

燃煤烟气净化设施对汞排放特性的影响

陈进生¹, 袁东星¹, 李权龙¹, 郑剑铭², 朱燕群², 华晓宇², 何胜², 周劲松²

(1. 近海海洋环境科学国家重点实验室(厦门大学), 福建省 厦门市 361005;

2. 能源清洁利用国家重点实验室(浙江大学), 浙江省 杭州市 310027)

Effect of Flue-gas Cleaning Devices on Mercury Emission From Coal-fired Boiler

CHEN Jin-sheng¹, YUAN Dong-xing¹, LI Quan-long¹, ZHENG Jian-ming², ZHU Yan-qun²,
HUA Xiao-yu², HE Sheng², ZHOU Jin-song²

(1. State Key Laboratory of Marine Environmental Science (Xiamen University), Xiamen 361005, Fujian Province, China;

2. State Key Laboratory of Clean Energy Utilization (Zhejiang University), Hangzhou 310027, Zhejiang Province, China)

ABSTRACT: In order to study the effect of flue-gas cleaning devices on mercury emission from coal-fired boiler, Ontario-Hydro method had been applied to determine the mercury concentration and speciation in the flue-gas emitted from a 300MW coal-fired boiler, which was equipped with various pollution control devices, including selective catalyst reduction (SCR) De-NO_x system, electrostatic precipitator (ESP), and flue-gas seawater De-SO₂ system (FGD). Mercury concentration in raw coal, bottom ash and fly ash of the boiler, seawater at the inlet and outlet of SO₂ absorption reactor and the drainage of aeration sink, were also analyzed. The results indicate that the percentage of gaseous mercury in total mercury discharged is more than 79.1%. De-NO_x catalyst strongly affects the mercury speciation transformation, showing a conversion rate of 83.4% for Hg⁰ to Hg²⁺. The removal efficiency of particulate mercury by ESP is close to 100%. With seawater FGD, the removal efficiency of mercury is as high as 73.6%. The mercury concentration in the seawater of drainage from aeration sink is 5.5 times higher than that in fresh seawater. The study shows that the flue-gas cleaning devices in coal-fired power plant play an important role on mercury emission characterization.

KEY WORDS: coal-fired flue gas; mercury; emission characterization; flue-gas cleaning devices

摘要: 为研究燃煤锅炉烟气净化设施对汞排放特性的影响, 采用Ontario-Hydro方法, 对设有催化脱硝、静电除尘、海水脱硫的300 MW燃煤锅炉排放烟气中汞的含量与形态进行分析, 同时测定锅炉的煤、底渣、飞灰等固体样品以及脱硫塔前后、曝气之后海水样品中的汞含量。实验结果为: 烟气中的气态汞占总汞的79.1%以上, 脱硝催化剂对汞的价态具有强烈的转化作用, 烟气中83.4%的气态Hg⁰被氧化成气态Hg²⁺; 静电除尘对颗粒态汞的去除率几乎达到100%; 在脱

硫塔中, 海水对烟气中汞的洗脱率高达73.6%, 曝气后排放前的海水中含汞量是新鲜海水的5.5倍。研究表明锅炉烟气净化设施对汞的排放特性有着重要的影响。

关键词: 燃煤烟气; 汞; 排放特性; 烟气净化设施

0 引言

汞是一种剧毒、高挥发性、易在生物体内富集并导致病变的物质, 煤燃烧是环境汞污染主要的人为来源之一。由燃煤烟气排出的汞绝大部分为气态Hg⁰和Hg²⁺, 前者挥发性强, 在大气中停留时间长而成为最难控制的污染物之一; 后者水溶性好, 一般在排放点附近沉积。

2005年3月, 美国EPA(Environmental Protection Agency)颁布了燃煤电厂汞的排放标准CAMR (Clean Air Mercury Rule)^[1], 较之先前颁布的CAIR (Clean Air Interstate Rule)^[2], 新标准进一步严格规范燃煤电厂的汞排放。要求至2018年, 美国国内汞的排放总量由现在的48 t/a降低到15 t/a。美国煤中汞的平均含量为0.1 mg/kg^[3], 中国煤中汞的平均含量为0.15 mg/kg^[4]。尽管汞在煤中的含量很低, 但是由于燃煤的消耗量巨大, 2004年我国发电年耗煤量就已达到10亿t。因此, 燃煤造成的汞污染是相当惊人的。

