

## 연소배가스로부터 가스상 수은 처리기술

이 시 훈

한국에너지기술연구원 청정에너지연구부

E-mail : LSh3452@kier.re.kr

### Gas-Phase Mercury Control Technology from Flue Gas

Si-Hyun Lee

Clean Energy Research Department, Korea Institute of Energy Research

#### 요 약

국내의 HAPs(Hazardous Air Pollutants)중 수은은 아직까지 관심의 대상이 아니지만 머지않아 문제가 될 것으로 예측된다. 본 논문에서는 현재 국내외의 배가스 수은 배출현황과 처리기술에 대해 요약하였다. 미국을 중심으로 구미 각국에서는 대기분야의 연구개발이 수은에 집중되고 있다. 수은 제어 프로그램은 크게 두 가지로 방향을 잡고 있다. 하나는 기존의 WFGD(Wet Flue Gas Desulfurization)를 이용하여 수은을 산화시켜 제거하는 방법이며 다른 하나는 수은 제거효율이 높은 활성탄 또는 다른 novel sorbent (low-cost sorbent)를 사용하는 방법이다. 선진국에서는 2007년에 발전소 수은 제거설비 설치에 의무화 될 것이다. 본 논문에서 제공하는 자료는 국내에서 발전소 수은 규제가 시작될 때 효과적으로 적용될 수 있을 것이다.

**Abstract** — In Korea, not much interest has been paid yet to mercury among flue gas HAPs (Hazardous Air Pollutants), but mercury is expected to become a major problem in the near future. The present paper investigates the current state of mercury emission and control technologies. Interest of the U.S. and European countries in the area of air pollution has been recently directed to mercury emitted from power plants. There are largely two mercury removal technologies applied to power plants. One is removing mercury by oxidizing elemental mercury in WFGD (Wet Flue Gas Desulfurization), and the other is spraying an adsorbent such as activated carbon or other novel sorbents (low-cost sorbents). Developed country is requiring that all power plants be equipped with mercury control facilities by 2007. This paper aims at contributing to the establishment of future strategies in response to the problem.

#### 1. 서 론

대기환경분야에서 최근 미국 및 유럽의 관심은 발전소에서 배출되는 수은에 집중되어 있다. 미국 EPA (Environmental Protection Agency)에서는 1990년에 개정된 CAAA(Clean Air Act Amendments)를 근거로 발전소에서 배출되는 수은을 규제하기로 결정하였다. 규제 수준은 2003년에 NAS(National Academy of Science)에서 발표하는 MRD(Mercury Reference Dose,  $\mu\text{g Hg/kg-bw/day}$ )를 기준으로 결정할 것이다. 이러한 결정에는 1996년까지 EPA에서 조사, 작성한 TRI(Toxic Release Inventory)와 ICR(Information Collection Request)자료가 중요한 역할을 하였다. EPA는 DOE/FETC(Depart-

ment of Energy/Federal Energy Technology Center), EPRI(Electric Power Research Institute)와 공동으로 수은의 배출원, 수은 제거기술, 수은의 종류 및 기존 제거설비에서의 제거특성, 그리고 인체건강에 미치는 영향을 연구하여 1997년에 Mercury Study Report를 미 의회에 제출하였다<sup>1)</sup>.

최근에는 유럽에서도 EU 회원국이 공동으로 수은 발생량 조사 및 처리기술 개발에 참여하기로 결정하였으며 현재 소각로뿐만 아니라 발전소에서 배출되는 수은에 대한 제어계획이 마련되어 있고 제거기술 역시 개발 중에 있다. 이러한 세계적인 추세는 곧 아시아지역과 국내에도 영향을 미칠 것이며 따라서 국내에서도 소각로뿐만 아니라 발전소 수은 배출에 대한 대응방안을 세워

**Table 1. Mercury emission limits in the world.**

States	Emission limit ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
EU	100
USA	50~130
Japan	100
Korea	5,000

야 할 단계에 와 있다.

현재 국내의 대기중 수은배출 규제는 없다고 보아야 한다. 국내 대기 배출 기준치  $5 \text{ mg}/\text{m}^3$ 는 OECD 국가 중 어느 나라에서도 사용하지 않는 높은 기준치이다. Table 1에서 보는 바와 같이 선진국의 대기 수은배출 기준치는  $50\sim 130 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 이다. 국내의 경우와 비교하면 약 1/50~1/100 수준이다.

수은의 위해성은 잘 알려져 있고 역사적인 사건들도 소개되고 있다. 이라크 농산물(밀)의 수은 농축 사건, 일본 미나마타의 수은 중독사건은 세계적으로 잘 알려진 수은 관련 사건이다. 최근에는 일본에서 잡힌 고래에 허용기준치의 100배가 넘는 수은이 농축되어 있다는 조사 결과가 발표된 경우도 있다.

수은의 위해성은 수은 그 자체에 있는 것이 아니다. 무기수은으로 알려져 있는  $\text{Hg}^0$ 는 인체에 누적되기보다는 그대로 배설되는 것으로 알려져 있다. 따라서 현재의 배출원에서 얼마나 배출되느냐 하는 것은 중요하지 않다. 배출된 수은은 배출원 주위의 하천이나 해양에 농축되고 농축된 수은은 methylation 반응을 거쳐 어류에 bio-accumulation되고 이렇게 전환된 유기수은이 인체에 매우 유독하기 때문에 문제가 되는 것이다. 따라서 세계적으로 현재의 기준치는 의미가 없어 질 것이며 발원원에서 몇 %를 제거할 것인가가 결정될 것이다.

