

아연제련시설에서의 수은 배출특성 Emission Characteristics of Mercury in Zn Smelting Process

박정민 · 이상보 · 김형천 · 송덕종 · 김민수 · 김민정
김영희 · 이상학^{1)*} · 김종춘 · 이석조

국립환경과학원 대기공학연구과, ¹⁾경북대학교 화학과

(2010년 4월 13일 접수, 2010년 5월 24일 수정, 2010년 8월 20일 채택)

Jung-Min Park, Sang-Bo Lee, Hyung-Chun Kim, Duk-Jong Song, Min-Su Kim,
Min-Jung Kim, Yong-Hee Kim, Sang-Hak Lee^{1)*}, Jong-Chun Kim and Suk-Jo Lee

Air Pollution Control Research Division, National Institute of Environmental Research,

¹⁾*Department of Chemistry, Kyungpook National University*

(Received 13 April 2010, revised 24 May 2010, accepted 20 August 2010)

Abstract

Stationary combustion sources such as coal-fired power plants, waste incinerators, industrial manufacturing, etc. are recognized as major sources of mercury emissions. Due to rapid economic growth, zinc production in Korea has increased significantly during the last 30 years. Total zinc production in Korea exceeded 739,000 tons in 2008, and Korea is currently the third largest zinc producing country in the world. Previous studies have revealed that zinc smelting has become one of the largest single sectors of total mercury emissions in the World. However, studies on this sector are very limited, and a large gap in the knowledge regarding emissions from this sector needs to be bridged. In this paper, Hg emission measurements were performed to develop emission factors from zinc smelting process. Stack sampling and analysis were carried out utilizing the Ontario Hydro method and US EPA method 101A. Preliminary data showed that Hg⁰ concentrations in the flue gas ranged from 4.56 to 9.90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ with an average of 6.40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Hg(p) concentrations ranged from 0.03 to 0.09 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ with an average of 0.04 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, and RGM concentrations ranged from 0.23 to 1.17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ with an average of 6.40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. To date, emission factors of 7.5~8.0 g/ton for Europe, North America and Australia, and of 20 or 25 g/ton for Africa, Asia and South America are widely accepted by researchers. In this study, Hg emission factors were estimated using the data measured at the commercial facilities as emissions per ton of zinc product. Emission factors for mercury from zinc smelting process ranged from 4.32 to 12.96 mg/ton with an average of 8.31 mg/ton. The emission factors that we obtained in this study are relatively low, considering Hg contents in the zinc ores and control technology in use. However, as these values are estimated by limited data of single measurement of each, the emission factor and total emission amount must be updated in future.

Key words : Zinc smelting process, Emission factor, Mercury emission

*Corresponding author.

Tel : +82-(0)53-950-5338, E-mail : shlee@knu.ac.kr

1. 서 론

수은을 위시한 유해대기오염물질 (HAPs, Hazardous Air Pollutants)은 대기질 관리에 있어 가장 많은 관심을 받는 환경오염물질에 속한다. 특히 이러한 물질들은 환경 중에서 미량으로 존재하지만 직접적이고 장기적 노출로 인해 인간의 건강, 동·식물, 자연 생태계도 위협하고 있다(국립환경과학원, 2008). 수은은 유해대기오염물질 (HAPs, Hazardous Air Pollutants) 중의 하나이다. 우리나라는 수은 등의 중금속 물질과 벤젠 등 휘발성유기화합물을 포함하는 총 35종을 대기환경보전법상 특정대기유해물질로 지정하여 관리하고 있다(환경부, 2009). 미국도 1990년 개정된 대기정화법에서 총 188개의 항목을 HAPs로 지정하여 관리하고 있다(Jurng and Shim, 2009). 수은은 광택이 있는 은백색의 금속으로 상온에서 액체 상태로 존재하는 유일한 금속이며, 비중은 20°C에서 13.55 g/cm³, 비점 356.7°C, 융점 -38.87°C이며 가열하면 증발한다(국립환경과학원, 2006a). 또한 중금속이지만 증기압이 높기 때문에 상온에서도 증기상으로 존재한다(Merck Index, 2006). 수은은 주로 원소수은(Hg⁰), 무기수은(Hg²⁺), 입상수은(Hg_p), 유기수은(메틸수은)의 형태로 존재한다. 이러한 개별 수은종의 농도를 합한 전체의 화합물을 총수은이라고 한다. 무기수은은 금속수은, 제1수은염, 제2수은염 또는 아말감으로 나누고 유기수은은 알킬수은과 알킬수은화합물로 구분할 수 있다(Feng and Qiu, 2008). 수은은 존재 형태와 관계없이 인체에 독성을 보이며, 노출경로, 노출량, 개인의 감수성에 따라 인간의 건강에 각기 다른 영향을 주는데 특히 메틸수은의 독성이 가장 강한 것으로 알려져 있으며 EPA의 IRIS(Integrated Risk Assessment System)에서 발암 가능성이 있는 B등급으로 구분하고 있다(국립환경과학원, 2006b).