国内对于电站燃煤产物中汞的形态分布研究才刚刚起步, 对烟气中汞的排放特性认识尚浅。随着环保法规的进一步严格, 很多大型的电站开始配有脱硝、除尘、脱硫等烟气污染物净化装置, 这些环保设施的运行对烟气中汞的排放特性具有重要影响^[5-8]。本文采用OH法(Ontario-Hydro method)^[9],

对配有催化脱硝、静电除尘、海水脱硫的某电厂300MW燃煤烟气中汞的排放特性进行研究。

1 实验部分

1.1 锅炉与烟气净化系统

锅炉为亚临界强制循环汽包炉，燃用神华混煤。为净化烟气，减少 NO_x 、烟尘、 SO_2 等污染物的排放，在烟气排放系统中依次设置了选择性催化还原脱硝(SCR)^[10]、5电场的静电除尘(ESP)^[11]及海水法脱硫(FGD)装置^[12]，如图1所示。其中，脱硝反应器内装有蜂窝式整体块状催化剂($\text{V}_2\text{O}_5\text{-WO}_3/\text{TiO}_2$)。脱硫系统设有气-气交换器(GGH)，以提高烟气排放的扩散能力。

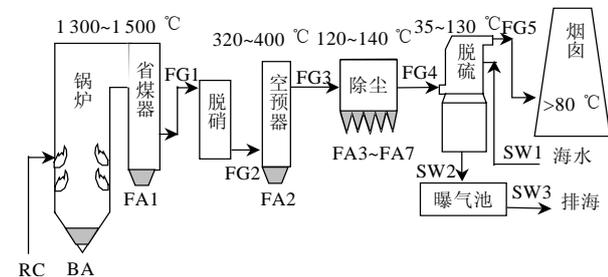


图1 烟气净化工艺及采样点设置
FG1、FG2：脱硝反应器进出口；FG3、FG4：除尘器进出口；FG5：脱硫塔之后；FA1：省煤器灰斗；FA2：空预器灰斗；FA3~FA7：电除尘器1~5电场灰斗；RC：原煤；BA：低渣；SW1：脱硫塔入口；SW2：脱硫塔出口；SW3：曝气池出口

图1 烟气净化工艺及采样点设置

Fig. 1 Flue gas cleaning process and sampling sites

1.2 采样点设置和常规样品的采集

在燃煤烟气脱硝、除尘、脱硫各工艺过程中设置了烟气、煤与灰渣及脱硫海水采集点，参见图1。

在SCR前后、ESP前后、FGD之后分别设置了FG1~FG5共5个烟气采样点。按照美国烟尘等速取样方法Method 5^[13]的要求在烟道断面上布设若干个测点，每个测点取样5min，每个烟气采样点的总采样时间为2h左右，采样总体积约为 2m^3 。SCR前后的2个采样点由于烟气温度高，采样困难，仅设一个代表性的测点。

在空预器、省煤器及除尘器对应的5个电场底部灰斗底部分别设置了FA1~FA7共7个飞灰采样点，同时采集煤样(RC)以及锅炉底渣(BA)。样品盛于洁净的塑料封口袋内。

在海水脱硫塔的进出口处及曝气池的排水口设置了SW1~SW3共3个采样点，用自制采样器采集表层海水，盛于洁净的玻璃瓶中，带回实验室后立即进行分析。

1.3 烟气OH法采样

OH法采样流程见图2。等速采集的烟气通过玻

璃纤维滤纸(直径 $\phi 82.6\text{mm}$ ，英国Whatman公司)截留其中的烟尘。不锈钢取样枪(内径 $\phi 10\text{mm}$ ，内衬硼硅酸盐玻璃材料，韩国KNJ公司)至吸收瓶间缠绕有电热带，以保持烟温在 120℃ 左右。烟气依次通过8个吸收瓶，其中1、2、3号吸收瓶中盛有 1mol/L KCl溶液，用于吸收 Hg^{2+} ；4号吸收瓶中盛有体积分数为5%的 HNO_3 和体积分数为10%的 H_2O_2 溶液，5、6、7号吸收瓶中盛有质量分数为4%的 KMnO_4 和体积分数为10%的 H_2SO_4 溶液，用以吸收 Hg^0 。8号吸收瓶中装有硅胶用于除去水分。吸收瓶置于冰浴中。