국내의 HAPs 중 수은은 아직까지 관심의 대상이 아니지만 머지않아 문제가 될 것으로 예측되며 따라서 본 논문에서는 현재 국내·외의 배가스 수은 배출현황과 처리기술에 대해 요약하여 향후 대응전략 수립에 일조를 하고자 한다. 최근의 발전소 배출 수은과 관련해서 조사와 제어기술 개발은 미국이 주도하고 있으므로 미국의 대응전략과 기술개발 현황을 중심으로 소개하고자 한다<sup>[2]</sup>.

## 2. 수은 배출현황

연소 배가스 중에서 대표적인 가스상 중금속은 수은(Hg)과 비소(As), 셀레늄(Se)을 들 수 있다<sup>[3]</sup>. 이 중에서도 수은은 Table 2에서 보는 바와 같이 증기압이 특히 높아서 가스상으로 배출될 가능성이 가장 높다. 온도에 따른 공기 중 수은의 포화농도를 Table 3에 나타내었다.

**Table 2. Vapor pressure of various materials at 25°C<sup>[4]</sup>.**

Material	Vapor pressure (mmHg)
Water	23.756
Lead	$2.47 \times 10^{-23}$
Mercury	$2.74 \times 10^{-6}$

**Table 3. Saturated concentration of mercury in air with temperature.**

Temperature (°C)	Concentration in air (saturated, $\text{mg}/\text{m}^3$ )
10	5.56
20	13.18
30	29.47
40	62.4
50	126.1

**Table 4. Mercury contents in coal<sup>[6]</sup>.**

Coal (States)	Mercury contents (mg/kg)
Australia	$0.08 \pm 0.06$
Colombia	$0.06 \pm 0.03$
China	0.15
Egypt	0.1
Germany	0.16
Indonesia	$0.04 \pm 0.02$
New Zealand	0.05
Poland	$0.35 \pm 0.55$
Russia	0.06
South Africa	$0.09 \pm 0.02$
Norway	0.14
USA	$0.14 \pm 0.12$
Venezuela	0.08
Total	$0.12 \pm 0.19$

수은은 세계적으로 연간 약 5000톤이 가스상으로 발생하고 있다. 1000톤은 자연적인 발생원(화산, 암반이나 해양에서의 증발)에서 발생하는 것이며 4000톤은 인위적인 시설들, 즉 소각로나 발전소, 천연가스 그리고 형광등이나 전기제품, 촉매 생산 공정 등 일반산업체에서 발생하는 것으로 알려져 있다<sup>[1]</sup>.

수은은 Table 4에서 보는 바와 같이 석탄에 0.1~0.15 ppm 함유되어 있는 것으로 알려져 있다<sup>[5][6]</sup>. Table 5에 비교한 것과 같이 산업폐기물에 1.2~1.5 ppm 함유되어 있는 것과 비교하면 약 1/10이다<sup>[3]</sup>. 석탄의 수은 함유량은 적지만 석탄 사용량은, 미국의 경우 연간 약 10억톤을 사용하고 있고 국내의 경우에도 약 6천만톤을 사용하고 있을 정도로 산업폐기물에 비해 양이 많기 때문에 문제가 될 수 있으며 미국과 국내의 경우에 각각 약 100톤과 8톤 정도가 발생한다는 결론이 도출된다.

Table 5. HAPs emission from incinerators and its sources<sup>[3]</sup>.

Element	MSW (ppm)	Lithosphere (ppm)	Major sources
Cl	5000~8000	150	Putrescibles, plastics (PVC), cleaners
S	1000~3000	500	Washing agents, disinfectants
Cu	200~1000	60	E&E waste, pigments, catalysts, herbicides
Zn	600~2000	70	Brass, corrosion protection layers, plastics (filter), pigments
As	3~10	2	Wood protection, insecticides
Br	30~200	2.4	Flame retardants, pigments
Cd	5~15	0.15	Ni/Cd accumulators, pigments, corrosion protection layers
Hg	0.5~5	0.1	Batteries, thermometers, fluorescent tubes
Pb	400~1000	14	Pigments, stabilizers, alloys, accumulators

국내 소각로에 대해서는 2005년부터 수은 규제가 시작될 예정이다. 국내의 소각로나 발전소에서 발생하는 수은농도에 대해서는 아직까지 논란이 많다. 소각로 배출 연소가스 중에 수은이 검출되지 않는다는 보고가 있는가 하면 1기의 산업용 폐기물 소각로에서 하루에 680g의 가스상 수은이 배출되고 이중 80%가 대기 중으로 배출되므로 규제가 시급하다는 보고가 있기도 하다<sup>[7]</sup>. 그러나 일반적으로 소각로에서는 약 80~150 µg/m<sup>3</sup>, 발전소에서는 10~50 µg/m<sup>3</sup>가 발생하는 것으로 예측되고 있다.

폐기물 소각양(산업폐기물)과 석탄 사용량을 이용해서 국내 배출량을 추정할 수밖에 없다. 석탄의 수은 함유량과 산업폐기물의 수은 함유량, 수은을 사용하는 업체의 비율 등이 기본자료가 될 수 있다. 이렇게 수은 발생량을 계산하면(2001년 기준) 국내의 경우 소각로와 발전소가 각각 약 8~9톤/y 정도로 유사하며 전체적으로는 약 20톤 정도의 수은이 발생하는 것으로 추정된다. Fig. 1에 국내 수은 배출원별 분포도를 나타내었다<sup>[8]</sup>.

