

## 도시폐기물 소각시설에서의 금속배출특성 연구

김기현\*·김삼권\*\*·송금주\*·서용칠\*

### Emission Characteristics of Metal Elements from a MSW Incinerator

Ki Heon Kim\*, Sam Cwan Kim\*\*, Geum Ju Song\* and Yong Chil Seo\*

#### ABSTRACT

The behavior and characteristics of heavy metals at different streams in a MSWI(Municipal Solid Waste Incinerator) with a capacity of 100tonnes/day were investigated by measuring the concentration of heavy metals and gases and analyzing their leaching data from ashes.

Metal components of Cr, Cu, Cd and Pb were in higher concentrations in the fly ashes collected after the water spray tower than in the bottom ashes. It was due to condensation by a lower temperature with water spray cooling. Metal contents in the bottom ash became higher for finer particles as expected. The mass balance of heavy metals in different stream was estimated from the analyzed data in bottom ash and collected dusts at different locations. For the lower volatility of metals such as Pb, Cu, Cr, 88-97% of them remained in the bottom ash, while Cd and Hg escaped from the combustor with remaining in bottom ash of 18.4 and 0.8%, respectively. In most cases the leaching rate of fly ash showed higher values than that of bottom ash, with the their average acidities of 9.8 and 11.9 respectively.

**Key words** : MSWI, Ash, Heavy metal, Leaching

#### 1. 서론

소각되는 폐기물의 충분한 연소를 가정하였을 때 소각 배가스 중 유해물질 등은 산성가스, 분진 및 유해중금속으로 대별된다. 특히 소각되는 폐기물내에 존재하는 유해중금속류는 각각의 물리적 특성 및 소각로내의 온도, 압력 및 가스의 조성에 따라 염화물, 산화물 및 금속상태로 변화한 후 대부분 소각재에 남지만 그 일부는 소각로 배가스와 함께 대기중으로 배출되기도 하고 휘발온도가 낮은 중금속은 소각로에서 증가화되어 대기로 배출된다. 입자상물질이나 흡상태로 비산된 중금속류는 냉각장치 및 배기가스 처리시설에서

제거되어 재로 배출된다. 제거되지 않은 일부는 가스와 함께 대기환경으로 배출되게 된다[1].

소각시설에서의 금속의 거동은 크게 세 가지의 경우로 나눌 수 있다[2-4]. 첫 번째는 폐기물에 미량의 광물질 형태로 포함되어 있던 금속물질이 소각로에서 연소되어 바닥재로 배출되는 경우이다. 대부분의 금속이 이에 속한다. 두 번째는 폐기물에 포함되어 있던 휘발성이 강한 금속의 일부가 소각로의 고온의 영역에서 증발하여 연소가스와 함께 배출되는 경우이다. 세 번째는 금속들이 폐기물내에 공존하는 염소나 황 등과 같은 원자들과 반응하여 염화물이나 황화물을 형성하는 경우와 소각시 주입하는 산소나 폐기물 자체에 포함되어 있는 산소와 반응하여 산화물을 형성하는 경우이다. 금속은 고온의 연소조건에서 휘발되었다가 냉각시설을 통과하면서 응축되거나 흡착되어 비산재로 배출된다[5].

\* 연세대학교 환경공학과

† 연락저자, seoyc@dragon.yonsei.co.kr

\*\* 국립환경연구원

한국에서는 2000년도 경우 소각한 생활폐기물량의 15.2%가 소각재로 발생하였다. 이중 바닥재는 13.7%, 비산재는 1.5%를 점유하고 있다. 이 비율은 각 시설마다 폐기물성상, 소각효율 등에 따라 다를 수 있다[6].

본 연구는 도시쓰레기 소각시설에서 발생하는 배가스 및 소각재(바닥재, 비산재)로 분산되는 유해금속의 거동을 파악한다. 또한, 소각재의 용출 및 함량특성 등의 분석을 통하여 소각재에 대한 금속 특성자료를 제시한다.