UNEP에서는 수은화합물을 먹이사슬을 통해 생태계 전반에 위대한 ‘전 지구적(global) 오염물질’로 규정하고 있다. 따라서 지구적 차원에서의 수은 저감을 위한 사업을 진행하고 있다(UNEP, 2002). 선진국에서는 수은의 사용 중지 및 폐기물 소각시설에서의 수은 재처리 등을 통한 수은의 저감을 위해 노력하고 있다. 그러나 개발도상국에서의 석탄화력발전소, 염소·알카리 공업플랜트 및 금광산에서의 금정련

등으로 인한 수은 오염 등은 심각한 문제로 부각되고 있다(국립환경과학원, 2006a).

수은의 대부분은 인위적 배출원에서 대기 중으로 배출된다(Pudasainee *et al.*, 2009). 인위적인 배출원에서 배출되는 수은화합물의 경우 대기 중에 원소수은(Hg⁰)과 산화수은(Hg²⁺)으로 존재한다(Choi *et al.*, 2009). 산화수은의 경우, 수일 미만의 짧은 대기 체류시간을 보인다. 반면, 원소수은의 경우 용해도가 낮으며, 상대적으로 반응성이 작아 1년 이상의 장기적인 체류시간을 유지한다(Li *et al.*, 2009). 이러한 특성 때문에 원소수은은 장거리 이동으로 인해 ‘월경성 오염물질’로 주목받고 있다(Nguyen *et al.*, 2010). 수은화합물의 인위적인 배출원은 열적 과정에 따른 수은 함유물에서의 탈리 등에 의한 것과 수은의 직접적인 사용에 의한 것이 있다. 전자는 화석연료의 연소나 시멘트, 철, 강철, 아연, 금, 기타 비철금속의 추출 및 생성과정에서 발생하는 기작과, 건전지, 형광등, 안료 등의 수은을 함유한 폐기물의 소각 등에 의한 배출 기작 등이 있다. 또한 인위적 수은 추출 및 이용을 통한 배출로써 수은 채광, 소규모의 금과 은의 채광과정(아말감화 과정), Chlor-alkali 생산 공정, 치과에서의 아말감 이용, 형광등, 온도계, 압력계, 전기·전자 스위치 등과 같은 제품 생산 등을 들 수 있다(UNEP, 2005). UNEP에서 발행한 “Technical Background Report to the Global Atmospheric Mercury Assessment”에 수록한 2005년도 주요 부문별 수은 화합물 배출원 자료에 의하면, 인위적 배출원 배출 총량은 1,930 ton에 해당한다. 그 중 가장 배출량이 많은 것은 화석연료의 연소시설로 878 ton, 다음은 금의 추출 및 가공 공정으로 350 ton, 금을 제외한 비철금속의 가공 공정이 200 ton이다. 또한 국가별로는 중국, 인도, 미국순으로 각각 825.2, 171.9, 118.4 ton이다. 우리나라는 32.2 ton으로 전 세계에서 9번째로 수은 배출량이 많은 국가에 해당한다. 이러한 실정으로 UNEP, EPA, EU에서는 각 국가별 또는 자국의 수은 배출에 대한 배출목록을 작성하고 산업시설별 배출량을 산정하여 대기 중으로 배출되는 수은의 관리 및 저감방안에 대한 연구를 활발히 진행하고 있다. 이를 위해 UNEP, EPA 등을 중심으로 수은을 국제적으로 다이옥신의 관리를 위한 스톡홀름협약과 같은 강한 국제협약으로 유도하려는 움직임이 있다. 빠르면 2009년부터 이에 대한 구체적인 추진을 개시하

Table 1. Zn smelting process.

Unit	
Roasting	Oxidized zinc sulphide (the main concentrate component containing approx. 50~55% of Zn) reacts at 950°C to give zinc calcine and sulfur dioxide (The gas stream containing SO ₂ is cleaned, dried, converted to SO ₃ and then sulphuric acid)
Leaching	The zinc calcine and the concentrate are dissolved using sulfuric acid, and most elements in the concentrate are cemented and removed with iron oxide residue
Purification	Some of the elements that were not removed in the previous process (Cu, Cd, Co, Ni) are cemented with zinc metal powder to get purified solution
Electrolysis	The pure zinc sulphate solution is electrolyzed with electricity, and zinc metal is deposited from the solution on an aluminium electrode (cathode). The zinc cathode is then stripped off the aluminum and sent to the casting plant.
Casting	The zinc cathode is melted in an electric furnace, then cast into various shapes for sale.

Table 2. Characteristics of the roasting and casting units.

Unit	Capacity	Unit temp.	Exhaust temp.	Sampling number	APCDs
Roasting	25 t/hr	960°C	22°C	5	ESP, Venturi Scrubber, Dry tower, Gas Scrubber
Casting	0.02 kl/hr	480°C	45°C	3	EP

여 2011년에는 각국의 배출실정으로 제시하도록 하고 있다. 빠르면 2013년에는 국제적 협약에 의한 규제가 효력을 발생할 가능성이 크다. 또한 격년으로 진행하고 있는 UNEP 집행위원회의 회의를 통하여 협약을 통한 전반적인 수은 배출량 관리를 결의하였다(국립환경과학원, 2009).

본 연구에서는 이러한 국제적 수은 관리 움직임에 대응하기 위해 수은의 인위적 배출원 중 대표적인 배출원으로 알려진 아연제련시설에 대한 수은의 화학종별 배출특성과 배출량을 파악하고자 하였다.

