

氨法脱硫过程烟气中细颗粒物的变化特性

颜金培, 杨林军, 鲍静静, 蒋振华, 黄永刚, 沈湘林

(东南大学能源与环境学院, 江苏省南京市 210096)

Impact Property on Fine Particles From Coal Combustion in Ammonia Flue Gas Desulfurization Process

YAN Jin-pei, YANG Lin-jun, BAO Jing-jing, JIANG Zhen-hua, HUANG Yong-gang, SHEN Xiang-lin
(School of Energy and Environment, Southeast University, Nanjing 210096, Jiangsu Province, China)

ABSTRACT: Fine particles before and after wet flue gas desulfurization with ammonia were measured by electrical low pressure impactor (ELPI). Number concentrations and size distributions characteristics of fine particles in flue gas were obtained. The capture effects of fine particles using scrubber and aerosol formation mechanisms in ammonia desulfurization process were investigated. The results show that particle number concentration has an obvious increase after ammonia desulfurization and the mean size increase from 0.07 μm before scrubbing to 0.09 μm after ammonia desulfurization. The removal efficiency of submicron particles is extremely low using wet scrubber with plain water and independent on the ratio of liquid to gas. But particle number concentration in the outlet of scrubber increases with the ratio of liquid of gas with ammonia desulfurization, especially for higher concentration of ammonia. With the ratio of liquid to gas improved from 2L/m³ to 5L/m³ and ammonia concentration of 10%, the particle number concentration can be improved more than 10%. Moreover, particle number concentration after ammonia desulfurization increases with the concentration of SO₂ and ammonia.

KEY WORDS: ammonia desulfurization; fine particles; size distribution; scrubbing

摘要: 采用电称低压冲击器(electrical low pressure impactor, ELPI)对氨法脱硫前后的细颗粒进行测量, 获得烟气中细颗粒的数浓度和粒径分布特性, 分析了氨法脱硫过程细颗粒的生成机制及洗涤塔对细颗粒的捕集特性。结果表明, 氨法脱硫后细颗粒的数浓度明显增加, 在SO₂浓度为 1767 mg/m³和氨水浓度为 5%, 平均粒径由洗涤前的 0.07 μm 增大到

0.09 μm ; 常规洗涤对细颗粒的脱除效率很低且几乎不受液气比影响; 而氨水脱硫时, 洗涤塔出口的颗粒数浓度随液气比的增大而提高, 特别是氨水浓度较高的情况; 氨水浓度为 10%, 液气比从 2 L/m³增加到 5 L/m³, 颗粒数浓度增加了 10%; 此外, 随氨水浓度和烟气中SO₂浓度的增大, 洗涤后颗粒的数浓度增加。

关键词: 氨法脱硫; 细颗粒; 粒径分布; 洗涤

0 引言

煤燃烧是大气中污染物的主要来源, 我国排放的污染物中 87%的SO₂和 60%的烟尘是由煤燃烧引起的。随着能源消费的不断增长, 由此带来的SO₂和可吸入颗粒物的污染问题变得越发严重^[1-2]。大型燃煤电厂均装有除尘脱硫装置, 对SO₂和粉尘的控制取得了一定的效果。然而对可吸入颗粒物的排放却无有效的控制措施, 因而导致大量的细颗粒排入大气中, 造成严重的环境问题^[3-5]。由于湿式洗涤塔可同时脱除烟气中的颗粒物及其他有害物质, 得到了广泛的关注。近年来国内外对湿法脱硫(wet flue gas desulfurization, WFGD)系统对烟尘的脱除作用开展了一些研究, 对WFGD系统前后颗粒的浓度和组分进行了分析, 发现WFGD系统对颗粒物和有害痕量元素的脱除效率分别达到 80%和 60%以上, 有研究表明WFGD对大颗粒有较好的脱除效果, 但对于细颗粒的脱除效率很低^[6-9]。目前, 湿法烟气脱硫是大型燃煤电厂普遍采用的技术, 其中氨法脱硫技术已经得到了较为广泛和成功的应用, 但是该脱硫过程中容易产生大量的气溶胶颗粒, 这些气溶胶颗粒不仅会影响设备的运行, 更为严重的是这些气溶胶颗粒随烟气排入大气环境中, 严重危害了环境和人身健康。氨法脱硫中气溶胶的形成和排放更成为氨

基金项目: 国家自然科学基金项目(20576020); 国家重点基础研究发展规划基金项目(2002CB211604)。

Project Supported by National Natural Science Foundation of China (20576020); Project Subsidized by the Special Funds for Major State Basic Research Projects of China (2002CB211604).

