

## 대전공단지역의 대기중 독성금속에 대한 위해도 평가<sup>+</sup>

이진홍 · 윤미정 · 남병현 · 왕창근 · 강 호

충남대학교 환경공학과

## Risk Assessment of Airborne Toxic Metals in Taejon Industrial Complex<sup>+</sup>

Lee, Jin Hong · Yun, Mi Jung · Nam, Byung Hyun · Wang, Chang Keun · Kang, Ho

Department of Environmental Engineering, Chungnam National University

### Abstract

The research centers on the concentration profile and risk assessment of toxic metals for ambient air in Taejon industrial complex. Airborne concentrations of each toxic metal for risk assessment were obtained from 2-year sampling by high volume air sampler and analysis by ICP-MS and ICP-AES in the complex. The long-term arithmetic mean of human carcinogen, arsenic, hexavalent chromium and nickel subsulfide was 5.53, 2.16 and 3.46ng/m<sup>3</sup> while the mean of probable human carcinogen, beryllium, cadmium and lead was 0.08, 2.35, 293.29ng/m<sup>3</sup>, respectively. And the long-term arithmetic mean concentration of non-carcinogenic metal, manganese was 55.91ng/m<sup>3</sup>. The point risk estimate for the inhalation of carcinogenic metals was  $3.6 \times 10^{-5}$ , which was higher than a risk standard of  $10^{-5}$ . About 75% of the cancer risk was to the inhalation of human carcinogen, arsenic. Thus, it is necessary to properly manage arsenic risk in Taejon industrial complex. The point hazard index by the inhalation of manganese was 1.1. Therefore, an investigation into Taejon industrial complex is needed to obtain more fine long-term concentration data for airborne non-carcinogenic metals including manganese.

Key words : Risk Assessment, Toxic Metals, Long-term Concentration

### I. 서론

도시 대기중의 중금속의 농도는 낮지만 독성이

크기 때문에 이로 인한 인체 위해도는 그 밖의 유해 대기오염물질로 인한 것보다 작지가 않을 것이다. 특히, 공단지역의 경우 발암금속으로 인

<sup>+</sup> 이 논문은 1998년도 한국학술진흥재단의 대학부설연구소 연구비 지원에 의하여 연구되었음.

한 인체 위해도는 상당히 크리라 예상되지만,공단지역을 대상으로 독성금속의 장기간 농도분포 및 위해도 평가는 국내에서 거의 연구된 바가 없다. 이는 도시 대기를 대상으로 국내에서 현재까지 진행된 연구들의 최종 목적이 위해도 평가에 있지 않고, 도시 대기중 부유분진의 발생원별 특성 평가 또는 분진 오염원의 정량적인 기여도 추정 및 수용 모델의 개발에 있었고, 한편으로 월별 2년여의 장기 조사에 수반되는 제반 어려움 때문이다. 따라서 본 연구는 국내에서 처음으로 대전 1, 2 공단지역을 대상으로 발암금속 6종(As, Be, Cd, Cr, Ni, 및 Pb)을 포함한 15종의 독성금속을 선정하여 검출한계와 재현성이 매우 뛰어난 유도 결합 플라즈마 분광법(ICP-MS)을 이용하여 월 2주 또는 매주, 2년간 분석하고자 한다. 도시 대기중 극미량으로 존재하지만 발암 위해도가 큰 As, Cd, Cr, Ni, Pb 등의 분석을 위하여, 기존 국내 연구에서 사용된 XRF, ICP-AES, PIXE 분석법 대신 검출 한계가 매우 낮은 ICP-MS 분석법을 이용하여 분석하는 것도 상당히 의미있는 일이다. 그리고 이 분석 자료에 근거하여 인체의 발암 및 비발암 위해도를 평가하는데, 비발암금속의 경우 기준 선량(Reference dose)에 의해 인체의 위해도를 정성적으로 평가하고, 발암금속에 대해서는 최적 선량-반응 모델을 이용하여 인체의 발암 위해도를 정량적으로 평가한다. 어떤 물질이 인체에 암을 유발할 가능성이 있는 경우, 이 발암성은 물질의 화학적 형태 및 노출경로와 관련될 것이다. 따라서 본 연구의 위해도 평가시 발암 물질의 발암 등급의 중요성과 더불어 물질의 발암성이 갖는 노출경로와 대기중의 화학적 형태가 고려될 것이다.