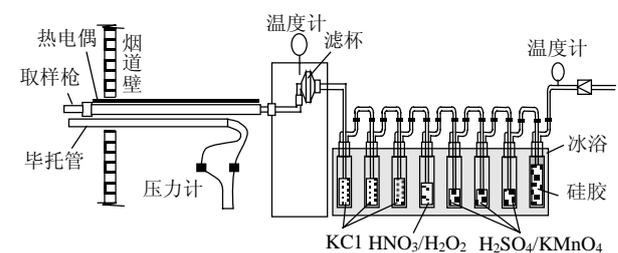


图2 烟气汞的OH法采样流程

Fig. 2 OH method sampling process for mercury in flue gas

1.4 样品的处理与分析

参照OH法，烟气汞吸收液采用原子荧光光谱仪(XGY-1011A型，中国地质科学院物化探研究所)测定汞含量。原煤、底渣及飞灰样品中汞的测定采用自动测汞仪^[14](MA-2000型，日本仪器公司)。煤样中的氯含量测定采用离子色谱仪(792 Basic IC型，Methrohm公司)。煤质采用定硫仪(SDACM-3000型，长沙三德仪器厂)等仪器测试。海水样品经消解、浓缩处理后，以氢化发生-原子荧光光谱仪(SK-2002型，北京索坤公司)测定。实验所用的主要化学试剂均为优级纯。

2 结果与讨论

2.1 分析结果

2.1.1 煤质

实验期间机组燃用神华混煤，煤质分析结果如表1所示，燃用煤种的挥发份为30.06%，属烟煤。煤中平均含硫量为0.92%，属低硫煤。煤中平均含

表1 煤质分析(空气干燥基)

Tab. 1 Analysis of coal properties(in air dry basis)

工业分析/%					$Q_{\text{net,ad}}/(\text{MJ/kg})$
M_{ad}	A_{ad}	V_{ad}	FC_{ad}		
0.97	20.00	30.06	48.43		22.84
元素分析					
$H_{\text{ad}}/\%$	$N_{\text{ad}}/\%$	$S_{\text{t,ad}}/\%$	$O_{\text{ad}}/\%$	$C_{\text{ad}}/\%$	Cl/(mg/kg)
4.08	1.15	0.92	8.89	72.88	623.60

氯量为 623.60 mg/kg。

2.1.2 固体样品汞含量

实验期间煤样的平均含汞量为 0.156 mg/kg, 4 个样品的相对标准偏差为 0.91%。表 2 列出灰渣固体样品的含汞量及其富集因子。富集因子定义为 $R = \text{固体样品中汞含量} / \text{煤中汞含量}$, R 值越高, 表明样品富集汞的能力越强, 反之越差。

表 2 固体样品的汞含量及富集因子

Tab. 2 Mercury concentrations and enrichment factors of solid sample

项目	FA1	FA2	FA3	FA4	FA5	FA6	FA7	BA
汞含量/ (mg/kg)	0.003	0.006	0.022	0.076	0.188	0.137	0.075	0.001
R	0.02	0.04	0.14	0.49	1.21	0.88	0.48	0.01

2.1.3 烟气样品汞含量

由于涉及的烟气采样点较多, 采样相当耗时, 烟气汞的采样与分析工作无法在同日内完成。采样期间工况的负荷在 250~300 MW 之间, 给煤量在 80~120 t/h 范围变动。为了便于分析、计算与比较, 把各工况下的实际测试数据换算为机组 300 MW 满负荷运行工况下的数据, 即锅炉耗煤量为 120 t/h、烟气流量为 $1 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{h}$, 煤中汞含量为 0.156 mg/kg (平均值) 工况下的数据。表 3 为 300 MW 满负荷工况下烟气汞的分析数据。从表中可以看出, 脱硫前烟气中总汞量在 15~16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 之间波动; 脱硫后烟气浓度为 4.14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。锅炉排放烟气中汞的形态以气态汞为主, 占总汞的 79.1% 以上。