소각로는 단위 unit당 수은의 발생량이 많고 발전소는 단위 unit당 발생량은 작지만 전체 수은 발생량이 많다. 따라서 장기적으로는 소각로뿐만 아니라 발전소 수은 제거시설 설치는 필수적인 것이 될 것이다. 수은은 천연가스나 오일, 석탄 등에 모두 함유되어 있기 때문에 화석연료를 이용한 발전시스템에서의 수은 제거는 필요하다. 2007년에 미국을 시작으로 발전소 수은 제거설비가 설치되는 경우 국내에도 파급될 가능성이 크며 이

에 대비하기 위하여 수은 제거기술 대책 수립이 필요하다. 수은은 발생원에서부터 멀리 확산되기 보다는 발생원 주변에 농축되는 경향이 있기 때문에 발전소가 설치되어 있는 지역에서의 현안문제가 될 수 있다.

### 3. 증기상 수은의 종류

증기상 수은은 크게 원소수은(Hg<sup>0</sup>)과 산화수은(Hg<sup>+2</sup>)으로 나누어진다. 산화수은은 Table 6에서 보는 바와 같이 물에 용해되기 때문에 기존에 설치된 배가스 처리설비 중 습식 탈황설비(WFGD)로 제거가 가능하지만 원소수은(elemental mercury, 배가스 수은의 평균 약 50% 차지)은 제거되지 않는다. 원소수은을 제거하기 위해서는 산화제를 주입하여 산화수은으로 전환시켜 제거하거나 활성탄 등 흡착제를 이용한다.

연소배가스에서 산화수은의 함량은 연료의 종류(석탄의 등급)와 온도에 지배되고 있다. 온도가 증가하면 산화수은 보다는 원소수은으로 존재할 가능성이 크다. 역청탄의 경우 연소가스 중에 Hg<sup>+2</sup>가 70~88%를 차지하고 있으며 갈탄과 준역청탄의 경우에는 Hg<sup>+2</sup>가 15~50% 차지하고 있다<sup>[9]</sup>. 온도에 따른 수은 species 평형조건은 석탄 등급에 따라 Fig. 2와 같이 나누어지는데 준역청탄의 경우에는 보다 낮은 온도에서 원소수은이 만들어지는 것을 알 수 있다<sup>[9]</sup>.

온도에 따라 그리고 석탄의 종류에 따라 수은의 종류가 다르기 때문에 수은을 분석하는 것도 용이한 것은 아니다. 현재 국내에도 대기오염공정시험법에 수은화합물에 대한 시험법이 제시되어 있으며 미국의 경우 EPA method 29와 301로 수은 분석방법이 제시되어 있으나

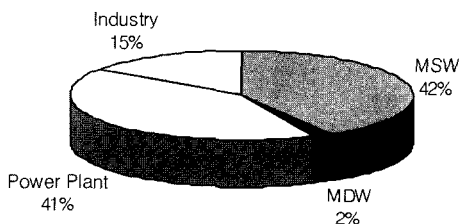


Fig. 1. Estimated mercury emission distribution in Korea<sup>[8]</sup>.

Table 6. Mercury species and solubility in water<sup>[4]</sup>.

Solubility in water (per 100 parts of water)		
Oxidized	HgO	0.052~0.041
	HgCl <sub>2</sub>	3.6~61.3
Elemental	Hg <sup>0</sup>	insoluble

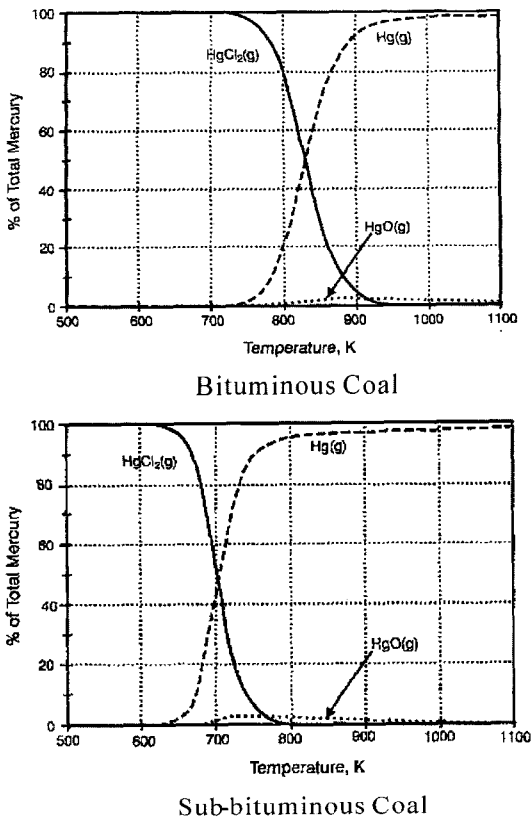


Fig. 2. Predicted distribution of mercury species at equilibrium<sup>10)</sup>.

국내의 방법과 유사한 방법으로 total mercury는 분석 가능하지만 각 species별로 분석은 어려운 것으로 알려져 있다. Mercury species를 분석할 수 있는 방법으로

Ontario Hydro Method가 발표되어 현재 사용되고 있다<sup>11)</sup>.