## II. 연구 방법 및 자료

### 1. 시료의 포집, 전처리, 분석 방법

본 연구 대상 지역은 소규모의 금속, 기계, 고

무/플라스틱, 화학제품 관련 업체를 비롯하여, 대규모의 비누, 화장품 생산업체 등 100여개 이상의 생산업체가 밀집되어 있는 지역으로 대전시내 대기중 독성금속의 오염이 가장 심하리라 예상되는 지역이다. 대기중 부유분진은 대전시 대화동(대전 1, 2 공단내 대화동 동사무소 건물 옥상)에 설치한 high-volume air sampler (Graseby Andersen: SAUB-1H Model, USA)를 약 0.85m<sup>3</sup>/min으로 운전하여 시료당 공기량이 약 2,400m<sup>3</sup>가 유지되도록 포집하였다. 여지는 석영섬유여지(Quartz Microfibre Filter, Watman QM-A, 8"×10")를 사용하였고, 1997년 4월말 부터 1998년 12월까지 월 2주 또는 매주 주중에 각 여지당 48시간씩 2회에 걸쳐 포집하였다. 일반적으로 대기중 분진은 여지당 24시간 포집을 기준으로 하지만 위해도 평가의 정밀성을 고려하여 본 연구는 가급적 주중의 평균 농도를 대표하기 위하여 48시간씩 포집하였다.

High volume air sampler의 유속 변화에 따른 공기 흡입량은 시료채취 시작시와 종료시의 유량을 측정하여 보정하였고, 500시간 경과하여 motor brush를 교환할 때마다 orifice calibrator(GMW-25)를 이용하여 유속을 보정하였다. 분진을 채취한 여지는 실험실에서 건조시켜 평량하고 무게를 잰 후, 시료 분석전까지 데시케이터에 보관하였다. 1997년에는 1차적으로 총 부유분진내 독성금속 성분을 분석하였는데, 그 이유는 독성금속의 입경별 농도 분포가 질량 평균 직경(MMD: mass median diameter)은 2.5 $\mu$ m이하의 미세분진 영역이지만 금속에 따라서는 10 $\mu$ m 이상의 분진내에도 얼마간 분포하고 있기 때문이다.) 이 보다 더 큰 이유는 역학 조사(epidemiological study)에 근거하여 평가된 발암금속의 발암력(cancer potency)이 입경 구별없이 총 부유분진내 금속의 농도에 기초하고 있다는 점이다. 그리고 1998년에는 2차적으로 PM-10내 독성금속 성분을 분석하였고 위해도 평가 자료로 사용하였다.

시료의 전처리 방법으로 마이크로파 시료용해 방법<sup>2)</sup>을 적용하였고, 기기는 충남대학교 공동실습관이 보유하고 있는 MLS-MEGA model을 이용하였다. 전처리 방법은 세척과정을 마친 각 용기에 분진 시료를 1/10로 잘라 혼합산(질산: 과염소산= 4:1)을 넣고 장치를 세팅한 후 프로그램을 입력하여 20여분 동안 산분해를 한다. 이렇게 산분해한 시료를 꺼내어 식힌 후 1% 질산 용액으로 수회 씻어 폴리에틸렌 용기에 옮기고 저울에서 적당량(본 연구의 경우 20g)으로 맞추어 ICP 분석용으로 보관한다.