法脱硫急需解决的重要问题。但以往的研究只关注WFGD的脱硫效率^[10-16]，而脱硫过程中细颗粒的形成和排放并不引起重视，相关研究结果很少。脱硫过程中细颗粒的形成机理，脱除作用和排放特性等仍不清楚，因此深入研究湿法脱硫过程中气溶胶的形成和排放特性对于控制烟气中细颗粒的排放具有重要的意义。

本文针对氨法脱硫过程烟气中细颗粒的变化特性进行分析，以研究湿式氨法脱硫过程中气溶胶的生成机理和脱除作用，为控制WFGD系统细颗粒的排放和利用WFGD同时脱除烟气中的细颗粒提供依据和技术基础。

1 实验部分

为研究氨法脱硫前后细颗粒的变化特性，搭建了一套实验系统，如图1所示。实验烟气由全自动燃煤炉排锅炉(CZML-0.058)产生，经缓冲罐进入旋风分离器去除大颗粒。额定烟气量80~150 m³/h(标准状态)。缓冲罐装有搅拌风扇和电加热管，用于保证烟气的稳定性和控制烟气的温度。旋风分离器的切割粒径为10 μm。旋风分离器后设有SO₂钢瓶用于调节烟气中的SO₂至所需的浓度，SO₂和烟气在混和室内充分混和后，进入脱硫塔。塔径为150 mm，塔内装有3级旋流板，洗涤塔顶部装有高效除雾器。洗涤塔出口用电称低压冲击器ELPI(芬兰DEKATI公司生产)实时测量烟气中颗粒的数浓度及粒径分布，并用烟气分析仪(德国MRU公司生产的SAE-19烟气分析仪)测量烟气中SO₂的浓度。

用ELPI测量时要对采样烟气进行稀释，考虑到实验系统排放的烟气含湿量较高，水蒸气容易在取样管和ELPI收集盘上凝结，对测量结果造成影响，因此必须对采样系统进行特殊处理。采用加热后的净化空气作为稀释气体与采样烟气混合(稀

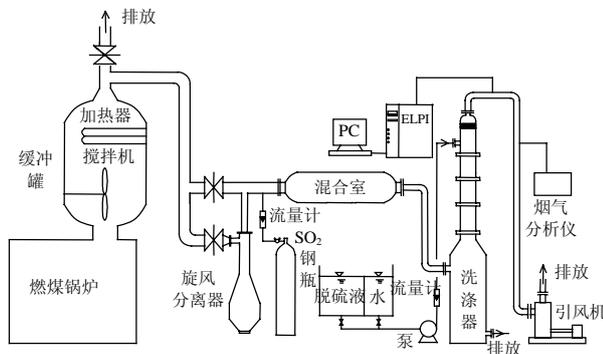


图1 实验系统示意图

Fig. 1 Schematic of experimental system

比: 8.18:1)后进入ELPI测试系统，并对整个管路系统采取保温措施。ELPI的粒径测量范围为0.023~9.314 μm。

2 结果与讨论

2.1 烟气中细颗粒的变化

实验过程中先启动燃煤锅炉，使烟气通过系统，并在洗涤塔后同时用ELPI进行测量，待颗粒浓度达到稳定后开始采集数据。实验的烟气量为100 m³/h，洗涤塔入口的烟气温度为80 °C，实验测得不同液气比的情况下，洗涤器出口的烟气温度变化范围在40~50 °C，烟气中SO₂浓度为1767 mg/m³。图2为某次实验过程中，洗涤塔出口处烟气颗粒的数浓度和平均粒径的随时间的变化曲线。图2中A段为未对洗涤塔进行操作的情况，颗粒的数浓度约为6.8×10⁶个/cm³，平均粒径为0.07 μm。120 s后对洗涤塔进行操作，用水作为洗涤液，液气比为4 L/m³，如图2的B段，洗涤之后颗粒的数浓度略有下降，而平均粒径并未发生变化，主要是水洗涤对不同粒径颗粒的脱除数量与初始烟气中相应粒径段颗粒数量相比，所占的比重很小，如图3可看出，用水洗涤后不同粒径段的颗粒数浓度与洗涤前的分布相比变化并不明显，粒径分布变化不大，因而平均粒径几乎未发生变化。图2的C段为用氨水代替水作为洗涤液，液气比仍为4 L/m³，氨水浓度为5%。从图上可以发现，与图2的B阶段相反，洗涤后的颗粒数浓度大幅增加，且超过了未对塔进行操作情况。此外，颗粒的平均粒径也从0.07 μm增加到0.09 μm，这主要是NH₃与烟气中的SO₂反应而产生的气溶胶，而该新生成的颗粒未能被洗涤塔捕集，导致颗粒的数浓度增加，这将在下面进一步分析。之后，恢复用水洗涤，如图2的D段，颗粒数浓度与粒径均又恢复到B段的水平，这也进一