## 2. 연구 내용 및 방법

### 2.1 시험대상

대상시설은 1일 소각능력이 100톤 규모인 전진식 화격자가 수평구조(경사도 0°)를 이루고 있는 소각로와 대기오염방지시설로 SDA/BF 및 SCR(Selective Catalytic Reactor)를 갖춘 대형 소각시설로서 처리공정 및 시료채취 위치는 Fig. 1과 같다. 소각로의 화격자 연소율은 최대 185 kg/m<sup>2</sup>·hr, 연소실 열부하율은 양질기준 121,600 kcal/m<sup>2</sup>·hr, 연소가스 로내 체류시간은 설계치 2초 및 쓰레기 로내 체류시간 40분으로 설계된 소각시설이다. 냉각은 냉각설비인 수분사장치와 공기에열기(air preheater)에 의해 온도가 강해진다. 연소가스의 수분사장치 출구온도가 345 - 415°C로 높게 설계되어 있으며, 연소가스의 수분사장치 체류시간은 약 3.34초로 평가되고 있다.

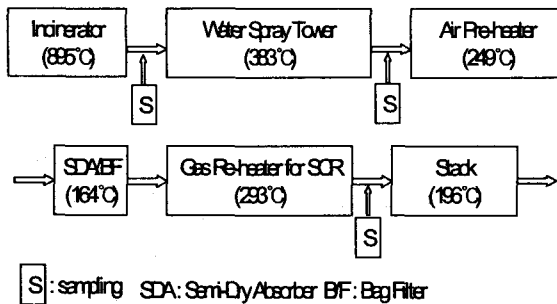


Fig. 1 Flow diagram of the MSW incinerator

## 2.2. 시료채취

### 2.2.1 비산재

연소실 후단에서는 고온용 수냉자켓방식의 냉각관 전단에 노즐 및 먼지포집부(냉각관과 동일 재질인 STS 310S)를 부착하여 사용하였고, 시료채취는 대기오염공정시험[7] 제3장 제2절 제1항에 따라 냉각시설 전·후단 및 연돌 전단 등 3지점에서 동시에 채취하였다.

### 2.2.2 소각재

소각시설에서 발생하는 바닥재 및 집진재에 대한 유해물질 특성을 분석하기 위하여 피트 등으로 배출되는 시점에서 시료를 채취하였다.

## 2.3 시료 전처리 및 분석

### 2.3.1 비산재

대기오염공정시험법[7] 제3장 제2절 제1항 먼지의 분석방법에 따라 전처리하여 무게를 측정하였다.

먼지가 포집된 원통여지를 EPA Method 3050B에 따라 전처리 하여 Inductively Couple Plasma/Mass Spectrometry(ICP-MS, Model: Elan-6000)로 약 20종의 중금속류를 분석하였다.

### 2.3.2 소각재 성분분석

#### 2.3.2.1 중금속 용출 특성

폐기물공정시험방법[8] 제2장 제1항에 따라 시료를 채취한 후, 제2항에 따라 시료중의 작은 돌멩이, 유리조각 등을 제거하고 입경이 5mm 이하인 것은 그대로, 입경 5mm 이상인 것은 분쇄하여 체로 걸러서 0.5~5mm로 하여 용출특성 분석용 시료로 사용하였다.

분석용 시료를 폐기물공정시험방법 제2장 제5항에 따라 바닥재 및 비산재 시료 100g 이상을 정확히 달아 정제수에 염산을 가하여 pH 5.8~6.3인 용매(ml)를 1:10(W:V)의 비율로 2ℓ 삼각플라스크에 넣어 상온, 상압하에서 진탕회수가 매분당 200회, 진폭이 4~5cm인 진탕기를 사용하여 6시간 연속 진탕한 다음 1.0μm의 유리섬유여지로 여과한 여과액을 검액하여 ICP/MS로 분석하였다.

#### 2.3.2.2 중금속 함량특성

폐기물공정시험방법 제2장 제1항 시료의 채취방법에 따라 시료를 채취한 후, 시료중의 작은 돌멩이, 유리조각 등을 제거하여 풍건하고 300μm 이하로 분쇄하여 함량특성 분석용 시료로 사용하였다. 조제된 시료를 EPA Method 3050B에 따라 전처리 ICP/MS로 분석하였다. Hg는 함량특성 분석용으로 조제한 시료 일정량을 금아말감법을 이용한 원자흡광광도법의 자동수은분석기(NICAS, Model SP-3D)로 253.7nm에서 분석하였다.

## 3. 결과 및 고찰

측정시 연구대상 시설의 폐기물 투입량의 16%가 바닥재, 1.2%의 비산재를 배출한다.