#### 4. 기존 배가스 처리설비에서의 수은 제거특성

여러 가지 배가스 처리시스템에서의 수은 제거효율은 Table 7과 같다<sup>10)</sup>. 석탄의 수은 함유량은 등급에 따라 약간의 차이를 보이는데 갈탄이 보다 많은 수은을 함유하고 있는 것으로 나타나 있다. Economizer에서의 수은의 산화는 역청탄의 경우가 보다 많이 된다고 볼 수 있으며 ESP(Electrostatic Precipitator) 보다는 SD(spray dryer)와 FF(fabric filter)에서 보다 많은 수은이 제거되는 것으로 나타나 있다. FGD에서는 원소수은을 잡지 못하며 SCR(Selective Catalytic Reduction)에서 약 35%의 수은이 산화될 수 있다는 것을 알 수 있다.

기존에 설치된 배가스 처리설비인 APCD(Air Pollution Control Device)에서의 수은 제거특성을 Table 8에 나타내었다<sup>10)</sup>. 석탄의 종류에 따라 약간의 차이는 있지만 역청탄의 경우 SCR+ESP+FGD가 설치되는 경우 96% 이상의 높은 제거율을 보이는 것을 알 수 있다. 국내의 경우 주로 역청탄을 사용하고 있고 대부분의 발전소에 SCR이 설치될 예정이므로 이런 경우에는 수은이 문제가 안 될 수도 있다는 것을 알 수 있다.

기존의 APCD에서 수은제거는 또한 비산재의 역할에 많이 지배된다. 비산재가 원소수은을 산화수은으로 얼마나 그리고 어떻게 전이시키느냐 하는 것과 어떤 종류의 수은 species가 비산재에 흡착되어 제거될 수 있느냐 하는 것이다. 지금까지 알려진 바로는 역청탄 비산재가 보다 많은 양의 원소수은을 산화수은으로 전이시키는 역할을 하고 있으며 준역청탄 비산재는 그 자체가 수은 흡착능력이 있는 것으로 알려져 있다. Fig. 3은 연소과정

Table 7. Mercury emission in power plants<sup>10)</sup>.

Parameter	Median	Range (min-max)
Mercury content in coal		
Bituminous	0.12 ppm	0.01~0.45
Subbituminous	0.1 ppm	0.02~0.36
Lignite	0.22 ppm	0.02~0.42
Oxidized mercury at economizer		
Bituminous	70%	7~100
Subbituminous & Lignite	25%	3~88
Baseline removal in particulate collectors		
Boiler (total)	7%	0~10
Cold-side ESP (total)	31%	0~87
Spary dryer & fabric filter (total)	39%	0~100
Mercury removal in wet FGD		
Elemental	0%	
Oxidized	100%	
Elemental mercury oxidized in SCR	35%	

Table 8. Baseline mercury removal in existing APCD<sup>10)</sup>.

Technology	Baseline mercury removal (%)		
	Bituminous	Subbituminous	Lignite
ESP <sup>1)</sup>	31.0	31.0	31.0
SCR <sup>2)</sup> +ESP	31.0	31.0	31.0
ESP+FGD <sup>3)</sup>	79.3	48.3	48.3
SCR+ESP+FGD	96.2	54.3	54.3
SD <sup>4)</sup> +FF <sup>5)</sup>	39.0	39.0	39.0
SCR+SD+FF	39.0	39.0	39.0

<sup>1)</sup>Electrostatic precipitator.

<sup>2)</sup>Selective Catalytic Reduction.

<sup>3)</sup>Flue Gas Desulfurization.

<sup>4)</sup>Spray Dryer.

<sup>5)</sup>Fabric Filter.

### Fate of Mercury in Power Plants

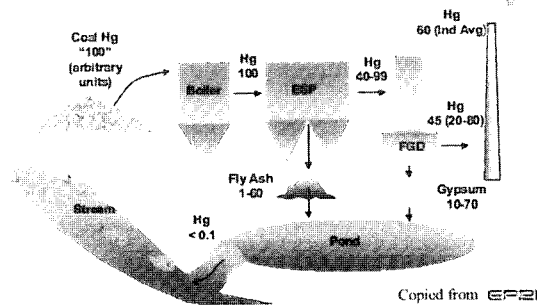


Fig. 3. Fate of mercury in power plants<sup>11)</sup>.

에서 수은의 배출 및 제거현황을 도식적으로 표현한 것이다<sup>11)</sup>. Fig. 3에서 보는 바와 같이 별도의 수은 제거설비가 없는 경우 WFGD 후에 굴뚝으로 약 60%의 수은이 빠져나가는 것을 알 수 있다.

### 5. 수은 제거기술

발전소를 대상으로 하는 수은 제거기술은 크게 두 가지로 나눌 수 있다. 습식탈황공정(WFGD)에서 원소수은을 산화시켜 제거하는 방법과 황성탄 등 흡착제를 분사하는 방법이다.

습식 탈황공정에서 산화수은을 제거하는 방법은 설치비와 운전비가 소요되지 않는다는 장점이 있다. 따라서 발전소의 수은제거 방법으로 1차적으로 고려되어야 하는 방법이기도 하다. 그러나 습식탈황 방법은 원소수은을 제거하지 못하는 단점 때문에 수은의 규제가 강화될 경우에는 황성탄 등 흡착제의 주입이 필요하다.

미국의 경우 수은 대응전략은 크게 두 가지이다. 1993년에 각 발전소 수은 배출현황을 파악하는 조치를 취했고 1996년에 결과를 정리하여 발표하였으며 이 자료를

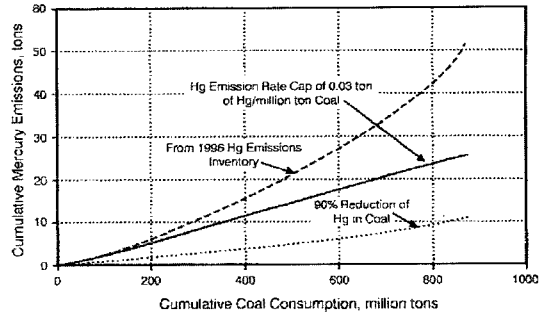


Fig. 4. 1996 mercury emissions in U.S. and control scenario<sup>12)</sup>.