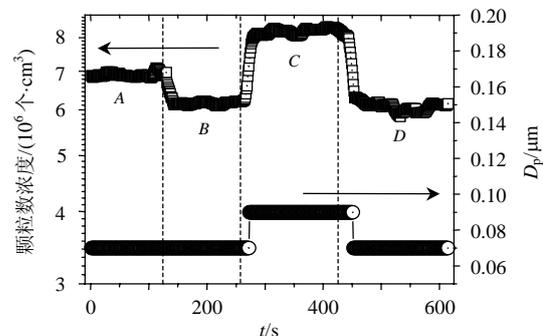


图2 颗粒数浓度与平均粒径随时间的变化

Fig. 2 Particle number concentration stability and mean size as a function of time

步证明了C段确实产生了新的颗粒。从该图上可以看出整个实验过程中不同的运行阶段均具有良好的稳定性。在相同的实验阶段，颗粒数浓度的波动偏差小于 3%，能够满足实验精度的要求。此外，该图也表明该实验过程具有良好的重复性，实验中的B和D段，颗粒的数浓度均稳定在 6.2×10^6 个/cm³，而不同的操作阶段的转换过程，颗粒数浓度突变很明显，并在很短的时间内就达到稳定。

2.2 气溶胶的形成与分析

图 3 为不同工况下洗涤塔出口颗粒数浓度分布的实测结果，初始分布指未对洗涤塔进行操作的情况。实验烟气的SO₂浓度为 1 767 mg/m³，洗涤液为水和氨水的情况，液气比均为 4 L/m³，氨水的浓度为 5%。可以看出实验用的燃煤产生的细颗粒数浓度在ELPI可测范围内呈单峰分布，颗粒数浓度峰值粒径为 0.06 μm左右，主要为亚微米级的颗粒。用水洗涤后，颗粒数浓度变化并不明显，粒径分布也未发生变化。而改用氨水作为洗涤液时，颗粒的数浓度则大幅的上升，特别是对于 0.07 到 0.7 μm粒径段的颗粒，此外，峰值粒径也增大到约为 0.08 μm。

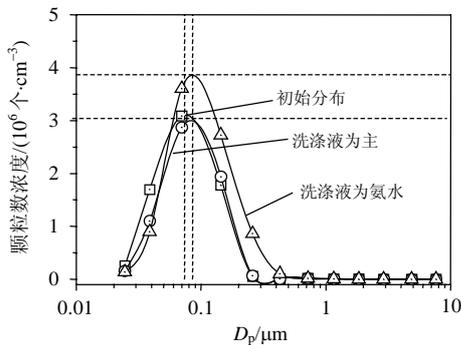


图 3 洗涤前后颗粒数浓度分布

Fig. 3 Particle size distribution before and after scrubbing

为了更清楚的反应出洗涤前后颗粒数浓度的变化情况，图 4 给出了颗粒数浓度的变化量 Δn_{id} ，其定义如下：

$$\Delta n_{id} = n_{i0} - n_{it} \quad (1)$$

式中： n_{i0} 为洗涤前第*i*级粒径段颗粒数浓度； n_{it} 为洗涤后第*i*级粒径段颗粒数浓度，单位均为个/cm³。

从图 3 可以看出颗粒数浓度在不同粒径段出现增加或减少，图中负值表示颗粒数浓度增加。对于洗涤液为水的情况，低于 0.1 μm的颗粒，数浓度有较大的降低，而在 0.1~1 μm则略有增加。对于洗涤液为氨水的情况，在 0.07~1 μm粒径段，颗粒数浓度大幅增加，数浓度增加量在 0.11 μm处达到最大。图 5 为相应的颗粒数浓度分级变化率 η_i ，其定义为