2. 연구 및 방법

2.1 연구대상 시설 및 시료채취 지점

아연광석에는 수은과 같이 다른 다양한 금속물질이 불순물로 포함되어 있다. 아연의 제련 방법은 크게 습식제련과 건식제련 두 가지로 나눌 수 있는데, 세계적으로 약 80%의 아연은 습식제련공법으로 생산하고 있다. 아연 광석은 Zinc blend, sphalerite, ZnS, 이극광 등이 있으나 현재 제련용의 주광석은 ZnS이다. 아연광의 배소는 건식제련이든 습식제련이든 광석 중의 ZnS를 ZnO로 산화한다. 이렇게 수은이 함

유되어 있는 아연광석을 제련하는 과정에서 수은이 배출될 수 있다(Li *et al.*, 2008).

아연제련의 주요 공정은 표 1과 같이 구분할 수 있다(고려아연, 2010).

연구대상 시설은 국내 아연 생산량의 약 30%를 차지하는 A사의 배소공정과 주조공정에서 각각 시료채취를 하였다. 또한 측정 공정의 온도, 배출가스 온도, 측정 횟수, 방지시설 현황을 표 2에 나타내었다. 배소공정에서 주조공정을 거쳐 제품이 생산되기까지의 전 공정은 밀폐공정으로 방지시설 전단의 측정은 불가하였으며 제련공정과 함께 황산생산 공정을 병행하여 운영하고 있었다.

2.2 시료채취 및 분석

우리나라 수은 화합물 측정방법은 대기오염공정시험방법-배출가스 중 금속화합물-ES 01408 배출가스 중 수은화합물(원자흡광도법, 흡광도법)에 나타나 있다. 국내에서 사용하는 측정방법의 경우, 수은화합물의 총 수은만을 측정하는 방법이다. 따라서 인위적 수은의 배출원별 배출 특성 및 농도를 평가하기 위해 US EPA의 Ontario Hydro Method로 수은화합물을 화학종별(Hg⁰, Hg²⁺, Hg_p)로 구분하여 측정하였다.

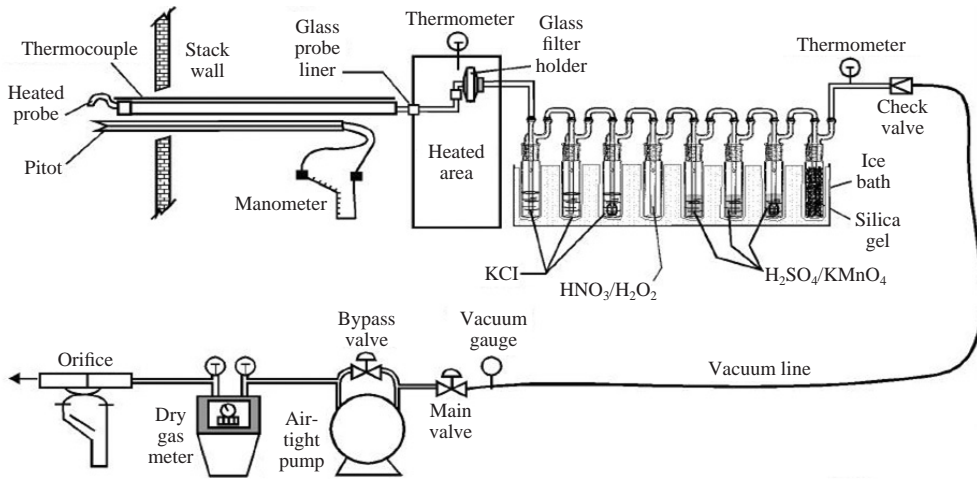


Fig. 1. Sampling device of the Ontario Hydro method.

1. Rinse filter holder and connector with 0.1 N HNO₃.
2. Add 5% w/v KMnO₄ to each impinger bottle until purple color remains.
3. Rinse with 10% v/v HNO₃.
4. Rinse with a very small amount of 10% w/v NH₂OH · HSO₄ if brown residue remains.
5. Final rinse with 10% v/v HNO₃.

Rinse bottles sparingly with
 - 0.1 N HNO₃
 - 10% w/v NH₂OH · H₂SO₄
 - 0.1 N HNO₃

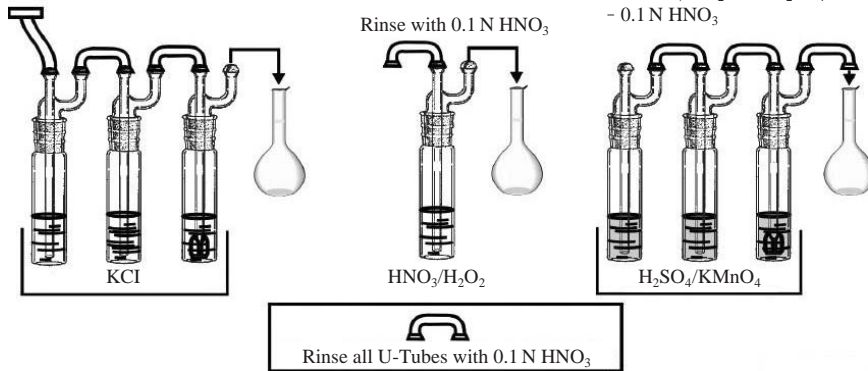


Fig. 2. Recovery procedures of the Ontario Hydro method.