表 3 300 MW 满负荷工况下烟气中汞含量

Tab. 3 Mercury concentrations in flue gas under 300 MW full-load condition $\mu\text{g}/\text{m}^3$

取样部位	编号	气态 Hg^{2+}	气态 Hg^0	气态汞	颗粒态汞	烟气总汞
SCR 前	FG1	6.29	6.34	12.63	3.33	15.96
SCR 后	FG2	11.88	1.05	12.93	2.56	15.49
ESP 前	FG3	13.73	0.87	14.60	0.88	15.48
ESP 后	FG4	14.60	1.11	15.71	0.00	15.71
FGD 后	FG5	3.48	0.66	4.14	0.00	4.14

2.1.4 海水样汞含量

表 4 的数据是在样品测定结果的基础上, 换算成脱硫塔上水量为 13 600 m^3/h 、曝气池进水量为 45 000 m^3/h 的满负荷工况下脱硫前后海水中汞的浓度。从表中可以看出, 新鲜海水含汞量为 0.04 $\mu\text{g}/\text{L}$,

表 4 满负荷脱硫工况下海水中含汞量

Tab. 4 Mercury concentrations in seawater samples under FGD full-load condition $\mu\text{g}/\text{L}$

新鲜海水(SW1)	脱硫塔海水(SW2)	曝气池海水(SW3)
0.04	1.03	0.22

属一类海水水质($\text{Hg} < 0.05 \mu\text{g}/\text{L}$), 曝气后的海水在排放前含汞量达 0.22 $\mu\text{g}/\text{L}$, 是新鲜海水的 5.5 倍。

2.1.5 质量平衡

计算质量平衡时, 根据设计与运行经验, 飞灰、底渣的产率分别按 20、3 t/h 计, 烟气排放流程中各灰斗承担的除灰比率不同, 具体参见表 5, 海水脱硫的除灰率按 50% 计。

表 5 烟气排放流程中的除灰比例

Tab. 5 Ash removal proportion in process of flue gas %

省煤器 空预器		除尘器					海水	排放
FA1	FA2	FA3	FA4	FA5	FA6	FA7	脱硫	烟气
5.0	5.0	54.5	18.2	9.1	5.3	2.7	0.1	0.1

注: 电除尘器总的除尘效率按 99.8% 计。

汞质量平衡率为: 各采样点的总汞/入炉煤带入的总汞。满负荷工况下各采样点汞的质量平衡见表 6。一般认为汞平衡率在 70%~130% 范围内是可以接受的^[15]。从表 6 可以看出, 5 个采样点的质量平衡率较好地落在 70%~130% 范围内, 说明本研究所采用的 OH 法取样与分析的准确度与可信度较好。

表 6 满负荷工况下各采样点汞的质量平衡率

Tab. 6 Mercury mass balance at different sampling sites under FGD full-load condition

项目	锅炉前	SCR 前	SCR 后	ESP 前	ESP 后	FGD 后
汞的质量/(mg/h)	18 720	15 966	15 506	14 483	16 759	18 143
质量平衡/%	—	85.3	82.8	82.7	89.5	96.9

2.2 烟气净化设施的影响

2.2.1 SCR 的影响

SCR 对汞的含量与形态分布的影响见表 3 和图 3。SCR 前后烟气中气态汞的形态分布发生了很大的变化。气态 Hg^0 浓度由 SCR 前的 6.34 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 减少到 SCR 后的 1.05 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 在烟气总汞中的比例由 39.7% 下降到 6.7%; 而气态 Hg^{2+} 浓度由 SCR 前的 6.29 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 上升为 SCR 后的 11.88 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 在烟气总汞中的比例由 39.4% 增加到 76.7%, 即有 83.4% 的气态 Hg^0 转化为气态 Hg^{2+} 。

催化脱硝工艺是在 350 $^{\circ}\text{C}$ 反应温度及催化剂的作用下, 通过加氨(NH_3)把烟气中 NO_x 转化为氮气(N_2)和水(H_2O), 使烟气中的 NO_x 去除。在这一过程中, $\text{V}_2\text{O}_5\text{-WO}_3/\text{TiO}_2$ 催化剂参与了汞的氧化作用, 当烟气中 Hg^0 经过 V_2O_5 的表面活性中心时, 在烟气中 HCl 及 O_2 的参与下, 被催化氧化成气态 Hg^{2+} , 使 Hg^0 的含量下降, Hg^{2+} 的含量上升^[16-19]。