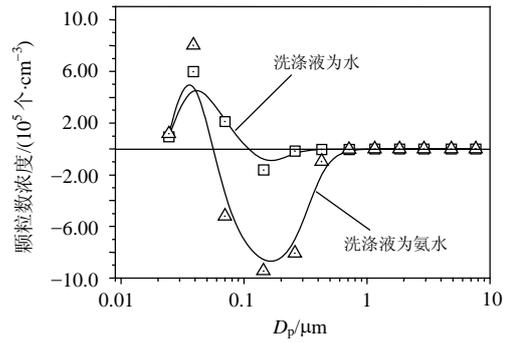


图 4 颗粒数浓度差

Fig. 4 Particle number concentration deficit

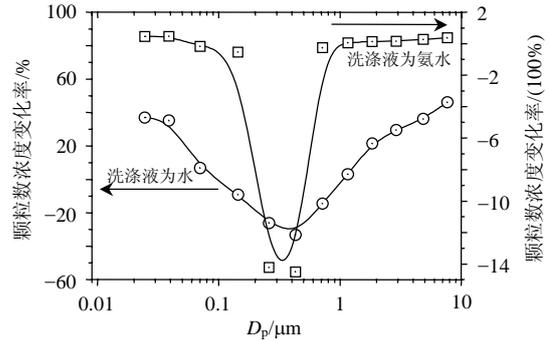


图 5 颗粒数浓度分级变化率

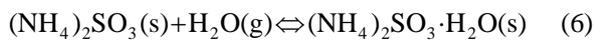
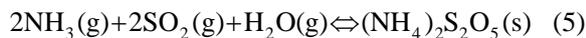
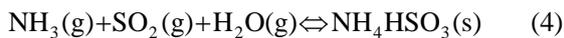
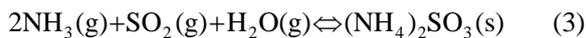
Fig. 5 Particle number concentration staged change rate

$$\eta_i = \frac{\Delta n_{id}}{n_{i0}} \quad (2)$$

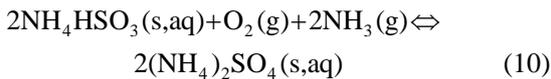
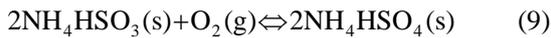
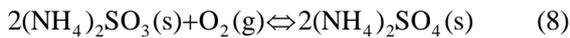
变化率为正表示洗涤后颗粒数浓度减少，变化率为负表示颗粒数浓度增加。洗涤液为水的时候，颗粒数浓度变化率随粒径的增大先减小后增大，在 0.43 μm处，变化率达到负的最大值，约为-30%。细颗粒在洗涤塔内主要通过扩散、拦截和惯性碰撞等机理捕集，捕集效率取决于颗粒的粒径，对于 0.1 μm以下的颗粒主要通过扩散作用捕集，随粒径的减小，扩散作用加剧，脱除效率提高，但扩散捕集效率通常很低。而对于大于 1 μm以上的颗粒，惯性碰撞机理起主要作用，随粒径的增加，捕集效率提高，从图上可以看出粒径介于 0.1~1 μm的颗粒难以脱除，这与Park^[17]等研究的结果一致。而对于粒径在 0.1~1 μm颗粒数浓度增加主要是由于更小的颗粒形成新的小团聚体，Chylek^[18]用显微镜研究了超细烟颗粒在液滴表面的聚集，认为在烟颗粒浓度较高的情况，液滴表面会形成不稳定的小尺度的团聚体，这些新形成的团聚体容易从液滴表面脱落，从而导致某一粒径段的颗粒数浓度增加。另一方面，这些小团聚体难以在洗涤塔内有效的脱除。因此从上面分析可知，出现负的变化率主要是由于更小的颗粒团聚形成的新团聚体。