2.2.1 시료채취

시료채취장치의 구성은 대기오염공정시험법과 거의 동일하지만 Ontario Hydro 방법은 8개의 임핀저를 장착할 수 있는 트레인으로 구성한다. 이때 산화수은과 원자수은을 분리하여 채취할 수 있도록 흡수액을 구분하여 사용한다. 산화수은을 흡수하기 위하여 임핀저 1~3번에는 1M의 염화칼륨 흡수액 100

mL를 넣고, 원자수은을 흡수하기 위하여 HNO₃-H₂O₂ (4번 임핀저), KMnO₄-H₂SO₄ (5~7번 임핀저) 흡수액을 사용한다. 또한 입자상 수은을 채취하기 위하여 여과지(Whatman 2814432)를 사용한다. 시료채취장치의 구성도를 그림 1에 나타내었다. 시료채취방법은 대기오염공정시험법에 준하여 등속흡인을 하여 채취하였으며 시료채취가 끝난 후 7개의 임핀저의

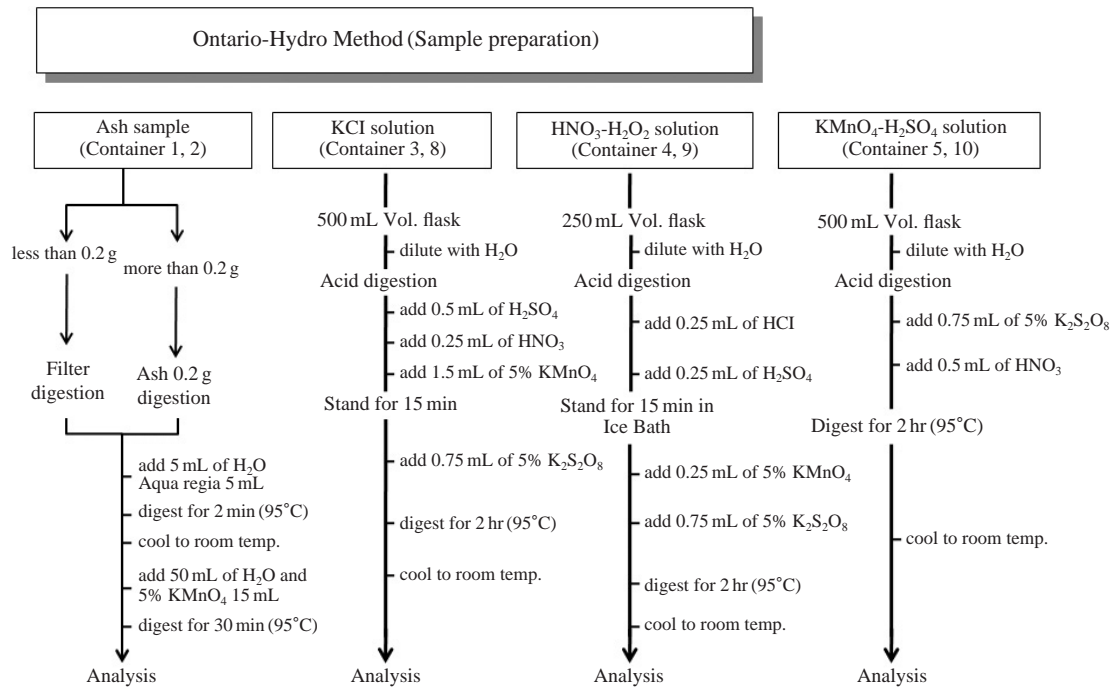


Fig. 3. Procedures for mercury analysis.

흡수액을 3개의 용기에 (1~3번, 4번, 5~7번 임핀저) 담았다. 여과지는 여과지 홀더에서 분리하여 용기에 담아 보관하였다. 그림 2에 시료회수용기별 시료회수 방법에 대하여 자세히 나타내었다.

2.2.2 시료의 전처리 및 분석

대기오염공정시험법과 동일하게 여과지와 시료 흡수액 각각에 대해 전처리를 하였다. 또한 시료 흡수액은 산화수은과 원자수은을 분리하여 분석하기 위하여 임핀저 1~3번, 4번, 5~7번 각각에 대하여 전처리를 개별적으로 처리하였다. 각 흡수액별 전처리 과정은 그림 3에 나타내었다. 전처리를 완료한 시료에 대한 분석은 수은분석기(Mercury instruments, AULA-254, USA)를 이용하여 분석하였다. OHM에서 제시하고 있는 검정곡선 작성 방법에 따라 표준 시료를 제조하여 분석한 결과, 검정곡선의 R²값이 0.999 이상을 나타내었다. 방법검출한계는 0.05 µg/L의 표준시료를 준비하여 7회 반복 측정된 결과, 0.03 µg/L이었으며 %RSD는 2.02%였다.