기준으로 Fig. 4에서 보는 바와 같이 1) 석탄 사용량 100만톤당 0.03톤의 수은 배출을 허용할 것인가 2) 아니면 석탄의 수은함량을 기준으로 90%를 감소시킬 것인가 하는 것이다<sup>12)</sup>.

두가지 시나리오 중에서 선택은 2003년 미국 NAS에서 발표하는 MRD( $\mu\text{g Hg/kg-bw}$ )에 의해 결정될 것이다. MRD가 0.1이 되느냐 0.5가 되느냐에 따라 규제기준이 결정될 것이다. MRD가 0.5이면 0.03 ton Hg/million ton coal이 결정될 가능성이 크고 0.1이면 90% reduction이 결정될 것이다. 이는 곧 적용하는 기술 선정으로 이어질 것이며 기존의 WFGD를 사용할 것인가 황성탄 분사/흡착 시스템이 적용될 것인가가 결정될 것이다. 미국 EPA에서는 가장 확실한 방법인 황성탄 주입방법을 선호하고 있는 것으로 판단되며 DOE/EPRI에서는 시설비가 적게 소요되고 운전이 쉬운 WFGD 이용기술을 선호하고 있는 것으로 판단된다.

#### 5-1. Wet scrubbing

대부분의 석탄 화력발전소에는 탈황을 위한 WFGD가 설치되어 있다. 지금까지의 연구결과에 의하면 WFGD는 원소수은은 제거하지 못하며 산화수은은 85~95%를 제거하는 것으로 알려져 있다<sup>13)14)</sup>. ESP와 WFGD에서 total mercury는  $\text{SO}_2$ 를 82~96% 제거한다는 조건에서 60~66% 제거되는 것으로 알려져 있다. 이때  $\text{SO}_2$ 의 농도는 WFGD 입구에서 평균 2400~2900 ppmv이며 outlet에서 100~500 ppmv이다<sup>13)14)</sup>.

WFGD의 운전조건을 수은 제거효율을 증가시키는 방향으로 개선하는 것도 중요하게 고려되고 있다<sup>15)16)</sup>. 예를 들어 L/G ratio를 37 gal/1000 acf에서 121 gal/1000 acf로 변화시키는 경우  $\text{Hg}^{2+}$ 의 제거율이 91%에서 98%로 증가되는 경향을 보였다. 물론  $\text{Hg}^0$ 는 제거되지 않는다. 어떤 경우에는 Hg species가 WFGD inlet 보다 outlet에서 증가하는 경우가 있는데 이 경우에는 수은의

re-emission 현상 때문이다<sup>15)</sup>.

WFGD를 이용하는 기술로 산화제(oxidizing agent), 또는 산화촉매를 이용하는 방법이 연구되고 있다<sup>17)</sup>. 산화제로는 NOxSORB를 들 수 있는데 주로 염산과 sodium chlorate가 주성분이며 산화촉매로는 일반적으로 NOx 저감용으로 사용되는 촉매가 시험되고 있다. 산화촉매를 이용하는 경우의 가장 큰 장점은 거의 100%의 Hg<sup>0</sup>를 제거할 수 있다는 것과 NO의 약 80%를 산화시켜 제거할 수 있다는 것이다.

5-2. 활성탄 분사

일반적으로 소각로를 대상으로, 기본적으로 사용되는

연소배가스 처리 4단계는 Fig. 5와 같다. 입자상 물질을 제거하고 SO<sub>2</sub>를 포함한 산성가스를 제거한 후 NOx를 제거하고 마지막 단계에서 수은(다이옥신)을 제거하기 위해 흡착제를 분사하는 경우인데 소각로에는 활성탄 분사/흡착 방법이 성공적으로 적용되고 있다고 알려져 있다<sup>11)</sup>.

그러나 발전소에 활성탄 주입방법을 그대로 적용하는 것은 다음과 같은 여러 가지 문제가 있어서 적용을 결정하기 전에 많은 부분을 고려하여야 한다.

1) 상대적으로 많은 양의 배가스 양(flue gas volume (15,000~150,000 m<sup>3</sup>/min))에 비해서 수은농도는 수십 ppb로 낮아서 활성탄 가격대비 효율면에서 경제성이 맞지 않을 수 있다.