일반적인 오염물질의 농도변화는 대부분이 일반적인 도시폐기물 소각시설에서의 배출농도로 배출

Table 1 Concentrations of pollutants in MSW(9)

Points	Temp (°C)	O <sub>2</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)	CO (ppm)	NO <sub>x</sub> (ppm)	Water (%)	Hg (µg/Sm <sup>3</sup> )	Dust (mg/Sm <sup>3</sup> )
Outlet of combustor	878.4	11.8	6.6	6.0	131.1	17.7	81.43	4267.6
Outlet of WST*	246	11.9	7.6	5.6	130	37.6	35.07	1,435.6
Stack	196	11.8	9.1	10.6	28.8	34.9	5.46	2.8

\* WST : Water Spray Tower

되었다(Table 1). 그리고 수분함량은 연소실 후단에서 18%로 도시폐기물 소각시설에서의 일반적인 수분배출농도와 유사했다[9]. 그러나, 수분사장치를 통과한 후에는 수분함량이 37%을 나타내고 있어 약 19%정도 증가하였다. 또한, 가스상 수은은 연소실 후단 및 보일러 후단에서 71 ~ 81µg/Sm<sup>3</sup>이 발생하여 SDA/BF-SCR 등의 대기오염방지시설을 거치면서 92.26%가 제거되어 최종배출에서는 5µg/Sm<sup>3</sup>정도로 배출되고 있다.

먼지는 연소실 후단에서 평균 4.27g/Sm<sup>3</sup>의 매우 높은 농도로 발생되었고, 수분사장치를 통과하면서 79.39%가 제거되어 수분사장치 후단에서는 1.44g/Sm<sup>3</sup>정도로 줄어들고 최종배출구에서는 2.8mg/Sm<sup>3</sup>로 약 99.68%의 먼지 제거율을 나타냈다.

소각로에서 발생된 배가스 중의 함량시험결과는 Table 2과 같이 Na, Al, Ca, Fe 등이 500~100mg/m' 으로 나타났고, Mg, Mn 등이 100mg/m'~10mg/m'의 범위에 해당하였으며 Cu, Zn, Sn, Pb, Cd가 10~1mg/m'의 범위에 해당하는 것으로 나타났고, B, V, Cr, Co, Sr, Sb 등이 1mg/m'이하로 나타났다.

배출되는 금속의 량에 채취된 먼지량을 나눠 입자상 중의 금속의 농도를 구하였다.

Cr, Cu, Cd, Pb 등은 소각로에서 배출되는 입자상중의 농도보다 수분사 시설에서 냉각후의 농도높게 나타냈다. 이는 William등[10-13]의 결과와 같이 냉각되는 과정에서 금속의 응축 및 핵형성, 중금속의 화학적, 물리적 형태의 차이에 의해 나타난 것으로 판단된다.

### 3.1 금속 분배특성

도시쓰레기의 소각과정에서 발생하는 바닥재 및 비산재에 중금속이 어떻게 분배되는지를 예측하기는 매우 어려우며, 공급연료 중의 중금속 농도, 공급연료의 물리·화학적 조성, 소각로 온도, 소각되는 도시쓰레기의 유동성, 대기오염방지시설의 효율성 등 여러 요인에 의하여 영향을 받는다[14-15].

소각과정에서는 산화과정이 지배적으로 진행되지만 모든 잠재적인 반응생성물에 대한 수많은 금속의 자유 생성엔탈피 계산값은 염화물이 형성되는 경향이 있음을 암시한다. 이들 염화물은 전형적인 소각온도에서 각각의 증기압에 의해 특성화되므로 Hg, Cd, Zn 및 Pb 등의 중금속들은 다양하게 휘발되어 배가스로 이송된다.

대부분의 휘발된 중금속들은 냉각과정에서 비산 입자 표면에 응축되므로, 150°C 정도의 온도에서 Hg를 제외한 이들 화합물은 더 이상 가스상에 존재하지 않게 될 것이며, 따라서 소각/대기방지시설과정의 여러 배출단계에서 발생하는 중금속들이 휘발전위에 따라 flue 가스, 비산재 및 바닥재로 분배하게 된다.