2.2.2 ESP 的影响

ESP 对汞的含量与形态分布影响见表 3 和图 4。ESP 除尘效率为 99.8%, 因此, ESP 对烟气中汞形态

的分布影响主要体现在对颗粒态汞的影响上，颗粒态汞在烟气中所占的比例由ESP前的 5.7%降至ESP后的接近零。ESP对气态 Hg^0 、 Hg^{2+} 的含量比例影响不大。

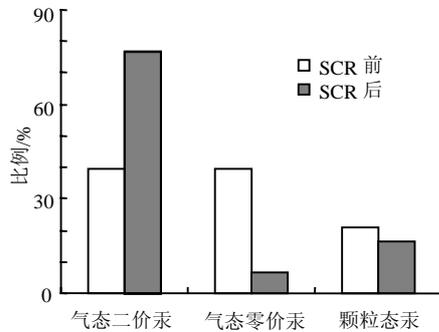


图 3 SCR 对汞的形态分布影响

Fig. 3 Mercury variety caused by SCR

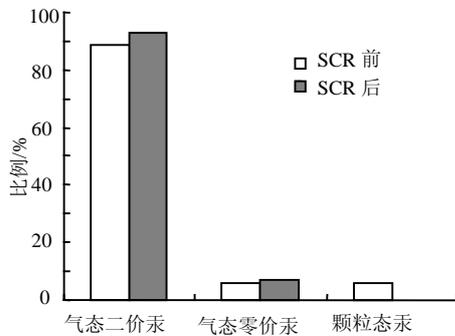


图 4 ESP 对汞的形态分布影响

Fig. 4 Mercury variety caused by ESP

需要说明的是，ESP 之后烟气中总汞浓度高于 ESP 之前总汞浓度，而事实上 ESP 之后的烟气已除去颗粒态汞。引起该现象的可能原因是采用 OH 法测试高烟尘浓度的烟气中汞含量时，存在着“滤饼”问题，即烟气中的气态汞被取样装置截留的烟尘“滤饼”所吸附，测试所得的烟气中气态汞浓度偏低，造成计算质量平衡时，ESP 之前的质量值低于之后的质量值。

2.2.3 FGD 的影响

FGD对汞的含量与形态分布影响见表3和图5。经过海水FGD脱硫后，烟气中气态 Hg^{2+} 由 $14.60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 减少为 $3.48 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，脱除效率达76.2%；气态 Hg^0 由 $1.11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 减少为 $0.66 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，脱除效率为40.5%；总汞的脱除效率为73.6%。一般认为气态 Hg^{2+} 的水溶解较强，但实验发现海水洗涤后的烟气中仍含有 $3.48 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 的气态 Hg^{2+} 。可能原因：脱硫塔采用空塔(无填料)结构，烟气和海水的接触时间只有2.4s，在此短暂瞬间，海水无法将烟气中所有的 Hg^{2+} 吸收，故经海水洗涤后的烟气中仍含有

一定量的 Hg^{2+} 。另外，由于回转式GGH结构上的原因，脱硫前的原烟气通过GGH的烟气压差及机械携带作用向脱硫后的净烟气扩散，因此，脱硫前的部分烟气中的气态汞渗入脱硫后的烟气中。

2.2.4 曝气的影响

图6是脱硫及曝气前后海水中汞浓度的变化对比图，从中看出，曝气池海水中汞浓度大约是脱硫塔出水中汞浓度的1/5左右。除了流入曝气池中的新鲜海水起到稀释作用外，在强烈的曝气作用下， Hg^{2+} 可能与同样来自脱硫塔的 SO_3^{2-} 发生氧化还原反应，生成零价 Hg^0 逸入大气。曝气池排放海水中汞的平均浓度仍是新鲜海水的5.5倍，因此，脱硫排放海水中含有的汞对附近海域的生态影响应引起高度的重视。