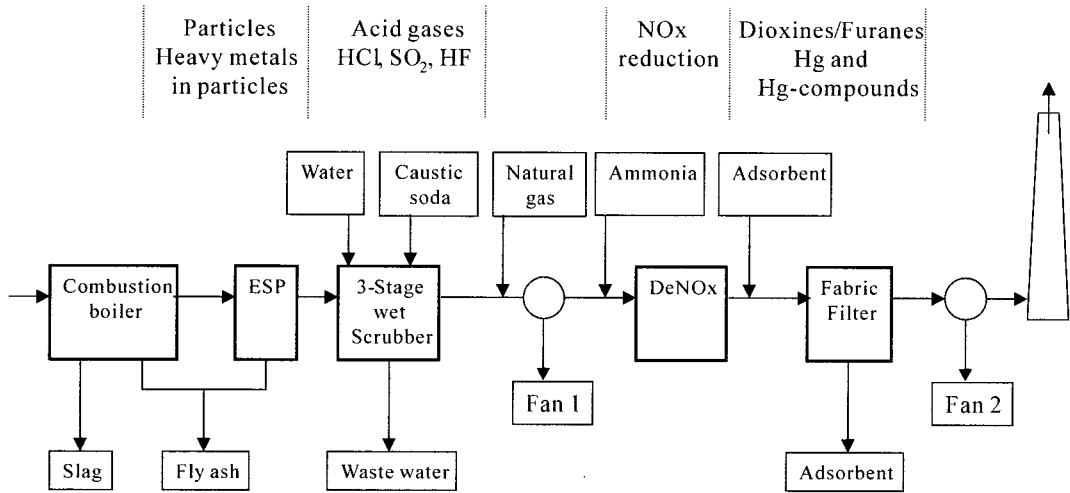


Fig. 5. Flue gas treatment step.

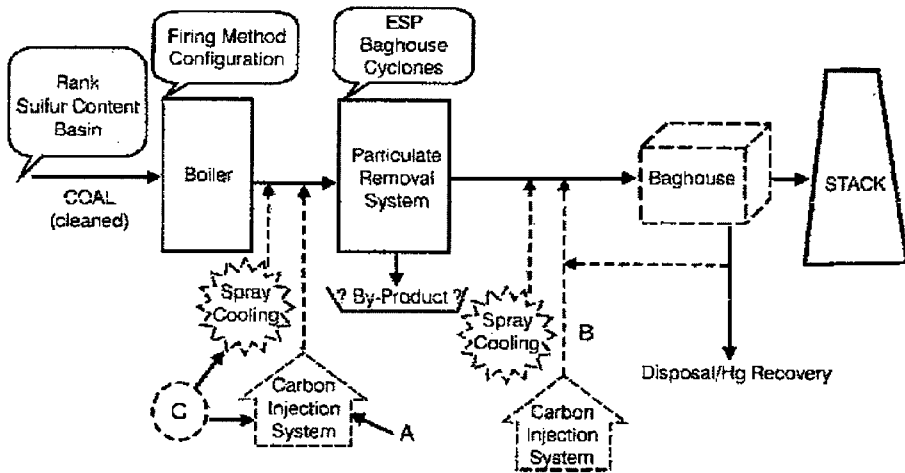


Fig. 6. Different sorbent-based injection options being investigated for mercury control in coal fired power plants<sup>12)</sup>.

2) 각 발전소 보일러마다 사용하는 석탄이 다르므로 따라서 발생하는 수은의 species가 달라 모든 utility boiler 에 활성탄이 일반적으로 적용된다고 볼 수 없다.

3) 배가스 중에는 수은 보다 농도가 높은 다른 물질들(SOx, NOx, VOC, PCDD/PCDF)이 많고 이들이 활성탄에 경제적으로 흡착하므로 활성탄의 수은 흡착능력이 약화 될 수 있다.

4) 연소배가스가 온도 150°C 정도에서 15 m/sec의 속도로 유동하기 때문에 ESP 전단에서의 체류시간이 1초 이내로 짧다. 따라서 활성탄의 사용효율이 낮을 수 있다.

따라서 활성탄 분사/흡착방법을 화력발전소에 적용하기 위해서 Fig. 6와 같은 3가지 option을 고려하고 있다<sup>21</sup>. 집진시설 전단에 배가스 냉각 없이 활성탄을 주입하는 방법(A), 집진시설 후단에 spray cooling과 함께 bag house를 추가로 설치하면서 활성탄을 주입하는 방법(B), 집진시설 전단에 spray cooling에 의한 배가스 냉각과 활성탄 주입방법(C)이다.

3가지 option 중에서 추가 설비투자가 가장 적게 소요되는 경우는 option A이다. 단지 유지비가 많이 소요되는데 유지비의 대부분은 주로 활성탄 비용이다. 이 경우에 C/Hg ratio는 100,000이 일반적이며 이를 낮출 수 있는 활성탄이 있다면 경제적인 것이다.

두 번째로 투자비가 적게 소요되는 option은 C의 경우이다. 배가스 냉각을 위해 spray cooling을 하면서 활성탄을 주입하는 방법이다. 흡착효율이 증가하여 활성탄 사용량이 감소하는데(C/Hg=30,000) 냉각을 위한 수분이 후단에 영향을 미치므로 이를 고려하여야 한다.

가장 투자비가 많이 소요되는 경우는 B이다. FF 등을 이용하는 bag house를 설치하여 spray cooling(별도의 추가 option)과 함께 활성탄을 분사하는 방법이다. 활성탄 사용량은 C/Hg ratio가 10,000 단위로 낮아진다.

수은 제거율은 모든 경우가 90%이다. 유지비는 B가 가장 적게 소요되며(\$5,000,000/y, 950 MW 기준, A : \$30,000,000/y, C : \$10,000,000/y) 투자비는 \$42.7/KW로 가장 많이 소요된다(A : \$6/KW, C : \$8/KW).

국내 발전소 실태에 가장 적합한 부분은 설치비가 가장 적게 소요되는 A인데 A의 경우 유지비가 많이 소요되고 이 유지비는 활성탄 비용이 가장 많이 차지하므로 이를 감소시키는 기술이 필요하다. 실제로 고효율, 저비용의 흡착제 개발이 많이 연구되고 있다. 국내의 경우 활성탄 가격이 선진국의 약 1/3~1/2 수준이기 때문에 선진국에서 계산하는 것 보다는 적게 소요될 것이다. 또한 흡착제의 효율을 증가시킬 수 있으면 활성탄 사용량을 감소시켜 경제성이 더욱 증가한다.