用氨水作为洗涤液的情况，与用水作为洗涤液类

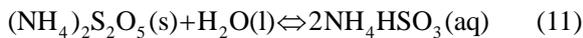
似, 随粒径的增大, 数浓度的变化率先减小后增大, 但是在 $0.07\sim 1\ \mu\text{m}$ 粒径段, 变化率产生突变, 从粒径为 $0.14\ \mu\text{m}$ 的 -53% 下降到 $0.43\ \mu\text{m}$ 的 -1449% , 比用水作为洗涤液时增加了约 49 倍。这一粒径段的颗粒数急剧增加主要有两个原因, 一方面, 如上面分析的一部分小颗粒团聚形成的新团聚体, 但这一新形成的团聚体数量并不是很可观; 因此另一个重要的原因是该过程产生了新的气溶胶颗粒。根据湿式氨法脱硫的原理^[19]:



当烟气中有氧气存在时:



因 $(\text{NH}_4)_2\text{S}_2\text{O}_5$ 易溶于水, 能发生如下反应:



利用氨水作为洗涤液时, 氨与烟气中的 SO_2 发生反应产生了新的气溶胶颗粒。根据以上反应方程可知, 该过程中容易产生大量的 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_3$, NH_4HSO_3 等气溶胶颗粒, 从图上可以看出该反应产生的气溶胶颗粒大多为亚微米级的颗粒物, 而这些细颗粒物难以在洗涤塔内被捕集, 容易随烟气被带出洗涤塔, 因而使出口处的颗粒数浓度急剧增加。而这些细颗粒排入大气中的细颗粒可在环境中常时间停留, 甚至被人体吸入, 危害人体健康, 因此控制这些颗粒的形成与排放显得尤为重要。从图 4 可知, 新产生的气溶胶颗粒主要分布于 $0.08\sim 0.4\ \mu\text{m}$, 这与图 5 中颗粒分级变化率有一定的差异, 变化率的极值出现在 $0.43\ \mu\text{m}$, 这主要是受细颗粒的初始分布情况的影响。

2.3 操作条件对细颗粒变化的影响

为了进一步分析不同操作条件对烟气中细颗粒变化的影响, 图 6 给出了细颗粒数浓度总变化率 η 的变化曲线, 其中 η 的定义为

$$\eta = \frac{n_o - n_t}{n_o} \quad (12)$$

式中: n_o 为洗涤前颗粒总数浓度; n_t 为洗涤后颗粒总数浓度, 个/ cm^3 。

图 6 为不同液气比对细颗粒变化率的影响, 烟气中 SO_2 的浓度为 $1767\ \text{mg}/\text{m}^3$ 。图中正变化率表示对颗粒的脱除(下同)。对于用水作为洗涤液的情况, 洗涤塔对细颗粒物有一定的脱除作用, 但总的脱除效率很低约为 10% , 且几乎不受液气比的影响。而对于用氨水作为洗涤液的情况, 颗粒数浓度的变化率出现负值, 即在该洗涤过程, 洗涤塔出口处颗粒数浓度增加。随着液气比的增加, 变化率的绝对值增大。特别是氨水浓度越高, 变化率受液气比的影响更为明显, 如氨水浓度为 10% , 液气比从 $2\ \text{L}/\text{m}^3$ 增加到 $5\ \text{L}/\text{m}^3$, 洗涤塔出口细颗粒的数浓度增加了 10% 。从气溶胶的形成机理分析, 主要有以下两种途径: 第一, 氨水吸收烟气中的 SO_2 生成 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_3$, $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_3\cdot\text{H}_2\text{O}$, $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 等, 细液滴由于高温烟气的蒸发作用析出形成气溶胶颗粒, 烟气温度较高的情况有利于气溶胶的形成, 而实际上, 随液气比的增大, 强化了传热和传质, 降低了烟气的温度, 形成的气溶胶数量降低, 但从图 6 可以看出在氨水浓度为 2% 和 5% 的情况, 随液气比的变化, 洗涤塔出口颗粒数浓度的变化并不明显, 而对于氨水浓度为 8% 和 10% , 随液气比的增大, 颗粒数浓度有较大的增加。因而该气溶胶形成机理并不能很好的解释实验得到的结果。分析气溶胶形成的另一个机理是, 烟气中的 SO_2 和氨水中挥发出来的氨直接通过气相反应产生气溶胶颗粒, 如反应式(3)和(4)。该途径产生的气溶胶数量主要受气相中 SO_2 , NH_3 和水蒸气浓度决定, 在本实验的条件下可认为 SO_2 和水蒸气的浓度一定, 因而生成的气溶胶数量主要由气相中 NH_3 的浓度控制, 从图 6 可以看出在相同的液气比时, 氨水浓度越高, 洗涤塔出口的颗粒数浓度也越高。这主要是随氨水浓度的提高, 从氨水中挥发出来的氨增多, 气相中 NH_3 的浓度变大, 因而生成的气溶胶颗粒也随之增加。对于氨水浓度相同的情况, 随液气比的增加, 氨的挥发量也增大, 生成的气溶胶数量增多。这与实验结果较为吻合, 能很好的解释液气比对颗粒数浓度变化的影响规律。在本实验的条件下 SO_2 浓度为 $1767\ \text{mg}/\text{m}^3$, 氨水浓度为 2% 的时候, 便有明显的气溶胶产生。因此, 从上分析可认为烟气中新产生的气溶胶主要通过气相反应机理生成, 但需要得到进一步的分析和验证。

