trace element emissions from waste combustion-comparison of fluidized bed and grate firing[J]. *Fuel Processing Technology*, 2007, 88:737-746.
- [33] Yoo J I, Kimkh. Emission characteristics of particulate matter and heavy metals from small incinerators and boilers [J]. *Atmospheric Environment*, 2002, 36:5057-5066.
- [34] Senior C L, Helble J J. Emissions of mercury, trace elements, and fine particles from stationary combustion sources[J]. *Fuel Processing Technology*, 2000, 66:263-288.

[35] 隋建才, 徐明厚, 丘纪华, 等. 燃煤可吸入颗粒的物理化学特性及形成机理[J]. 化工学报, 2006, 57(7):1664-1670.

[36] 郑楚光. 燃烧过程中有害物质的富集与超细颗粒物的形成[J]. 东莞理工学院学报, 2006, 13(4):20-24.

[37] Oros, D R, Simoneit, B R T. Identification and emission rates of molecular tracers in coal smoke particulate matter (J) . Fuel Processing Technology, 2000, 79:515-536.

[38] Simoneit B R T. Biomass burning - a review of organic tracers for smoke from imcomplete combustion (J) . Applied Geochemistry, 2002, 17:129-162.

[39] Watson J G, Chow J C, Lowenthal D H, et al. Differences in the carbon composition of source profiles for diesel and gasoline-powered vehicles (J) . Atmos. Environ., 1994, 28, 2493-2505.

[40] Ellis E C, NovakovT, Zeldin M D. Thermal characterization of organic aerosols (J) . Science of the Total Environment ,1984, 36, 261-270.

[41] Ellis E C, Novakov T. Application of Thermal analysis to the characterization of organic aerosol particles (J) . Sci, Total Environ, 1982, 23, 227-238.

[42] Kunlei Liu, Wei Xie, Zhengbao Zhao, 等. Investigation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in fly ash from fluidized bed combustion systems (J) . Environ. Sci. Technol. 2000, 34:2273-2279.

[43] 姚渭溪, 徐晓白. 电厂燃煤锅炉排放烟尘粒径和多环芳烃的分布及致突变特性 (J) . 环境科学, 1991, 12(2):9-13.

[44] 陈善能. 燃煤电厂排放烟气与大气中 BaP 的污染 (J) . 环境科学, 1988, 9(4):81-85.

[45] 李运勇. 首钢地区燃煤环境中多环芳烃分布赋存规律及环境影响 (D) . 北京: 中国地质大学, 2002.

作者简介: 张思婕, 主要从事环境统计方面的研究。

通讯作者: 张新民, 博士, 副研究员, 主要从事大气污染控制研究。邮箱: zhangxm@craes.org.cn.

基金项目: 国家环境保护公益性行业科研专项重大项目 (201009032) 。