2.3 배출계수 산정

배출시설별 수은의 배출계수를 산정하기 위하여 배소공정과 주조공정에 대해 측정된 실측결과를 토대로 배출계수를 산정하였다. 배출계수는 아연정광 사용량(톤)당 배출량(mg)으로 제시하였으며 배출계수산정방법은 아래 식과 같이 계산하였다.

$$\frac{\text{물질농도}(\mu\text{g}/\text{m}^3) \times \text{건조배출가스유량}(\text{m}^3/\text{hr}) \times 10^{-3}}{\text{원료사용량}(\text{톤}/\text{hr})}$$

3. 결과 및 고찰

3.1 전 세계 아연과 생산량 및 국내 아연 제련 시설 현황

아연은 비철금속 중 알루미늄, 구리 다음으로 사용처가 많은 금속이다. 상대적으로 낮은 용점으로 황동과 같이 수 많은 합금을 만드는데 사용하고 있다(김수태, 2000). 한국비철금속협회의 자료(표 3)에 의하면 2008년 기준 전 세계 아연과 생산량은 11,566.0천

Table 3. World production of zinc. (Unit: kt)

	2005	2006	2007	2008
Belgium	220.0	259.0	264.0	251.0
Bulgaria	92.5	85.9	98.1	101.7
Finland	281.9	282.2	305.5	297.7
France	210.0	120.0	129.0	118.0
Germany	335.0	316.8	295.5	292.3
Italy	121.2	109.2	102.1	107.1
Netherlands	224.5	227.2	225.0	239.0
Norway	151.3	160.7	157.0	145.5
Poland	137.3	133.9	141.9	142.5
Romania	53.2	43.3	58.0	61.6
Russia	206.0	247.3	264.0	253.2
Spain	501.4	507.3	494.1	459.9
Ukraine	2.2	1.7	2.6	3.8
Serbia	2.5	5.8	-	-
Europe total	2,539.1	2,500.2	2,536.9	2,473.2
Algeria	37.0	32.9	27.2	32.9
Namibia	132.9	129.9	150.1	144.4
South Africa	104.0	90.0	101.0	87.0
Africa total	273.9	252.8	278.3	264.3
China	2,776.1	3,162.7	3,742.6	3,913.1
India	266.2	420.9	430.8	545.8
Iran	140.0	140.0	126.0	110.4
Japan	638.4	614.3	597.7	615.5
Kazakhstan	357.1	364.8	358.2	365.6
North Korea	57.0	51.0	36.0	36.0
South Korea	650.0	670.0	691.0	739.0
Thailand	101.2	96.5	99.0	104.1
Uzbekistan	42.0	46.0	72.0	46.0
Vietnam	4.1	10.0	10.0	12.0
Asia total	5,032.0	5,576.2	6,163.2	6,487.5
Argentina	40.5	46.0	46.3	31.0
Brazil	267.4	272.4	265.1	272.3
Canada	724.0	824.5	802.1	764.3
Mexico	334.0	279.4	322.4	305.4
Peru	165.9	175.3	162.4	182.0
U.S.A	351.0	269.0	278.0	286.0
America total	1,882.8	1,866.6	1,876.3	1,841.0
Australia	457.0	464.0	502.0	500.0
World total	10,184.8	10,659.8	11,356.7	11,566.0

ton이며 아시아가 차지하는 비율이 56.1%, 중국이 33.8%로 가장 많은 아연피를 생산하는 것으로 나타났다. 우리나라의 경우 전 세계 아연피 생산량의 6.4%인 739천 ton을 생산한다.

국내 아연피 생산능력은 (주)YP와 KA(주)가 현재 각각 연 28만 ton, 43만 ton씩 갖추고 있다(총 71만 ton). 2008년도 내수 용도는 철강재의 도금용 69%,

Table 4. Mercury contents in Zinc ores.

	Canada	Finland	Russia
Area	Brunswick work	Kokkola	Ural
Hg content (g/t)	2.1	2.8	10~25

die casting 11%, 황동 등 합금제조 7%, 산화아연 2%, 아연분말 및 아연화합제품 1%, 기타 10% 등이다(한국비철금속협회, 2008).

3.2 각 공정별 수은 배출 특성

3.2.1 수은 배출 농도

아연제련시설에서 수은 배출의 주요 요인은 광석에 미량으로 포함되어 있는 수은이다. 아연광석 중 수은 함유량은 광석의 종류, 기원, 암석과 위치에 따라 넓은 분포를 보인다(Li *et al.*, 2008). 표 4에 나라별 지역별 아연광석 중 수은함유량을 나타내었다. 일반적으로 아연광석 중 아연함유량은 4~10%인데 우리나라에서 원료로 사용하는 아연정광은 부유선광을 거쳐 아연함유량을 55~60%로 높은 것을 수입하는데(고려아연) 이 과정에서 정광에 포함되어 있는 수은도 일부 제거되어 수은함량이 표 4에서 제시한 값보다는 낮으리라 판단된다.

아연제련과정에서 아연 정광은 고온으로 배소나 소결을 통해 함유된 유황이 제거된다. 이 때, 수은은 기화해, 황산 생산 공장이 설치되어 있는 경우에는, 수은은 아연 정광으로부터 제거되어 황산으로 이동한다고 할 수 있다(Nriagu and Pacyna, 1988). 배소 과정에서 발생한 가스는 황산제조공정에 보내지기 전에 설치한 방지시설(전기집진기, 스크러버 등)로 보내지고 나머지 수은은 슬러지에 농축되는 것으로 판단된다. A사 아연 제련 공정 중 배소공정과 주조공정에서 수은농도 분석 결과(그림 4a) 배소공정의 경우 총수은의 평균 농도는 7.174 µg/m³이었으며 주조공정은 0.955 µg/m³이었다. 배소공정이 주조공정에 비해 약 7배 정도 높은 농도로 수은이 배출되었다.