산분해한 시료는 대덕연구단지 내의 한국표준과학연구원 부설, 기초과학지원센터가 보유한 유도결합 플라즈마 분광분석기(ICP-AES; SHIMAZ ICPS-IV Model) 및 유도결합 플라즈마 질량분석기(ICP-MS; VG PQ II + Model)를 이용하여 15종의 독성금속 성분을 분석한 후 대기중 농도로 환산하여 위해도 평가 자료로 사용하였다. 유도결합 플라즈마 분광법(ICP-AES)과 같은 분진 시료의 파괴적 측정방법<sup>3)</sup>은 시료의 전처리에 많은 시간과 노력이 요구되지만, 30여개 이상의 화학적 원소를 동시에 측정할 수 있으며 기기의 검출 한계가 매우 낮아 대기중 극미량으로 존재하는 독성금속의 측정이 가능하고, 측정값의 재현성 및 신뢰성 면에서 여타 측정방법과 비교해 매우 안정된 측정값을 제공하는 유용한 분석법이다.

## 2. 위해도 평가 방법

위해도 평가 방법은 미국 NAS(National Academy of Sciences)가 1983년, 위해도 평가 과정을 1)위해의 확인(hazard identification), 2)노출량 평가(exposure assessment), 3)용량-반응 평가(dose-response assessment) 및 4)위해도 결정(risk characterization)의 4단계로 정의하면서 보다 뚜렷하게 정립되었고 이를 크게 위해의 확인(hazard

identification) 및 위해의 정량화(hazard quantification)라는 두 단계로 나눌 수 있다. 위해의 확인 평가시 이용하는 대표적인 분류체계는 U.S. EPA 체계<sup>4)</sup>와 IARC(International Agency on Cancer Research) 체계<sup>5,6)</sup>인데, 두 분류체계중 EPA의 분류체계를 채택하고 EPA의 1998 IRIS(Integrated Risk Information System)<sup>7)</sup>에 근거하여 독성금속의 발암 등급을 평가하였다.

위해도 정량화의 최종 단계는 위해도의 결정인데, 발암 물질인 경우 발암 위해도를 평가하고, 비발암 물질인 경우 일일 노출량을 평가하여 기준 선량(RfD: Reference dose) 또는 호흡 노출경로에 대해 기준 농도(Reference concentration)와의 비교치인 위해 지표(Hazard index)로 비발암 위해도를 평가한다. 발암 위해도는 평균 위해도로 결정되는데, 이러한 발암 위해도는 이에 상응하는 평균 노출량을 발암 인자와 연결시켜 평가한다. 미국 연방환경청은 인체 및 동물 자료에 근거하여 노출 경로별 단위 위해도(unit risk) 또는 발암 인자(cancer potency factor)를 사용하여 독성물질의 발암 정도를 평가해 왔다. 특정 독성물질의 단위 위해도 또는 발암 인자는 실험적으로 구해진 용량-반응 곡선에 부합하는, 저선량 범위에서의 가장 큰 선형 기울기로 평가한다. 인체에 대한 자료가 있으면 관측된 범위내에서 자료에 가장 잘 맞는 곡선을 선정하여 선형 위해도 모델(linear risk model)을 이용하여 저선량에 대해 외삽한다. 동물에 대한 실험 자료만 있다면 선형화된 multistage 모델을 이용하여 외삽한다.

Multistage 모델은 암이 일련의 여러 단계의 세포 변이를 거쳐 발생한다고 가정하는데, 이러한 변이단계들은 특정 발암물질의 선량과 유발성(potency)에 의존한다. 가장 신뢰할 만한 실험 자료를 multistage 모델에 맞추어 보고 필요한 모델 변수에 대한 평가치를 얻는다. 자료가 모델에 맞추어지지 않으면 고선량 자료를 버리고 남은 자료를 모델에 맞추어 새로운 평가치를 구하는데,