Table 2 Inorganic contents in off-gas stream

Con.	outlet of combustor		outlet of WST***	
	mg/m'	mg/kg**	mg/m'	mg/kg
B	0.79	186.09	0.23	160.92
Na	236.13	55329.77	48.98	34118.91
Mg	71.46	16743.94	14.21	9900.97
Al	150.41	35244.66	34.46	24000.12
Ca	354.39	83042.85	65.18	45401.17
V	0.14	31.52	0.01	7.58
Cr	0.34	80.37	0.31	213.56
Mn	15.10	3538.45	0.60	417.79
Fe	168.58	39501.54	40.81	28426.44
Co	0.30	69.32	0.01	8.90
Cu	2.17	507.71	2.04	1423.38
Zn	9.64	2257.66	3.19	2220.67
Sr	0.75	175.96	0.14	99.01
Cd	1.96	459.98	1.86	1294.93
Sn	3.54	828.28	1.04	727.25
Sb	0.85	200.02	0.21	142.92
Pb	3.86	903.55	3.62	2520.90

\* Concentration : weight of metal / volume of flue gas

\*\* Concentration : weight of metal / weight of dust

\*\*\* Water spray tower

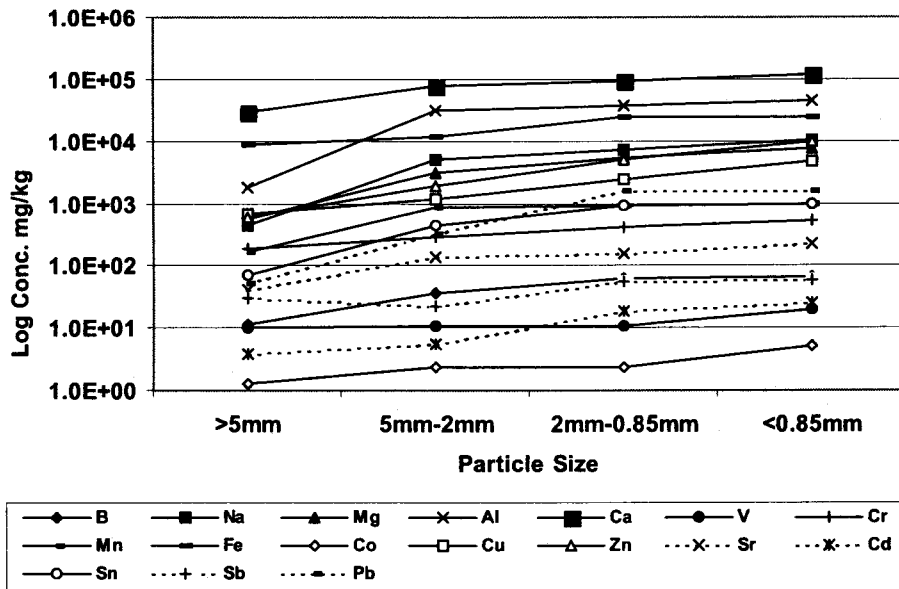


Fig. 2 Element concentrations in bottom ash from MSWI

Table 3 Element concentration in bottom ash from MSW

	Bottom Ash(mg/kg)				
	> 5mm	5-2mm	2-0.85mm	< 0.85mm	Total
B	11.25	36.66	61.57	66.13	43.41
Na	436.13	5118.00	7414.52	10348.97	5739.61
Mg	552.18	3029.00	5290.94	7662.23	4115.37
Al	1800.18	31696.83	37182.56	45110.00	28055.94
Ca	28628.55	77110.00	91581.68	119188.08	78013.11
V	9.97	10.43	10.50	19.66	12.99
Cr	0.34	80.37	408.08	536.19	355.72
Mn	166.63	875.90	889.00	978.90	703.08
Fe	8906.00	12048.00	25050.00	23860.45	17521.31
Co	1.31	2.29	2.35	5.28	2.83
Cu	682.39	1196.32	2367.20	4597.28	2246.78
Zn	578.90	1935.00	4918.02	9879.00	4405.40
Sr	41.30	134.50	153.27	220.28	135.30
Cd	3.88	5.34	19.07	25.35	13.67
Sn	72.90	448.90	922.42	972.00	597.96
Sb	30.51	22.80	54.16	59.19	42.50
Pb	53.81	325.80	1542.69	1596.84	888.57
Hg	0.00	0.03	0.01	0.05	0.02

Table 4 Element concentration in fly ash from MSW

	Fly Ash(mg/kg)		
	WST	SDA	BF
B	63.78	41.98	33.98
Na	9028.00	6178.00	37122.58
Mg	11030.00	8851.00	6681.66
Al	25690.00	10240.00	6430.71
Ca	57720.00	117100.00	65206.96
V	10.16	6.99	4.17
Cr	115.10	169.07	183.30
Mn	803.10	580.30	315.44
Fe	3427.00	2006.00	761.85
Co	6.98	3.28	1.87
Cu	70.57	406.70	601.88
Zn	4516.00	9036.00	12813.44
Sr	121.80	138.30	108.98
Cd	14.19	15.69	190.16
Sn	447.00	366.70	767.15
Sb	46.57	75.42	157.77
Pb	227.90	254.00	2053.59
Hg	0.02	11.44	48.45

바닥재에 잔류하는 금속성분의 입경별 특성 및 비산재의 분배특성을 파악하기 위해 다음과 같이 실험하였다.