图 7 为不同氨水浓度对烟气中细颗粒的变化特性及颗粒平均粒径的影响, 洗涤塔液气比为 $4\ \text{L}/\text{m}^3$ 。从图上可以看出随氨水浓度的增加, 颗粒数浓度变化率向负方向增大。氨水浓度从 2% 增加到 10% ,

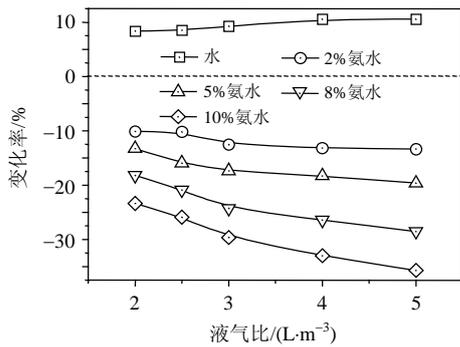


图 6 液气比对颗粒变化率的影响

Fig. 6 Particle change rate as a function of ratio of liquid to gas

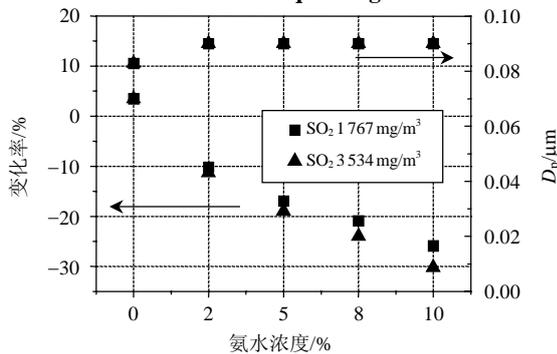


图 7 氨水浓度对细颗粒变化特性的影响

Fig. 7 Influence of ammonia concentration on the change characteristics of fine particles

SO₂浓度为 1 767 和 3 534 mg/m³的情况，数浓度变化率的绝对值分别增大了 15% 和 20% 以上。从气相反应的机理分析烟气中 SO₂, NH₃ 和水蒸气浓度的增加有利于气溶胶的生成，随氨水浓度的增大，氨的挥发增大，与烟气中 SO₂ 反应产生的气溶胶随之增多。在氨水浓度一定的情况下，烟气中 SO₂ 浓度越大，洗涤塔出口颗粒数浓度增加也越大。从图上还可见氨水的浓度和 SO₂ 的浓度越高，生成的气溶胶数量也越多，这均能从氨与 SO₂ 的气相反应机理得到很好的解释。对于用水作为洗涤液的情况，颗粒的平均粒径约为 0.07 μm，而用氨水作为洗涤液时，颗粒数浓度平均粒径增大到 0.09 μm，用氨水作为洗涤液的情况，在实验的条件下随氨水的浓度和烟气中 SO₂ 的浓度的变化，气溶胶颗粒平均粒径几乎不发生变化，可知在该过程中新形成的气溶胶颗粒的粒径大多集中在一个粒径段。

从上面的分析可知，在氨法脱硫过程中气溶胶的产生是不可避免的，因此如何控制脱硫过程中气溶胶的形成，减小细颗粒的排放对环境 and 健康造成影响已成为一个急需解决的问题。从气溶胶的形成机理分析，控制气溶胶颗粒的排放主要有两个方法：一是从源头控制气溶胶的生成，通过改变洗涤