그 결과가 통계적인 시험에 의해 적절하다고 판단될 때까지 이를 수행한다. 이제 실험의 모든 선량 준위에서의 자료에 부합하는 가능한 가장 큰 선형 기울기(즉, 95% 신뢰구간에서 얻게 되는 값)를 평가한다. 이 결과는 저선량에 대해 필요시 의심된다. 이와 같이 multistage 모델은 저선량 범위에서 선형 성분(linear component)으로 축소되고, 위해도에 대한 보수적인 평가치를 낮게 된다. 저선량 범위에서 독성물질의 발암 정도(cancer potency)에 대한 상위 한계 평가치(upper limit estimate)를 구하기 위하여 발단 선량을 갖지 않는 선형 모델을 사용하는 것은 널리 받아들여져 왔다. 이를 달리 얘기하면, 독성물질의 발암 정도는 이러한 선형 모델에 의한 평가치보다 더 높을 수가 없고, 심지어 이보다 훨씬 낮을 수가 있다는 얘기가 된다. 선형 모델의 이러한 사용은 불확실

성에 직면하여 잘못 판단하는 것을 배제하고 보수적인 평가를 하여 인체를 보호한다는 측면이 놓여 있다. 따라서 multistage 모델의 사용은 이 모델이 다른 모델들보다 발암 과정을 필연적으로 더 정확히 설명한다는 것을 의미하지는 않는다. 그러나, 발암 과정은 다단계 과정(multistage process)이고 종양 발생 및 촉진이라는 중요한 두 과정을 포함하고 있다고 간주되어 왔다.<sup>8)</sup> 그런데, multistage 모델을 제외한 다른 모델들은 단지 종양 발생 과정만 고려하고 있다. 따라서 linear non-threshold model인 선형 위해도 모델과 multistage 모델을 사용하여 특정 독성물질의 위해도를 평가하는 방법은 적절하다고 할 수 있다. 독성금속에 대한 단위 위해도 및 관련 자료의 조사 결과는 Table 1에 정리되어 있다.

비발암 물질인 경우, 만성적인 건강 위해도

Table 1. Quantitative estimate of carcinogenic risk from inhalation exposure of toxic metals<sup>a)</sup>

Metal	EPA classification	Unit risk <sup>b)</sup> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>	Extrapolation method	Route	Species	Tumor type	Reference
As	A	$4.8 \times 10^{-3}$	Absolute-risk linear model	Inhalation, occupational exposure	Human, male	Lung cancer	Brown and Chu, 1983a, b, c; Lee-Feldstein, 1983; Higgins, 1982; Enterline and Marsh, 1982
Be	B2	$2.7 \times 10^{-3}$	Relative risk	Inhalation, occupational exposure	Humans		IRIS, 1996
Cd	B1	$2.0 \times 10^{-3}$	Two stage ; only first affected by exposure ; extra risk	Inhalation exposure in the workplace	Human, white male	Lung, trachea, bronchus cancer deaths	Thun et al., 1985
Cr(6)	A	$1.3 \times 10^{-2}$	Multistage, extra risk	Inhalation, occupational exposure	Human	Lung cancer	Mancuso, 1975
Ni(subsulfide)	A	$5.3 \times 10^{-3}$	Additive and multiplicative	Inhalation occupational exposure	Human	Lung cancer	Enterline and Marsh, 1982; Chovil et al., 1981; Magnus et al., 1982; Peto et al., 1982
Pb	B2	NA <sup>c)</sup>					

a) IRIS, 1998

b) Adjusted excess lifetime cancer risk associated with breathing  $1 \mu\text{g}$  of a chemical per  $\text{m}^3$  of air over a 70-year life span for a 60kg human