활성탄 사용은 비산재의 carbon content를 증가시켜 비산재 활용에 impact를 주는데 흡착제를 고효율화 하면

carbon content 증가양을 줄일 수 있어서 fly ash sales에 대한 impact를 감소시킨다. 일반적으로 A option을 사용하는 경우 비산재 미활용 손실이 약 18% 정도로 계산되는데 따라서 활성탄을 고효율화 하면 이를 감소시킬 수 있다.

현재 개발되고 있는 수은 제거기술 중 상당부분이 fly ash를 포함한 활성탄 등 흡착제 분사에 집중되어 있다<sup>18)28)</sup>. 발전소 배가스 수은 제거기술이 흡착제로 집중되는 이유는 발전소 수은 제거기술중 WFGD를 이용한 기술이나 SCR에서의 산화에 이은 WFGD 이용기술은 기존기술을 이용하는 것이기 때문에 실제로 기술개발 여지가 별로 없기 때문이다. 기술개발이기는 현장조건의 개선에 가깝다. 연소 중 산화를 촉진하는 산화제 주입이나 탈황조건 개선등은 새로운 것이 아니다.

활성탄은 비산재 활용을 약 18% 정도 제한하는 악영향을 미칠 수 있으므로 비산재 활용에 impact를 주지 않는 sorbent 개발이 연구되고 있다. 이 중에는 흡착제를 계속 재사용할 수 있도록 하는 regenerable noble metal 등이 대표적인 사례이다<sup>29)</sup>.

## 6. 경제성 고찰

미국의 경우 수은 제어를 위해 제안된 두가지 시나리오 중에서 전자(Fig. 4와 5 수은 제거기술 부분 참조)가 채택되는 경우에는 기존의 석탄 사용 발전소 중에서 약 10%만이 minor한 투자로 규제를 만족할 수 있다. 전체 석탄 사용량 중에서 약 반 정도에 대해서는 40% 정도의 추가 저감이 요구되며 10% 정도의 발전소에는 66~85%의 정도가 추가 저감이 요구된다. 나머지 30% 정도의 설비에 대해서는 30~67%의 추가 저감이 요구된다. 평균적으로 전체 발전소에 대해서는 약 50%의 추가저감이 요구되는 상태이다<sup>21</sup>. 후자가 채택되는 경우에는 전체 power plant의 약 60%가 80~90% 정도의 저감이 요구되며 거의 98%에 해당하는 power plant가 50% 정도의 저감이 요구되는 매우 강한 조건이다<sup>21</sup>.

투자비와 유지비를 합쳐서 발전량에 대해 표준화한 가격을 Fig. 7에 나타내었다<sup>10)</sup>. 첫 번째 set의 경우 첫 번째 bar는 탄소만 주입하는 경우의 수은 제거비용이다. 여기에 물을 분사하여 flue gas 온도를 낮추면 ACI(activated carbon injection) cost를 7.6\$/MWh에서 4.5\$/MWh로 낮출 수 있다. 그러나 다시 세 번째 bar에서 보듯이 SCR이 추가되는 경우에 수분사 냉각의 효과가 없어지는 것을 알 수 있다. SCR 촉매에 의한 SO<sub>2</sub>의 SO<sub>3</sub>로의 산화로 산의 이슬점이 증가하고 이는 수분사 냉각 효과를 감소시키는 결과를 초래한다.

두 번째 set의 경우 FGD를 사용하는 경우이다. ACI

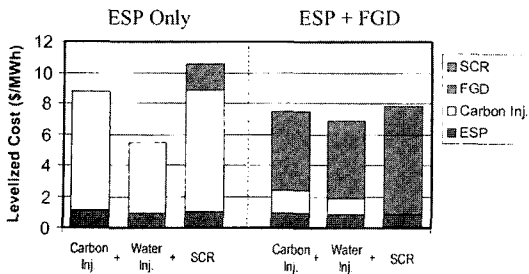


Fig. 7. Total levelized cost of mercury abatement for a low-sulfur bituminous coal-fired power plant<sup>[6]</sup>.

cost가 첫 번째 set 보다 현저히 감소하는 것을 알 수 있다. SCR이 추가되면 ACI가 필요 없어지는 것으로 결론이 도출될 수 있다. 그러나 SCR을 사용하는 경우 전체 cost는 ACI를 사용하는 경우보다 약간 높다.

## 7. 결 론

수은은 아직 국내에서 문제가 되지 않고 있지만 세계적으로, 특히 미국에서는 대기분야의 연구개발이 집중되고 있는 분야이다. 유럽도 같은 경향이다. 머지않아 아시아 지역과 국내에도 소각과 연소설비에서의 수은배출이 문제가 될 것이다. 본 논문은 이에 대비한 기초자료를 제공하는 것을 목적으로 국내외의 가스상 수은 배출 현황과 수은 제거기술 개발에 대해 요약하였다. 현재 가장 많은 조사가 이루어진 곳이 미국이므로 미국에서 발전소에 대한 제어기술 전략을 중심으로 소개하였다.

수은 제거 기술은 크게 두 가지로 방향을 잡고 있다. 하나는 기존의 WFGD나 NOx 저감장치 등 설치되어 있는 또는 설치예정인 APCD를 이용한 수은 제거효율 향상과 산화수은으로의 전환율을 증가시켜 제거하는 방법이다.