Fig. 2에서 보는 것과 같이 박 등[16]의 실험 결과 유사하게, 바닥재의 입자의 크기가 작을수록 다소 높아지는 경향을 보이고 있다. 이는 입자가 클수록 고온연소실내의 체류시간이 길어 금속의 열적 휘발이 많이 일어난다. 반면에 미세한 바닥재는 Grate의 사이로 떨어져 열적휘발을 적게 일어나기 때문이다[17].

비산재의 경우 Table 3과 4와 같이 바닥재의 금속의 농도보다 대부분 높은 경향을 보였다.

이와 같은 결과는 바닥재 중의 중금속은 고온분위기에서 휘발하지 않은 양이 존재하지만 비산재의 경우는 냉각시설에서 냉각과정에서 금속들이 비산재 표면에 응축, 응집되기 때문이라 판단된다. 또한 비 표면적이 큰 미세 먼지를 포집하는 백필터에서 가장 높은 농도를 나타냈다.

생활폐기물을 소각하는 경우 문제가 되는 Pb, Cd, Cu, Cr, Hg의 물질수지를 나타내면 Fig. 3과 같다. 소각시설에 분배되는 경향을 크게 두 가지

로 나눌 수 있다. 먼저 Pb, Cu, Cr 성분은 약 87.8-97.0%가 바닥재에 잔류하며, 기화되어 비산되는 비율이 3.0-12.2%로 나타나 바닥재로 배출되는 비율이 훨씬 높은 결과를 보였다.

또한 이들은 수분사장치를 통과하면서 약 0.02-0.17%가 제거되고, 최종배출구로 총 배출량의 0.01-2.00% 배출되는 것으로 나타났다.

위와 같은 결과는 Cr성분이 고온의 산소분위기에서 비교적 안정된 금속산화물(CrO<sub>3</sub> 등)로 전이되어 주위의 온도조건에 영향을 적게 받기 때문이라 사료된다[12].

Cu 성분은 Brunner 등[18]의 연구결과 보다 다소 높게 나타났다. 이는 소각과정에서 주입된 산소와 반응하여 비교적 비등점이 높은 Cu<sub>2</sub>O로 전이되어 휘발이 다소 적은 것으로 판단된다.

Cd, Hg성분은 약 0.80-18.36%가 바닥재에 잔류하며, 기화되어 비산되는 비율이 81.64-99.20%로 나타나 비산되어 배출되는 비율이 훨씬 높은 결과를 보였다.