c) Not Available

특정 독성물질에 대한 일생 동안의 일일 평균 노출량을 이 독성물질의 만성 기준 선량과 비교, 평가하여 산출한다. 만성 기준 선량은 민감한 그룹을 포함한 일반인의 독성물질에 대한 만성 노출(chronic exposure)후 어떠한 악영향도 나타나지 않을 것으로 기대되는 독성물질의 양으로 정의된다. 따라서 일생동안 이러한 기준 선량 이하의 만성 노출이 진행될 경우 인체는 안전한 것으로 간주된다. 즉, 일생동안의 일일 평균 노출량이 만성 기준 선량보다 낮으면 이 오염물질에 대한 만성 노출로부터 어떠한 인체의 악영향도 없을 것이다. 이러한 평가 방법은 발암물질에 의해 발생할지도 모르는 비발암성 악영향의 위해도 평가에도 또한 적용될 수 있다. 단일 독성물질로 인한 위해 지표가 1보다 더 큰 경우에도 기준 선량이 상당한 안전 여유(large margin of safety)를 갖고 있기 때문에 어떠한 만성적인 비발암 인체 영향이 발생하지 않을 수도 있다. 그러나 결과의 해석에 있어 위해 지표가 1보다 작아야 한다는 기준은 인체의 보호라는 측면에서 수용되어야 할 합리적인 기준이다. 그리고 복수 독성물질로 인한 총 위해 지표(total hazard index)가 1보다 더 큰 경우에는 대상 기관에 미치는 독성들(target organ toxicities)에 대한 고려 없이 단순히 위해 지표를 합산하는 경우, 위해를 과대 평가할 수 있기 때문에 특정 기관에 미치는 독성(organ-specific

toxicity)별로 독성물질들을 묶어서 위해 지표를 재산출, 평가할 필요성도 있게 된다. 즉, 동일한 생리적인 종말점(physiologic endpoints)을 갖는 그룹별로 독성물질들을 분류한 후, 위해 지표를 재산출, 평가할 필요가 있다. 그러나, 한편으로는 공업단지 주변의 주민은 공업단지와 무관한 오염원에서 배출된 동일한 독성물질로 부터도 노출될 수 있기 때문에 위해 지표는 1보다 작은 수준이 되어야 바람직 할 것이다. 독성금속에 대한 기준 농도를 비롯한 관련 자료의 조사 결과는 Table 2에 정리되어 있는데, 호흡 노출시 대부분의 독성금속에 대한 기준 농도 자료가 현재 없는 실정이다.

### 3. 독성금속의 대기중 농도

연구 대상 물질인 독성금속의 대기중 산술 평균 농도와 표준오차는 Table 3에 나타나 있다. Table 3은 2년에 걸친 농도 자료를 합한 장기간 대기중의 독성금속의 농도로서 가급적 공단내 평균 농도를 대표할 수 있게 한 것이다. 위해도 평가는 지역 주민이 일생동안 받을 수 있는 만성적인 위해도를 평가하는 것이기 때문에 Table 3의 농도 자료를 이용하여 평가하였다. 인체 발암물질인 As, Cr(6), Ni(subsulfide)의 대기중 농도는 각각 산술 평균으로 5.53, 2.16, 3.46ng/m<sup>3</sup>이며 인체에 유력한 발암물질인 Be, Cd, Pb의 평균 농도

Table 2. Chronic reference concentration of toxic metals<sup>a)</sup>

Metal	EPA classification	RfC <sup>b)</sup> (mg/m <sup>3</sup> )	UF	MF	Critical effect	Experimental doses (mg/m <sup>3</sup> )	Reference
Be	B2	2 × 10 <sup>-2</sup>	10	1	Chronic inflammatory lung lesion, occupational study	NOAEL: 0.01-0.1 LOAEL: 0.55	Kreiss et al., 1996
Cr(6)	A	1 × 10 <sup>-4</sup>	300	1	Hyperplasia, increased lung weight Rat subchronic study	NOAEL: none LOAEL: 0.034	Glaser et al., 1990; Malsch et al., 1994
Mn	D	5 × 10 <sup>-5</sup>	1000	1	Impairment of neurobehavioral	NOAEL: none	Roels et al., 1992

<sup>a)</sup> IRIS, 1998

<sup>b)</sup> Inhalation reference concentration defined as a daily inhalation exposure to the human population that is not likely to be without an appreciable risk of deleterious non-carcinogenic effects during a lifetime

는 각각 0.08, 2.35, 293.29ng/m<sup>3</sup>로 나타났다. 그리고 비발암 물질인 Mn의 평균 농도는 55.91ng/m<sup>3</sup>이다. 기타 비발암 독성금속인 Ba, Co, Cu, Sb, Se, Ti, V, Zn 중에서는 Zn의 평균 농도가 271.36ng/m<sup>3</sup>로 가장 높게 나타났다.