그림 4b에 A사 배소공정, 주조공정에서의 수은 중별 배출 비율을 나타내었다. 배소공정의 경우 Hg⁰가 89%, Hg²⁺ 10%, Hg_p 1%로 나타났다. 이에 반해 주조공정은 Hg⁰가 92%, Hg²⁺ 6%, Hg_p 2%로 나타났다. 아연제련시설에서 배출되는 수은의 중분포는 Hg⁰가

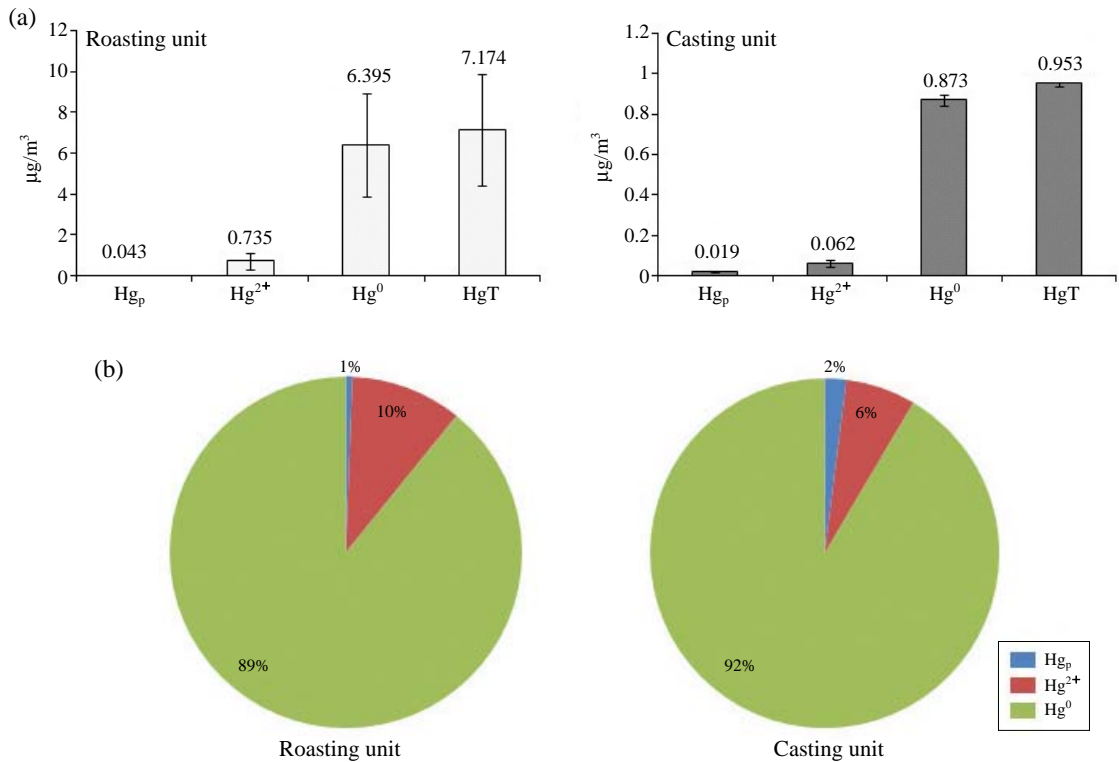


Fig. 4. (a) Concentration of mercury released from each processing unit, (b) Relative composition of Hg species released from each processing unit.

80%, Hg²⁺ 15%, Hg_p 5%라고 보고한 바 있다(Pacyna and Pacyna, 2002). 이와 비교하면 본 연구에서 조사한 두 공정의 Hg⁰ 비율이 상대적으로 높은 것으로 나타났다. 방지시설 후단에서 배출되는 수은의 종별 특성은 공정 및 배출가스의 온도, 방지시설의 형태에 따라 다르게 나타난다. Prestbo and Bloom (1993)에 의하면 입자상 수은은 배출 총수은의 5% 이하라고 한다. 폐기물 소각의 경우 Hg⁰로 배출되는 비율은 10~90%인데 이는 투입 폐기물의 조성과 공정조건에 따라 달라진다(Prestbo and Bloom, 1993). 석탄화력발전소의 경우 약 95% 이상이 Hg⁰로 배출된다(Biswas and Wu, 1998). 수은종별 배출특성은 방지시설 설계에 있어서 주요한 자료를 제공한다. Hg²⁺은 수용성이어서 습식스크러버에 의해 효율적으로 제거되고 국부적으로 침적하므로 산화에 의해 제거가 잘 이루어진다. 반면 Hg⁰은 증기압이 높고 물에 잘 녹지 않기 때문에 제거하기가 어렵다. 기존의 집진장치를

이용하면 대부분의 미량금속들이 95% 이상 제거되는 반면, 수은은 EP에서는 약 65%, fabric filter에서는 10%, ESP와 FGD에서는 25%의 제거효율을 보이는 것으로 알려져 있다(Brown *et al.*, 1999).