塔的操作条件，保证脱硫效率的同时，通过控制洗涤液的 pH 值，选择合适的液气比，以减少脱硫过程中气溶胶的形成。另一个是气溶胶的脱除，通过物理或化学的方法使其长大成大颗粒后加以脱除。如通过饱和蒸汽的多相凝结，促使细颗粒粒径增大，质量增加，以利于用常规方法有效捕集。一般洗涤塔出口的烟气温度较低，含湿量较高，只要在洗涤塔之后适当的调节烟气的状态就能实现过饱和，从而促使细颗粒凝结长大。颜金培^[20]等研究了利用蒸汽相变促进燃煤超细颗粒脱除，取得了良好的效果。Heidenreich^[21]等利用 2 级填料塔内交替喷淋冷水和热水，研究了石英、石蜡油等细颗粒的凝结长大与脱除得到了相似的结论。

3 结论

1) 实验用的燃煤产生的细颗粒在 ELPI 可测范围内呈单峰分布，大多为亚微米级颗粒，平均粒径为 0.07 μm。常规湿式洗涤塔对亚微米级颗粒物的脱除效率很低，约为 10%。氨法脱硫后烟气中细颗粒的数浓度显著增加，SO₂ 浓度为 1 767 mg/m³ 和氨水浓度为 5% 时，烟气中细颗粒的平均粒径也增大为 0.09 μm。

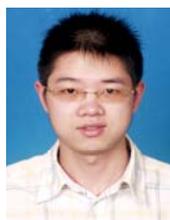
2) 氨法脱硫过程中容易产生大量的气溶胶颗粒，该气溶胶颗粒主要分布于 0.08~0.4 μm。随液气比的增加，洗涤塔出口的颗粒数浓度增加，特别是氨水浓度较高时，液气比的影响越显著；氨水浓度为 10%，烟气中 SO₂ 的浓度为 1 767 mg/m³ 时，液气比从 2 L/m³ 增加到 5 L/m³，洗涤塔出口颗粒数浓度增加了 10%；随氨水浓度和烟气中 SO₂ 浓度的增大，洗涤后颗粒的数浓度增加。

3) 氨法脱硫过程气溶胶颗粒的产生是不可避免的，但是可以通过改变洗涤塔操作条件以减少气溶胶的产生，或通过物理化学方法(如通过气溶胶的多相凝结长大)使产生的气溶胶颗粒长大后加以脱除。

参考文献

[1] Wang S J, Chen C H, Xu X C, et al. Amelioration of alkali soil using flue gas desulfurization byproducts: Productivity and environment quality[J]. Environmental Pollution, 2008, 151(1): 200-204.
 [2] 刘小伟, 徐明厚, 于敦喜, 等. 燃煤过程中氧含量对可吸入颗粒物形成及排放特性影响的研究[J]. 中国电机工程学报, 2006, 26(15): 46-50.
 Liu Xiaowei, Xu Minghou, Yu Dunxi, et al. Research on formation and emission of inhalable particulate matters at different oxygen content during coal combustion[J]. Proceedings of the CSEE, 2006,