본 연구는 직접 노출 경로인 호흡노출경로만 고려하며 일일 호흡량은 20m<sup>3</sup>, 몸무게는 한국인의 평균 체중인 60kg로 가정하고 측정된 자료를 바탕으로 대기중 산술 평균 농도를 사용하였다. IRIS의 단위 위해도는 한국인의 노출 변수에 대하여 보정되었다.<sup>9)</sup> 대기중 산술 평균 농도를 사용한 이유는 발암 영향과 같이 선량-반응(dose-response) 함수가 볼록한(convex) 경우 산술 평균 농도가 기하 평균 농도보다 노출된 집단의 발암 위해도를 대표하는 값이기 때문이다.<sup>10)</sup> 중금속으로 인한 위해도를 평가하기 위하여 Cr(6)과 Ni(subsulfide)의 농도는 총 Cr과 Ni 농도의 약 10%로 가정되었다. 대기내 총 Cr중 Cr(6)의 비율

에 관한 자료는 거의 없지만, 소각로로부터 배출되는 Cr중 10%이상이 Cr(6)이고<sup>11,12)</sup> 단위 위해도 추정치의 바탕이 된 Mancuso의 역학조사<sup>13)</sup>에서도 Cr중 1/7이 Cr(6)로 가정된 바 있다. 최근의 연구 결과<sup>14)</sup>에 따르면 환경 대기중 Cr(6)의 비율은 총 Cr중 약 20~25%로 나타났지만, 여전히 자료가 부족하고 이 경우에도 발암 위해도의 평가치는 변하지 않는데, 이는 발암 인자 또는 단위 위해도가 Cr(6)의 비율에 따라 그만큼 낮게 보정되기 때문이다. 환경 대기내 총 Ni중 subsulfide의 비율에 관한 자료는 거의 없기 때문에 본 연구에서는 Cr(6)의 비율과 같이 약 10%로 가정되었다.

### III. 결과 및 고찰

Table 4에 정리되어 있는 바와 같이, 독성금속의 호흡으로 인한 발암 위해도는  $3.6 \times 10^{-5}$ 으로 허용 위해도 기준<sup>15)</sup>인  $10^{-5}$ 을 초과하고 있다. 인체 발암물질인 As, Cr(6), Ni(subsulfide)으로 인한 위해도가  $3.2 \times 10^{-5}$ 이고 유력한 발암물질인 Be, Cd로 인한 위해도는  $4.9 \times 10^{-6}$ 이다. Pb의 경우 단위 위해도에 대한 평가치가 없기 때문에 위해도를 산출할 수 없었다. 인체 발암물질인 As으로 부터의 위해도가 독성금속 위해도의 약 75%를 점유하고 있어 적절한 관리가 요청된다. 독성금속으로 인한 비발암 위해도는 Table 5에 나타나 있는데, 호흡 노출시 Be, Cr(6), Mn을 제외한 대부분의 독성금속에 대한 기준 농도 자료가 없기 때문에 위해 지표를 산출할 수 없었다. 발암금속인 Be와 Cr(6)로 인한 위해 지표는  $4.2 \times 10^{-6}$ 과  $2.2 \times 10^{-2}$ 로 1보다 상당히 낮아 이로 인한 비발암 인체 영향은 없지만, 비발암 독성금속인 Mn으로 인한 위해 지표는 1.1로 나타났다. 따라서 대전 공단의 경우 Mn을 포함한 독성금속으로 인한 비발암 인체 영향이 있을 가능성이 더 조사될 필요가 있다. 이는 또한 Pb를 비롯한 많은 중금속에 대한 호흡 경로를 통한 기준 농도의 자료가 없었기 때문에 위해

Table 3. Two year average airborne concentration of heavy metal in Taejon industrial complex (Unit: ng/m<sup>3</sup>)