3.2.2 아연 제련시설의 수은 배출계수 및 배출량

본 연구에서 아연제련시설의 배소공정과 주조공정의 배출계수는 각각 8.31, 1.68 mg/ton으로 산정하였다. 이는 2008년 국립환경과학원에서 조사한 6.37 mg/ton(배소공정)에 비해서는 약간 높은 값이나 중국, 일본 등에 비하면 상당히 낮은 수치이다(UNEP, 2005; Pacyna and Pacyna, 2002; Hylander, 2001). 중국과 일본의 배출계수 산정이 대기배출만을 의미하는 것이라 아연제련사업장 자체에서 외부로 배출되는 모든 배출원에 대한 수은 배출계수의 합인지에 대한 검토가 필요하다. 미국의 경우 배출계수를 EPA 산하 OAQPS (Office of Air Quality Planning and Stan-

dards)에서 AP-42를 통해 제안하고 있다. AP-42는 배출계수 산정에 있어 측정데이터의 등급(A~D)과 배출계수 등급(A~F) 분류를 하고 있다. 본 연구에서 제안한 배출계수 등급은 측정데이터는 “A”, 배출계수는 “C” 등급에 해당한다. 배출계수의 대표성확보를 위해서는 추후 측정횟수를 늘여야 할 필요가 있다. 또한 해당 시설의 측정자료를 일반화하기 위한 계산

과정에서 적용하는 값들의 충분한 대표성 확보를 위해 보다 더 많은 측정이 필요하다. 국립환경과학원에서는 사업장 전체에서 배출되는 아연의 배출에 대해 검토하기 위해 폐기물, 폐수 등으로의 수은 배출량을 측정하고 이에 대한 농도, 배출량 산정을 통한 물질수지 연구도 진행하고 있다.

본 연구에서 산정한 배출계수를 이용하여 계산한 아연제련시설에서 대기로 배출되는 수은의 양은 2.72 kg/year이었다. 이는 '08년 산정한 국가 수은 배출량 자료(국립환경과학원, 2008)의 우리나라 전체 수은 배출량의 0.02%에 해당하는 양에 해당되는 것이다.

Table 5. Speciation of total Hg for major source types in fraction of the total.

Source category	Hg ⁰	Hg ²⁺	Hg _p
1. Coal combustion ^a			
Power plants	0.20	0.78	0.02
Industrial use			
(a) w/PM control devices	0.20	0.78	0.02
(b) Stoker, w/o PM control devices	0.09	0.03	0.88
(c) Cyclone, w/o Pm control devices	0.23	0.35	0.42
(d) Coke production	0.07	0.58	0.35
(e) Coke/burned, w PM control devices	0.20	0.78	0.02
(f) Coke/burned, w/o PM control devices	0.07	0.58	0.35
Residential and other uses	0.09	0.03	0.88
2. Fuel oil for stationary sources ^b			
	0.50	0.40	0.10
3. Gasoline, diesel, and kerosene combustion ^b			
	0.50	0.40	0.10
4. Biofuel combustion ^c			
	0.96	0.00	0.04
5. Grassland/savanna burning ^c			
	0.96	0.00	0.04
6. Forest burning ^c			
	0.96	0.00	0.04
7. Waste and residue burning ^c			
	0.96	0.00	0.04
8. Coal mines spontaneous burning ^d			
	0.09	0.03	0.88
9. Cement production ^b			
	0.80	0.15	0.05
10. Iron and steel production ^b			
	0.80	0.15	0.05
11. Caustic soda production ^b			
	0.70	0.30	0.00
12. Non-ferrous metal smelting ^b			
(a) Zinc	0.80	0.15	0.05
(b) Copper	0.80	0.15	0.05
(C) Lead	0.80	0.15	0.05
13. Mercury mining ^d			
	0.80	0.15	0.05
14. Battery and fluorescent lamp production ^d			
	0.80	0.15	0.05

^aFrom US EPA (2002).

^bFrom Pacyna and Pacyna (2002)

^cFrom Friedli *et al.* (2001), Friedli *et al.* (2003a) and Friedli *et al.* (2003b)

^dFrom Streets *et al.* (2005)

4. 결 론

국내 아연제련시설을 대상으로 제련공정에서의 수은의 배출특성을 조사한 결과 다음과 같은 결론을 얻었다. 대상 시설에서의 수은은 배출허용기준보다 낮은 농도로 배출되는 것으로 나타났다. 아연 제련 공정 중 배소공정과 주조공정 하단에서 수은농도 분석결과, 배소공정은 7.17 µg/m³, 주조공정은 0.96 µg/m³으로 나타났다. 배소공정은 먼지, SO_x, NO_x 제어를 위한 전기집진기, 습식, 건식 흡착탑이 설치되어 있었으며 주조공정은 먼지제어를 위한 전기집진기만이 설치되어 있다. 따라서 아연제련 과정 중 대기로 배출되는 수은의 대부분이 배소공정에서 배출되어지는 것으로 확인되었다. 아연제련시설의 수은종별 배출 비율은 배소공정의 경우, Hg⁰가 89%, Hg²⁺ 10%, Hg_p 1%로 나타났다. 이에 반해 주조공정은 Hg⁰가 92%, Hg²⁺ 6%, Hg_p 2%로 Hg⁰의 비율이 상대적으로 높은 것으로 나타났다. 아연제련시설의 배소공정과 주조공정의 배출계수는 각각 8.31, 1.68 mg/ton으로 산정되었다. 아연제련시설에서 대기로 배출되는 전체 수은의 양은 2.72 kg/yr으로 이는 우리나라 전체 수은 배

Table 6. Emission factors for total mercury.