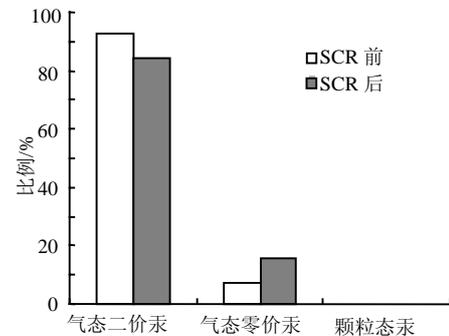


图 5 FGD 对汞的形态分布影响

Fig. 5 Mercury variety caused by FGD

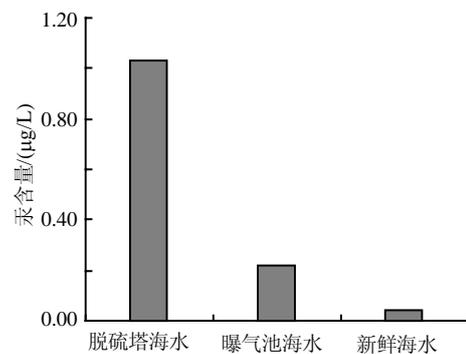


图 6 曝气对海水中汞的浓度影响

Fig. 6 Mercury variety caused by aeration

2.2.5 烟气净化设施对汞排放量的影响

锅炉产生的汞污染物通过3个途径向环境排放：大气、灰渣及海水。根据实验与物料计算数据，估算出采用SCR+ESP+FGD烟气净化系统的300MW燃煤机组的汞排放量，如表7所示。物料计算得出的排放总汞量比实测结果高18.13kg/a。该差异来源于2个方面，一是OH法测试本身存在一定的误差及煤质含汞量的变化；二是曝气池中 Hg^{2+}

表7 300 MW 锅炉(SCR+ESP+FGD)燃煤过程汞的排放量估算

Tab. 7 Estimated emission rate of mercury for 300 MW coal-fired boiler (SCR+ESP+FGD)

项目	燃煤		输出			合计输出
	汞输入	烟气中汞	灰中汞	渣中汞	排向海域中汞	
满负荷工况汞排放/(mg/h)	18 720	4 135	1 055	4	9 900	15 094
全年汞排放/(kg/a)	93.60	20.67	5.28	0.02	49.50	75.47
各排放点占汞总排量/%	—	27.38	7.00	0.03	65.59	100

注：机组的年利用小时按 5 000 h 计。

与 SO_3^{2-} 反应生成零价 Hg^0 ，并排向大气，而这部分汞用现有方法不能有效测定。

3 结论

采用 OH 法对配备 SCR+ESP+FGD 的 300 MW 锅炉的燃煤过程中汞的迁移转化及排放特性进行测试，所获结论如下：

(1) 在 SCR 催化剂的作用下，烟气中 83.4% 的气态 Hg^0 被氧化成气态 Hg^{2+} ，对汞的排放特性产生重大影响。

(2) ESP 静电除尘对烟气中汞形态的影响主要体现在对颗粒态汞的影响上。颗粒态汞在烟气中所占的比例由 ESP 前的 5.7% 降至 ESP 后的接近零。

(3) 采用烟气海水 FGD 脱硫装置时，海水对烟气中汞的洗脱率高达 73.6%，脱硫海水曝气后排水中汞浓度是新鲜海水的 5.5 倍，应引起高度重视。

(4) 采用 SCR+ESP+FGD 等烟气设施的 300 MW 燃煤机组每年(利用小时数按 5 000 h 计)通过大气、灰渣和海水向环境排放的汞分别为 20.67、5.30、49.50 kg/a，各占汞总排放量的 27.38%、7.03%、65.59%。

参考文献

- [1] EPA. RIN 20602AJ65205 Standards of performance for new and existing stationary sources: electric utility steam generating units [S]. Washington DC: EPA, 2005.
- [2] EPA. RIN 20602AL76203 Rule to reduce interstate transport of fine particulate matter and ozone[S]. Washington DC: EPA, 2004.
- [3] Quick J C, Brill T C, Tabet D E. Mercury in US coal: Observations using the COALQUAL and ICR data[J]. Environmental Geology, 2003, 43(3): 247-259.
- [4] Belkin H E, Finkelman R B, Zheng B. Mercury in People's Republic of China coal[J]. The Geological Society of America Abstract. 2005, 37(7): 48.
- [5] Pavlish J H, Sondreal E A, Mann M D, et al. Status review of mercury control options for coal-fired power plants[J]. Fuel Processing Technology, 2003, 82(2-3): 89-165.
- [6] Senior C L. Oxidation of mercury across SCR catalysts in coal-fired