Metal	All sites	No. of samples	Range	Arithmetic mean	Standard error
Carcinogenic metals					
As		70	0.10~44.81	5.53	0.77
Be		65	0.01~0.46	0.08	0.01
Cd		70	0.08~7.44	2.35	0.20
Cr(6)		68	0.23~10.26	2.16	2.49
Ni(subsulfide)		69	0.44~9.03	3.46	2.62
Pb		68	41.68~1888.17	293.29	29.78
Non-carcinogenic metals					
Mn		70	7.89~188.14	55.91	4.33
Ba		67	0.33~67.19	24.01	1.86
Co		58	0.14~3.85	1.54	0.11
Cu		67	9.01~102.60	45.02	2.64
Sb		70	0.31~65.49	10.32	1.34
Se		68	0.07~6.84	1.33	0.15
Ti		57	1.00~275.06	40.12	6.90
V		63	0.94~131.31	14.69	2.04
Zn		55	4.92~2709.46	271.36	49.63
Particles ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )		70	36.36~200.05	99.36	4.37

지표가 산출되지 않은 점도 고려되어야 할 것이다.

한편, 이러한 위해도 평가는 시료 채취 및 분석 오차, 개인적 노출 조건등에 따른 불확실성이 외재되어 있고 특히, 근본적인 불확실성으로 용량-반응 평가시 작업장 대기중 고농도로 부터 환경 대기 중의 저농도로의 외삽에 기인한 불확실성이 크게 내재되어 있다는 점이 강조되어야 할 것이다. 그리고 오염물질에 대한 위해도 평가시 흔히 간과하기 쉬운 것 중에 하나는 오염물질의 인체 위해에 대한 확인 평가에서 도출되는 발암 등급을 고려하지 않고 오염물질들의 발암 위해도를 직접적으로 비교, 평가하는 것이다. 이는 적절하지 않은 바, 인체 발암물질(human carcinogen)과 유력한 인체 발암물질(probable human carcinogen)은 분명히 다른 것이기 때문이다. 이는 또한 위해도 관리시 우선 관리 대상 물질을 선정하는 것과도 밀접하게 관련되는데, 이에 대한 가중치의 여

부를 결정하기 전에 모든 위해도 평가 결과가 결과치 옆에 발암 등급이 병기되는 형식으로 표현되어야 할 것이다.

#### IV. 결론

본 연구는 대전시내 대기중 독성금속의 오염이 가장 심하리라 예상되는 대전공단지역을 대상으로 약 2년간의 농도 분석과 대기중 독성금속의 호흡으로 인한 지역 주민의 인체 위해도를 평가하였다. 인체 발암물질인 As, Cr(6), Ni(subsulfide)의 대기중 농도는 각각 산술 평균으로 5.53, 2.16, 3.46ng/m<sup>3</sup>이며 인체에 유력한 발암물질인 Be, Cd, Pb의 평균 농도는 각각 0.08, 2.35, 293.29ng/m<sup>3</sup>로 나타났다. 그리고 비발암 물질인 Mn의 평균 농도는 55.91ng/m<sup>3</sup>이다. 위해도 평가 결과, 독성금속의 호흡으로 인한 발암 위해도는  $3.6 \times 10^{-5}$ 으로 허용 위해도 기준인  $10^{-5}$ 을 초과하고 있다. 인체 발암물질인 As, Cr(6), Ni(subsulfide)으로 인한 위해도가  $3.2 \times 10^{-5}$ 이고 유력한 발암물질인 Be, Cd로 인한 위해도는  $4.9 \times 10^{-6}$ 이다. 인체 발암물질(human carcinogen: Group A)인 As에 의한 위해도가 독성금속 위해도의 약 75%를 점유하고 있어 적절한 관리가 요청된다. 비발암 위해도는 Mn으로 인한 위해 지표는 1.1로 나타나 대전공단지역의 경우 Mn을 포함한 독성금속으로 인한 비발암 인체 영향이 있을 가능성이 더 조사될 필요가 있다.