	China	Global	Japan	Korea
UNEP, '05		10~200 g/t	5.26 g/t	6.37 mg/t ('08)
				8.31 mg/t (roasting unit, this study)
				1.68 mg/t (casting unit, this study)
Hylander, '01	16.6 g/t	12.1 g/t		
Pacyna, '02	20 g/t	7.6 g/t		

출량의 0.02%를 차지한다. 특히 배출량의 경우, 우리나라 아연피 생산량에 비해 전체 배출원에서 차지하는 비율이 낮게 산정되었다. 이를 위해 추가로 물질수지 산정과 배출원의 데이터 개수를 확보하기 위한 측정을 실시할 예정이다. 이들을 추가한다면 특성을 파악하는데 있어 더욱 정확하고 신뢰성있는 자료를 제공할 수 있을 것으로 사료된다.

참 고 문 헌

국립환경과학원 (2006a) 대기 중 수은의 측정방법 평가 및 실태조사(I).

국립환경과학원 (2006b) 환경매체별 유기수은 시험방법 확립 및 분포현상 연구(I).

국립환경과학원 (2008) 대기배출시설에 대한 수은 배출량 조사.

국립환경과학원 (2009) 국내 수은 연구 전문가 워크숍 자료집.

김수태 (2000) 한국 비철금속산업의 현황과 경쟁력 육성방안에 대한 연구, 한국외국어대학교 석사학위논문, pp. 3-23.

고려아연 (2010) 제련과정정보기, <http://www.koreazinc.co.kr>.

한국비철금속협회 (2008) 통계정보, <http://www.nonferrous.or.kr>.

환경부 (2009) 대기환경보전법.

Biawas, P. and C.Y. Wu (1998) Control of toxic metal emissions from Combustors using sorbents, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 48, 113-127.

Brown, T.D., D.N. Smith, N. Dennis, A. Richard, and W.J. O'Dowd (1999) Mercury measurement and its control, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 49, 628-640.

Choi, E.M., S.H. Kim, T.M. Holsen, and S.M. Yi (2009) Total gaseous concentrations in mercury in Seoul, Korea: Local sources compared to long-range transport from China and Japan, *Environmental Pollution*, 157, 816-822.

Feng, X. and G. Qiu (2008) Mercury pollution in Guizhou, *Science of the Total Environment*, 400, 227-237.

Friedli, H.R., L.F. Radke, and J.Y. Lu (2001) Mercury in smoke from biomass fires, *Geophysical Research letters*, 28, 3223-3226.

Friedli, H.R., L.F. Radke, J.Y. Lu, C.M. Banic, W.R. Leaitch, and J.I. MacPherson (2003a) Mercury emissions

from burning of biomass from temperate North American forest: laboratory and airborne measurements, *Atmospheric Environment*, 37, 253-267.

Friedli, H.R., L.F. Radke, R. Prescott, P.V. Hobbs, and P. Sinha (2003b) Mercury emissions from the August 2001 wildfires in Washington State and an agricultural waste fire in Oregon and atmospheric mercury budget estimates, *Global Biogeochemical Cycles*, 17, 1039.

Hylander, L.D. (2001) Global mercury pollution and its expected decrease after a mercury trade ban, *Water, Air and soil pollution*, 125, 331-344.

Jung, J.S. and S.G. Shim (2009) Mercury research and management in Korea, *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, 25(2), 99-107. (in Korean with English abstract)

Li, G., X. Feng, G. Qiu, X. Bi, Z. Li, C. Zhang, D. Wang, L. Shang, and Y. Guo (2008) Environmental mercury contamination of an artisanal zinc smelting area in Weining County, Guizhou, China, *Environmental Pollution*, 154, 21-31.

Li, P., X.B. Feng, G.L. Qiu, L.H. Shang, and Z.G. Li (2009) Mercury pollution in Asia, *Journal of Hazardous Materials*, 168, 591-601.

Merck (2006) Merck Index 14th.

Nguyen, H.T., M.Y. Kim, and K.H. Kim (2010) The influence of long-range transport on atmospheric mercury on Jeju Island, Korea, *Science of the Total Environment*, 408, 1295-1307.

Nriagu, J.O. and J.M. Pacyna (1988) Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals, *Nature*, 333, 134-139.

Pacyna, E.G. and J.M. Pacyna (2002) Global emission of atmospheric mercury anthropogenic sources in 1995, *Water, Air and soil pollution*, 137, 149-165.

Prestbo, E.M. and N.S. Bloom (1993) Recent Advances in the Measurement of Mercury species in Combustion Flue gas using solid phase adsorption and cold vapor atomic fluorescence spectroscopy, *Journal of the Air & Waste Management Association for Presentation at the 86th Annual meeting & exhibition*, 93-TA-32.05.

Pudasainee, D., J.H. Kim, and Y.C. Seo (2009) Mercury emission trend influenced by stringent air pollutants regulation for coal-fired power plants in Korea, *Atmospheric Environment*, 43, 6254-6259.

Streets, D.G., J. Hao, Y. Wu, J. Jiang, M. Chan, H. Tian, and X. Feng (2005) Anthropogenic mercury emissions

in China, Atmospheric Environment, 39, 7789-7806.
UNEP (2002) Global Mercury Assessment.
UNEP (2005) Technical Background Report to the Global
Atmospheric Mercury Assessment.

US EPA (2002) Research and Development: Characterization
and Management of Residues from Coal-fired Power
Plants, EPA-600/R-02-083.