Cd 성분은 많은 비산에 비해 대기로 방출되는 비율이 0.03%로 아주 적게 나타났다. 이 결과는

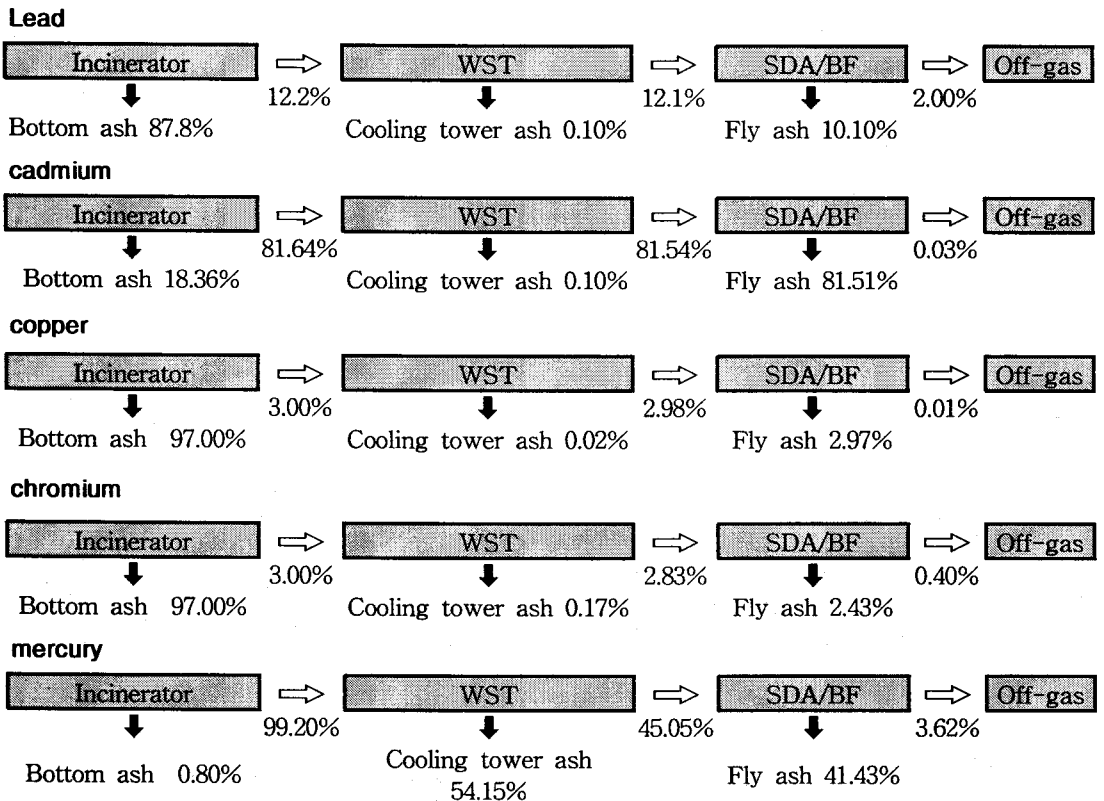


Fig. 3 Behavior of Heavy Metal in the MSWI

Table 5 Comparison between total concentration and leachate concentration by KSLT

		Pb	Cd	Cr	Cu	Zn	Hg	Fe	Mn	
BF ash	Total Conc.(mg/kg)	2053.59	190.16	183.30	601.88	12813.44	0.02	3762.00	315.44	
	Leachate Conc.(mg/ℓ)	94.23	0.26	1.60	0.39	9.66	0.00	0.82	0.38	
	Ratio(%)	45.89	1.38	8.75	0.65	0.75	-	0.22	1.20	
SDA ash	Total Conc.(mg/kg)	254.00	15.69	169.07	406.70	9036.00	11.44	2006.00	580.30	
	Leachate Conc.(mg/ℓ)	3.86	0.29	2.09	0.25	7.23	0.00	0.43	0.60	
	Ratio(%)	15.20	18.23	12.39	0.62	0.80	0.26	0.21	1.03	
WST ash	Total Conc.(mg/kg)	227.90	14.19	115.10	70.57	4516.00	48.45	3427.00	803.10	
	Leachate Conc.(mg/ℓ)	1.24	0.23	0.60	0.02	3.218	0.08	0.49	0.80	
	Ratio(%)	5.42	16.42	5.22	0.30	0.71	1.61	0.14	1.00	
Bot - tom ash	>5 mm	Total Conc.(mg/kg)	53.81	3.88	184.77	682.39	578.90	0.00	8906.00	166.63
		Leachate Conc.(mg/ℓ)	0.10	0.04	0.17	0.28	0.21	0.00	0.33	0.01
		Ratio(%)	1.82	9.29	0.90	0.41	0.37	-	0.04	0.06
	5mm~ 2mm	Total Conc.(mg/kg)	325.80	5.34	294.80	1196.32	1935.00	0.03	12048.00	875.90
		Leachate Conc.(mg/ℓ)	0.13	0.04	0.21	0.44	0.54	0.00	0.06	0.02
		Ratio(%)	0.39	8.24	0.72	0.37	0.28	29.41	0.01	0.02
	2mm~ 0.85mm	Total Conc.(mg/kg)	1542.99	19.07	408.08	2367.20	4918.02	0.01	25050.00	889.00
		Leachate Conc.(mg/ℓ)	0.21	0.05	0.28	0.53	1.44	0.00	0.80	0.02
		Ratio(%)	0.14	2.46	0.67	0.22	0.29	-	0.03	0.02
	<0.85 mm	Total Conc.(mg/kg)	1596.84	25.35	536.19	4597.28	9879.00	0.05	23860.00	978.90
		Leachate Conc.(mg/ℓ)	0.31	0.06	0.30	0.91	2.98	0.00	0.60	0.02
		Ratio(%)	0.19	2.25	0.55	0.20	0.30	21.28	0.03	0.02

소각시 증기화된 금속성분이 연소가스 냉각과정에서 미세한 비산재 표면에 응축, 침적되어 제거되는 것으로 판단된다.