- power plants[J]. Journal of The Air & Waste Management Association. 2006, 56(1): 23-31.
- [7] 郭欣, 郑楚光, 贾小红, 等. 300 MW 煤粉锅炉烟气中汞形态分析的实验研究[J]. 中国电机工程学报, 2004, 24(6): 185-188.
Guo Xin, Zheng Chuguang, Jia Xiaohong, et al. Study on mercury speciation in pulverized coal fired flue gas[J]. Proceedings of the CSEE, 2004, 24(6): 185-188(in Chinese).
- [8] Chen Lei, Duan Yufeng, Zhuo Yuqun, et al. Mercury transformation across particulate control devices in six power plants of China: the co-effect of chlorine and ash composition[J]. Fuel, 2007, 86(4): 603-610.
- [9] EPA. ASTM D6784-202 Standard test method for elemental, oxidized, particle-bound, and total mercury in flue gas generated from coal-fired stationary sources (Ontario-Hydro method)[S]. Washington DC: EPA, 1999.
- [10] 陈进生. 烟气 SCR 脱硝工艺及特点分析[J]. 电力环境保护, 2006, 22(6): 40-43.
Chen Jinsheng. The technology and character analysis for flue gas denitrification SCR system[J]. Electric Power Environmental Protection, 2006, 22(6): 40-43(in Chinese).
- [11] 陈进生. 300 MW 火电机组电除尘器的增效技术改造[J]. 能源环境保护, 2006, 20(6): 42-44, 49.
Chen Jinsheng. Efficiency improvement retrofit for ESP of 300 MW units[J]. Energy Environmental Protection, 2006, 20(6): 42-44, 49(in Chinese).
- [12] 陈进生. 烟气海水脱硫工艺及特点分析[J]. 电力环境保护, 2007, 23(2): 31-34.
Chen Jinsheng. Analysis of the seawater FGD process and characteristics[J]. Electric Power Environmental Protection, 2007, 23(2): 31-34(in Chinese).
- [13] Method 1 through 5, Code of Federal Regulation, Title 40, Part 60, Appendix A[S]. Washington DC: EPA, 1991.
- [14] 周劲松, 王光凯, 骆仲浚, 等. 600 MW 煤粉锅炉汞排放的试验研究[J]. 热能动力工程, 2006, 21(6): 569-572.
Zhou Jinsong, Wang Guangkai, Luo Zhongyang, et al. An experimental study of mercury emissions from a 600 MW pulverized coal-fired boiler[J]. Journal of Engineering for Thermal Energy & Power. 2006, 21(6): 569-572(in Chinese).
- [15] Takahisa Yokoyama, Kazuo Asakura, Hiromitsu Matsuda, et al. Mercury emissions from a coal-fired power plant in Japan[J]. Science of the Total Environment, 2000, 259(1-3): 97-103.
- [16] Benson S A, Laumb J D, Crocker C R, Pavlish J H. SCR catalyst performance in flue gases derived from subbituminous and lignite coals[J]. Fuel Processing Technology, 2005, 86(5): 577-613.
- [17] Eswaran S, Stenger H G. Understanding mercury conversion in selective catalytic reduction (SCR) catalysts[J]. Energy and Fuels, 2005, 19(6): 2328-2334.
- [18] Galbreath K C, Zygarlicke C J, Olson E S, et al. Evaluating mercury transformation mechanisms in a laboratory scale combustion system [J]. Science of the Total Environment, 2000, 261(1-3): 149-155.
- [19] Yang Hongmin, Pan Weiping. Transformation of mercury speciation through the SCR system in power plants[J]. Journal of Environmental Sciences, 2007, 191(2): 181-184.

收稿日期：2007-08-15。

作者简介：

陈进生(1970—)，男，福建泉州人，博士研究生，高级工程师，主要从事环境污染治理与环境分析化学研究，xmucjs@126.com；

袁东星(1955—)，女，教授，博士生导师，研究方向为环境分析化学，本文通讯作者，yuandx@xmu.edu.cn。

(编辑 车德竟)