다른 하나는 수은 규제정도가 더욱 심해질 경우 이 기준을 맞추기 위해서는 수은 제거효율이 높은 활성탄 또는 다른 흡착제를 사용하여야 하므로 ACI 기술과 기타 low-cost sorbent 개발에 연구를 집중하고 있다.

2007년에 발전소에 수은 제거설비 설치가 의무화 될 것이다. 발전소 수은 제거효율은 각 발전소의 특성에 따라 크게 좌우된다. 즉 사용하는 석탄의 품위가 갈탄, 준역청탄, 역청탄, 고유황탄, 저유황탄 중 어떤 것을 사용하고 있는가에 크게 지배된다. 평균적으로는 전체 발전소가 현재 배출되는 수은을 약 50% 정도 더 저감하여야 하는 상황이 만들어질 것이다.

본 논문에서 제공하는 자료는 국내에서 발전소 수은 규제가 시작될 때 효과적으로 적용될 수 있을 것이다.

## 참고문헌

1. U.S. EPA Mercury Study Report to U.S. Congress (1997).
2. Brown, T.D., Smith, D.N., Hargis, Jr., R.A. and O'Dowd, W.J.: J. Air & Waste Manage. Assoc., June, 1 (1999).
3. Vehlow, J.: Environmental Technology, 3, 144 (1996).
4. Perry, R.H. and Chilton, C.H.: "Chemical Engineers' Handbook", 5th edition, McGraw-Hill (1973).
5. Toole-O'Neil, B., Tewalt, S.J., Finkelman, R.B. and Akers, D.J.: Fuel, 78, 47 (1999).
6. Meji, R., Vredendregt, L. and Winkel, H.: the Proceedings of Mega Symposium, Plenary Session No. 307 (2001).
7. 전미경: "소각장 환경평가서 수은 배출 계수에 관한 연구", 경기개발연구원 보고서 (1999).
8. Lee, S.H.: Proceedings of 18th International Pittsburgh Coal Conference, p28-2, December 3-7, Newcastle, Australia (2001).
9. Senior, C.L., Sarofim, A.F., Zeng, T., Helble, J.J. and Mamani-paco, R.: Fuel Process. Technol., 63(2-3), 197 (2000).
10. Berkempas, M.B., Rubin, E.S., Smith, D.N. and Gibbon, G.A.: the Proceedings of Mega Symposium, Plenary Session No. 251 (2001).
11. Licata, A. and Fey, W.: the Proceedings of Mega Symposium, No. 306 (2001).
12. Smith, D.N.: Proceedings of 15th International Pittsburgh Coal Conference, Pittsburgh, PA (1998).
13. DeVito, M.S. and Rosenhoover, W.A.: Proceedings of the 4th EPRI International Conference on Managing Hazardous Air Pollutants, Washinton, D.C. (1997).
14. DeVito, M.S. and Rosenhoover, W.A.: the Proceedings of the 92nd Annual Meeting and Exhibition of the Air & Waste Management Association, St. Louis, MO (1999).
15. Redinger, K.E., Evans, A., Bailey, R. and Nolan, P.: the Proceedings of EPRI/DOE/EPA Combined Air Pollution Control Symposium, Washington, DC (1997).
16. Milobowski, M., Amrhein, G.T., Kudlac, G.A. and Yurchison, D.M.: the Proceedings of Mega Symposium, No. 163 (2001).
17. Blythe, G., Richardson, C.F. and Rhudy, R.G.: the Proceedings of Mega Symposium, No. 200 (2001).
18. Hsi, H., Chen, S., Rostam-Abadi, M., Rood, M.J., Richardson, C.F., Carey, T.R. and Chang, R.: Energy & Fuel, 12, 1061 (1998).
19. Edwards, J., Srivastava, R.K., Lee, C.W., Kilgroe, J.D. and Ghorishi, S.B.: the Proceedings of Mega



- Symposium, No. 238 (2001).
20. Miyata, N., Kido, S., Honeycutt, P.M. and Harris, D.K.: the Proceedings of Mega Symposium, No. 170 (2001).
  21. Lopez-Anton, M.A., Tascon, J.M.D. and Martinez-Tarazona, M.R.: *Fuel Process. Technol.*, 77-78, 353 (2002).
  22. Korpiel, A. and Vidic, R.D.: *Environ. Sci. Technol.*, 31, 2319 (1998).
  23. Liu, W., Vidic, R.D. and Brown, T.D.: *Environ. Sci. Technol.*, 32, 531 (1998).
  24. Rostam-Abadi, M., Chen, S., Lizzio, A.A., Hsi, H., Lehmann, C.M.B., Rood, M.J., Chang, R., Richardson, C., Machalek, T. and Richardson, M.: the Proceedings of Mega Symposium, No. 210 (2001).
  25. Krishnan, S.V., Gullett, B.K. and Jozewicz, W.: *Environ. Sci. Technol.*, 28, 1506 (1994).
  26. Matsumura, Y.: *Atmospheric Environment*, 8, 1321 (1974).
  27. Lee, S.H., Rhim, Y.J. and Park, Y.O.: *Carbon Science*, 3(4), 187 (2002).
  28. Lee, S.H. and Park, Y.O.: *Fuel Process. Technol.* (accepted, 2003).
  29. Roberts, D.L., Albiston, J., Broderick, T., Greenwell, C. and Stewart, R.: Final Report for Phase I, DE-AC22-95PC95257-32 (1998).