Hg 성분은 폐기물에 존재하는 대부분이 휘산하는 것으로 나타났으며, 그중 약 55%정도가 수분사장지에서 제거되고 SDA/BF을 거치면서 약 96%가 제거되어, 대기중으로 3.62%가 배출되는 것으로 나타났다. 냉각과정에서 제거율이 높은 것은 폐기물 속에 함유된 수은은 소각로 내에서 금속 수은 증기로 되는데 가스 냉각과정에서 배출가스에 함유된 HCl와 반응하여 80-90%는 HgCl<sub>2</sub>로 된다[19]. HgCl<sub>2</sub>는 수용성이 크기 때문에 수분사에 의해 제거된 것으로 판단된다.

방지시설 이후에도 3.62%의 높은 비율을 나타내는 것은 흡착, 흡수하기 어려운 금속수은(Hg<sup>0</sup>) 형태로서 배출된다.

대부분의 휘발된 중금속은 냉각과정에서 비산재 표면에 응축되어 입상상으로 존재가 용이하다. 그러나 Hg의 경우 원자수은으로 존재하므로 거동의 연구와 제거방법의 연구가 필요하다.

### 3.2 용출 특성

Pb 등 7개 항목에 대한 용출특성 분석결과를 Table 5에 나타내었다. 바닥재의 경우 용출액 pH의 평균값은 11.9으로 높게 나타났는데, 이는 퍼트로 배출되는 시점에서 시료를 채취하였기 때문에 탄산화반응 등이 일어나지 않기 때문으로 사료된다[20]. 비산재의 경우 용출액 pH의 평균값은 9.8로 나타났다. Grate의 사이로 떨어져 열적회발을 적게 일어나거나 비산되어 로에서 이월되지 못하고 다시 침적되기 때문으로 판단된다.

모든 금속이 비산재가 바닥재에 비해 용출율이 높은 것으로 나타났다. 이는 pH에 기인한 것으로 판단된다. 비산재에서는 용출율이 비산재별로 차이를 찾을 수 없었다. 그러나, 수은의 경우 수분사장에서 월등히 높게 나타났다. 이는 수용성인 수은이 포집되어 용출되는 것으로 판단된다.

Table 5에서 나타나는 것처럼 중금속 함유량과 용출량은 수십에서 수만배 차이를 보여주고 있다. 매립시 환경적 영향을 적정하게 판단하기 위해서는 용출시험법의 검토가 필요하다고 판단된다.

## 4. 결 론

도시쓰레기 소각시설에서의 중금속의 거동을 조사하기 위하여 쓰레기 용량 100톤/일인 도시쓰레기 소각시설을 대상으로 소각로 배출 및 배가스 처리시설별 배출가스중 중금속 농도 및 소각재(바닥재 및 비산재)중의 중금속류의 용출 및 함량특성을 분석하여 다음과 같은 결과를 얻었다.

1. Cr, Cu, Cd, Pb 등은 로에서 배출되는 입자상 중의 농도보다 수분사시설에 냉각후 입자상에 높은 농도를 나타냈다. 이는 냉각되는 과정에서 금속의 비등점 차이에 따라 응축되는 차이에 의해 나타난 것으로 판단된다.

2. 바닥재의 금속의 함량은 입자의 크기가 작을수록 다소 높은 농도를 나타냈다. 이는 입자가 클수록 고온연소실내의 체류시간이 길어 금속의 열적회탈이 많이 일어나는 반면에 미세한 바닥재는 Grate의 사이로 떨어져 열적회탈을 적게 일어나거나 비산되어 로에서 이월되지 못하고 다시 침적되기 때문으로 판단된다.

3. Pb, Cu, Cr 성분은 약 88-97%가 바닥재에 잔류하며, 기화되어 비산되는 비율이 3-12%로 나타나 바닥재로 배출되는 비율이 훨씬 높은 결과를 보였다.

4. Cd, Hg성분은 약 0.80-13.86%가 바닥재에 잔류하며, 기화되어 비산되는 비율이 81.64-99.20%로 나타나 비산되어 배출되는 비율이 훨씬 높은 결과를 보였다.

5. 바닥재의 경우 용출액 pH의 평균값은 11.9으로 높게 나타났고, 비산재의 경우 pH의 평균값은 9.8로 나타났다. 입자의 크기에 따른 용출율은 입자의 크기가 큰 것이 높게 나타났다. 이는 결합력의 차이에서 기인한 것으로 판단되나 추가적인 연구가 필요하다. 대부분 금속의 용출율은 비산재가 바닥재에 비해 높은 것으로 나타났다.