- 26(15): 46-50(in Chinese).
- [3] 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.
Yue Yong, Chen Lei, Yao Qiang, et al. Experimental study on characteristics of particulate matter size distribution and trace elements enrichment in emission from a pulverized coal-fired boiler [J]. Proceedings of the CSEE, 2005, 25(18): 74-79(in Chinese).
- [4] Ma X, Kaneko T, Xu G, et al. Influence of gas components on removal of SO₂ from flue gas in the semidry FGD process with powder-particle spouted bed[J]. Fuel, 2001, 80(5): 673-680.
- [5] 袁竹林, 李伟力, 魏星, 等. 声波对悬浮PM_{2.5}作用的数值研究[J]. 中国电机工程学报, 2006, 25(8): 121-125.
Yuan Zhulin, Li Weili, Wei Xing, et al. Study of the sound wave effect on the PM_{2.5} suspended in the air by numerical method [J]. Proceedings of the CSEE, 2006, 25(8): 121-125(in Chinese).
- [6] Kolker A, Constance L S, Jeffrey C Q. Mercury in coal and the impact of coal quality on mercury emissions from combustion system [J]. Applied Geochemistry, 2006, 21(11): 1821-1836.
- [7] 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.
Wang Hui, Song Qiang, Yao Qiang, et al. Experimental study on removal effect of wet flue gas desulfurization system on fine particles from a coal-fired power plant[J]. Proceedings of the CSEE, 2008, 28(5): 1-7(in Chinese).
- [8] Meij R, Winkel H. The emission and environmental impact of PM₁₀ and trace elements from a modern coal-fired power plant equipped with ESP and wet FGD[J]. Fuel Processing Technology, 2004, 85(6-7): 641-656.
- [9] Mercedes D S, Sven U, Klaus R G H. Mercury emission control in coal-fired plants: The role of wet scrubbers[J]. Fuel Processing Technology, 2007, 88(3): 259-263.
- [10] 何伯述, 郑显玉, 常东武, 等. 温度对氨法脱硫率影响的实验研究[J]. 环境科学学报, 2002, 22(3): 412-416.
He Boshu, Zheng Xianyu, Chang Dongwu, et al. Experimental study of the temperature impacts on the SO₂ reduction ratio by ammonia gas scrubbing[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2002, 22(3): 412-416.
- [11] Antonio G, Norberto F, Alfredo T. Detailed modeling of a flue-gas desulfurisation plant[J]. Computers and Chemical Engineering, 2007, 31(11): 1419-1431.
- [12] Aurora G, Jose A M, Angel I. Mechanistical and non-linear modeling approaches to in-duct desulfurization[J]. Chemical Engineering and Processing, 2005, 44(7): 709-715.
- [13] Meikap B C, Kundu G, Biswas M N. Modeling of a novel multi-stage bubble column scrubber for flue gas desulfurization[J]. Chemical Engineering Journal, 2002, 86(3): 331-342.
- [14] Yuan Wu, Qin Li, Fang Li. Desulfurization in the gas-continuous impinging stream gas-liquid reator[J]. Chemical Engineering Science, 2007, 62(6): 1814-1824.
- [15] Yuanjing Zheng, Soren K, Jan E J. Experimental investigation of a pilot-scale jet bubbling reactor for wet flue gas desulphurization [J]. Chemical Engineering Science, 2003, 58(20): 4695-4703.
- [16] Charlotte B, Hans T K. The impact of the electrical potential gradient on limestone dissolution under wet flue gas desulfurization conditions [J]. Chemical Engineering Science, 1997, 52(18): 3101-3106.
- [17] Park S H, Jung C H, Jung K R, et al. Wet scrubbing of polydisperse aerosols by freely falling droplets[J]. Journal of Aerosol Science, 2005, 36(12): 1444-1458.
- [18] Chylek P, Videen G, Ngo D, et al. Effect of black carbon on the optical properties and climate forcing of sulfate aerosols[J]. Journal of Geophysical Research, 1995, 100(D8): 16325-16332.
- [19] 陈梅倩, 何伯述, 陈广华, 等. 氨法脱硫反应特性的化学动力学分析[J]. 环境科学学报, 2005, 25(7): 886-890.
Chen Meiqian, He Boshu, Chen Guanghua, et al. Chemical kinetics based analyses on SO₂ removal reactions by ammonia scrubbing [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2005, 25(7): 886-890(in Chinese).
- [20] 颜金培, 杨林军, 张霞, 等. 应用蒸汽相变机理脱除燃煤可吸入颗粒物实验研究[J]. 中国电机工程学报, 2007, 27(35): 12-16.
Yan Jinpei, Yang Linjun, Zhang Xia, et al. Experimental study on separation of inhalable particles from coal combustion by heterogeneous condensation enlargement[J]. Proceedings of the CSEE, 2007, 27(35): 12-16(in Chinese).
- [21] Heidenreich S, Vogt U, Bittner H, et al. A novel process to separate submicron particles from gases—a cascade of packed columns [J]. Chemical Engineering Science, 2000, 55(15): 2895-2905.



颜金培

收稿日期: 2008-06-23。

作者简介:

颜金培(1981—), 男, 博士研究生, 研究方向为燃煤大气污染控制, rocleaf@163.com;

杨林军(1967—), 男, 研究员, 从事大气污染控制的研究;

沈湘林(1946—), 男, 教授, 博士生导师, 从事大气污染控制技术与多相流燃烧等的研究。

(责任编辑 王庆霞)