Table 4. Average carcinogenic risk by toxic metals from inhalation exposure in Taejon industrial complex

Metal	Carcinogenic group	arithmetic mean( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Unit risk ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>	Carcinogenic risk
As	A	$5.53 \times 10^{-3}$	$4.8 \times 10^{-3}$	$2.7 \times 10^{-5}$
Be	B2	$8.34 \times 10^{-5}$	$2.7 \times 10^{-3}$	$2.3 \times 10^{-7}$
Cd	B1	$2.35 \times 10^{-3}$	$2.0 \times 10^{-3}$	$4.7 \times 10^{-6}$
Cr(6)	A	$2.16 \times 10^{-3}$	$1.3 \times 10^{-3}$	$2.8 \times 10^{-6}$
Ni(subsulfide)	A	$3.46 \times 10^{-3}$	$5.3 \times 10^{-4}$	$1.8 \times 10^{-6}$
Pb	B2	$2.93 \times 10^{-1}$	NA <sup>a)</sup>	
Total carcinogenic risk				$3.6 \times 10^{-5}$

a) Not Available

Table 5. Non-carcinogenic risk by toxic metals from inhalation exposure in Taejon industrial complex

Metal	Arithmetic mean ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	RfC ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )	Hazard index
Be	$8.34 \times 10^{-5}$	$2 \times 10^{-2}$	$4.2 \times 10^{-6}$
Cr(6)	$2.16 \times 10^{-3}$	$1 \times 10^{-4}$	$2.2 \times 10^{-2}$
Mn	$5.59 \times 10^{-2}$	$5 \times 10^{-5}$	1.2
Total hazard index			1.2

#### 참고문헌

- Schroeder, W.H., Dobson, M., Kane, D.M., Johnson, N.D., 1987, Toxic Trace Elements Associated with Airborne Particulate Matter : a Review, JAPCA, 37 : 1267-1285.
- Greenberg, A.E., Clesceri L.S., Eaton A.D., 1992, Standard Method, 18th edition, American Public Health Association, 36.

3. Broekaert, J.A.C., Wopenka, B., Puxbaum, H., 1983, Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry for the Analysis of Aerosol Samples Collected by Cascade Impactors, *J. Anal. Chem.*, 54 : 2174-2179.
4. U. S. EPA, 1986, Guidelines for Carcinogenic Risk Assessment, *Federal Register*, 51(185) : 33992-34003.
5. IARC Working Group, 1980, An Evaluation of Chemicals and Industrial Processes Associated with Cancer in Humans Based on Human and Animal Data : IARC Monographs Volumes 1 to 20, *Cancer Research*, 40 : 1-20.
6. IARC Working Group, 1982, IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans: Supplement 4, IARC, Lyon.
7. U. S. EPA, 1998, Integrated Risk Information System (IRIS), U. S. EPA.
8. Ricci, P.F. and Molton, L.S., 1985, Regulating Cancer Risks, *ES&T*, 19 : 473-479.
9. U. S. EPA, 1996, Exposure Factors Handbook (Draft), U. S. EPA, Appendix 1A : 4.
10. Crump, K.S., 1998, On Summarizing Group Exposures in Risk Assessment : Is an Arithmetic Mean or a Geometric Mean More Appropriate ?, *Risk Analysis*, 18 : 293-297.
11. Jerry, Z.M. and Mills, R.J., 1988, Emissions from Mass Burn Resource Recovery Facilities, *Risk Analysis*, 8 : 315-321.
12. U. S. EPA, 1986, Hazardous Waste Management System : Standard for Owners and Operators of Boilers and Industrial Furnaces, U. S. EPA, 1986.
13. Mancuso, T.F., 1975, Consideration of Chromium as an Industrial Carcinogen, International Conference on Heavy Metals in the Environment, Toronto, Oct. 27-31.
14. Bell, R.W. and Hipfner, J.C., 1997, Airborne Hexavalent Chromium in Southwestern Ontario, *J. Air and Waste Manage. Assoc.*, 47 : 905-910.
15. U. S. EPA, 1987, Burning of Hazardous Waste in Boilers and Industrial Furnaces : Proposed Rule, *Federal Register*, 52(87) : 16982-17050.