일반적인 소각조건에서 비산재나 바닥재 중에 포함되어 있는 금속은 소각되는 쓰레기 중에 포함되어 있으므로 그 원인이 되는 폐기물의 종류와 금속의 거동을 파악하여 적절한 처리 방안을 찾을 수 있을 것으로 생각된다.

## 후기

이 연구는 2001년도 연세대학교 매지학술연구소의 학술지원비로 이루어진 것입니다.

## 참고문헌

- [1] 신찬기, 김삼권 외 8인, "도시폐기물 소각시설의 소각재 적정처리에 관한연구(I)-바닥재를 중심으로-", 국립환경연구원 폐기물공학과 보고서, 2000, pp. 46-59.
- [2] Barton, R. G., Maly, P. M., Clark, W. D. and Seeker, W. R., "Prediction of the Fate of Toxic Metals in Waste Incinerators," *National ASME Waste Processing Conference*, 1988, pp. 379-386.
- [3] Barton, R. G., Clark, W. D. and Seeker, W. R., "Fate of Metals in Waste Combustion Systems," *Combustion Science and Technology*, Vol. 74, 1990, pp. 327-342.
- [4] Quann, R. J. and Sarofim, A. F., "Vaporization of Refractory Oxides during Pulverized Coal Combustion," *19th Symposium on Combustion*, The Combustion Institute, 1982, pp. 1429-1440.
- [5] Tillman, D. A., "Trace Metals in Combustion System," *Academic press, Inc.*, 1994, pp. 276.
- [6] 김기현, 김삼권, 송금주, 유종익, 서용철, "소각시설의 거동에 관한 연구," *춘계 한국폐기물학회 공동학술대회집*, 2001, pp. 144-148.
- [7] 환경부, 공정시험방법 대기편 제3장 2000.
- [8] 환경부, 공정시험방법 폐기물편 제3장 2000.
- [9] 신찬기, 김삼권 외 9인, "소각시설 및 성능 평가기준(안) 제정에 관한연구(II)," 국립환경연구원 폐기물공학과 보고서, 1999, pp 57-59.
- [10] William, P. L. and Jost, O. L. W., "Toxic Metal Emissions from Incineration: Mechanisms and Control," *Prog. Energy Combust. Sci.*, Vol. 19, 1993, pp. 145-185.
- [11] Eddings, E. G. and Lighty, J. S., "Fundamental Studies of Metal Behavior during Solids Incineration," *Combust. Sci. Technol.*, Vol. 85, 1992, pp. 375-485.
- [12] Queneau, P. B., May, L. D. and Cregar, D. E., "Application of Slag Technology to Recycling of Solid Wastes," *Incineration Conference*, Knoxville, TN, 1991, pp. 69-85.
- [13] Mulholland, J. A. and Sarofim, A. F., "Mechanisms of Inorganic Particle Formation during Suspension Heating of Simulated Aqueous Wastes," *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 25, No. 2, 1991, pp. 268-274.
- [14] William, P. L., Miller, C. A. and Jost, O. L. W., "Fine Particle Emissions From Residual Fuel Oil Combustion: Characterization and Mechanisms of Formation," *Proceeding of the*

*Combustion Institute*, Vol. 28, 2000, pp. 2651-2658.

[15] Kevin, J. W., "An Overview of Current Practices and Future Alternatives for the Management of Ash Residues from Waste-to-energy Process in Europe, Management of Ash Residues from Waste-to-energy Process," 1998, pp. 459-464.

[16] Park, Y. Y. and Hu, C. G., "A Study on Behavior of Heavy Metals during Waste Incineration," *Journal of Korean Environmental Science Society*, Vol. 5, No. 6, 1996, pp. 785-799.

[17] 조태웅 외 8인, "도시쓰레기 소각재 중의 유해물질함량 조사연구," 국립환경연구원, 1999.

[18] Brunner, P. H. and Monch H., "The Flux of Metals through Municipal Solid Waste Incinerators," *ISWA Specialized Seminar Incinerator Emissions of Heavy Metal and Particulate*, Copenhagen, 1985, pp. 103-117.

[19] 廢棄物ハンドブック, 廢棄物學會編, 1996.

[20] Meima, J. A. and Comans, R. N. J., "Geochemical Modeling of Weathering Reactions in Municipal Solid Waste Incinerator Bottom Ash," *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 31, 1997, pp. 1269-1276.