

## 다양한 위해성평가 방법에 따라 도출한 토양오염 판정기준의 차이에 관한 연구(III): 우리나라 납 오염 위해성평가 방법 제안

정재웅 · 남경필\*

서울대학교 건설환경공학부

### Analysis on the Risk-Based Screening Levels Determined by Various Risk Assessment Tools (III): Proposed Methodology for Lead Risk Assessment in Korea

Jae-Woong Jung · Kyoungphile Nam\*

Department of Civil and Environmental Engineering, Seoul National University

#### ABSTRACT

The most critical health effect of lead exposure is the neurodevelopmental effect to children caused by the increased blood lead level. Therefore, the endpoint of the risk assessment for lead-contaminated sites should be set at the blood lead level of children. In foreign countries, the risk assessment for lead-contaminated sites is conducted by estimating the increased blood lead level of children via oral intake and/or inhalation (United States Environmental Protection Agency, USEPA), or by comparing the estimated oral dose to the threshold oral dose of lead, which is derived from the permissible blood lead level of children (Dutch National Institute for Public Health and the Environment, RIVM). For the risk assessment, USEPA employs Integrated-Exposure-Uptake-Biokinetic (IEUBK) Model to check whether the estimated portion of children whose blood lead level exceeds 10 µg/dL, threshold blood lead level determined by USEPA, is higher than 5%, while Dutch RIVM compares the estimated oral dose of lead to the threshold oral dose (2.8 µg/kg-day), which is derived from the permissible blood lead level of children. In Korea, like The Netherlands, risk assessment for lead-contaminated sites is conducted by comparing the estimated oral dose to the threshold oral dose; however, because the threshold oral dose listed in Korean risk assessment guidance is an unidentified value, it is recommended to revise the existing threshold oral dose described in Korean risk assessment guidance. And, if significant lead exposure via inhalation is suspected, it is useful to employ IEUBK Model to derive the risk posed via multimedia exposure (i.e., both oral ingestion and inhalation).

**Key words :** Lead, Risk Assessment, Blood lead level

#### 1. 서 론

납은 자연적으로 발생하는 중금속으로 건설재료, 건전지, 군수품, 저울, 의약품 및 고압전선 코팅재료, 페인트 및 휘발유 첨가제 등 다양한 용도로 사용되어 왔다 (USEPA, 2015a). 그렇지만 납 중독(lead poisoning)으로 인한 각종 건강 악영향이 확인되고, 제련소, 광산, 폐기물 소각시설, 건전지 재활용 부지 및 납탄 사용부지 등 다양한 부지에서 납이 검출됨에 따라 현재는 우리나라를 비롯한 많은 국가에서 납에 대한 위해성평가를 수행해 납 오염부지에 대한 환경관리 방침을 결정한다.

납은 발암 가능성 물질로 알려져 있다. 동물실험 결과 납을 섭취한 쥐들에게서 신장종양(renal tumors)이 발생하는 것이 확인되었기 때문에 미국 환경청(USEPA)의 Integrated Risk Information System(IRIS)나 세계보건기구(World Health Organization, WHO)의 International Agency for Research on Cancer(IARC)에서는 납을 인체 발암 가능성 물질(possibly carcinogenic to humans)로 분류한다(USEPA, 2015b; IARC, 2006).

그렇지만, 납 노출로 인한 건강영향 중 가장 심각한 것은 어린이에게서 발생할 수 있는 신경계 발달 영향(neurodevelopmental effect) 문제이다(European Food Safety

\*Corresponding author : kpnam@snu.ac.kr

Received : 2014. 11. 20 Reviewed : 2014. 12. 15 Accepted : 2015. 10. 12

Discussion until : 2016. 1. 31

Authority(EFSA, 2010). 어린이는 성인에 비해 특히 납 노출에 취약한데, 그 이유는 어린이의 조직이 성인에 비해 부드러워 납의 흡수율과 축적률이 성인보다 높고 어린이는 흙이나 먼지가 묻은 손이나 장난감을 입으로 가져가는 행위가 잦아 환경매질 중 납에 노출되는 빈도가 성인에 비해 높으며, 어린이의 뇌와 신경계가 성인의 뇌와 신경계에 비해 납 노출에 민감해 뇌와 신경계 손상이 더 잘 일어날 수 있기 때문이다(EFSA, 2010; USEPA, 2015a).

또한, 납은 체내에 축적되는 특성을 보이기 때문에 체내에 축적된 혈중 납 농도가 인체건강영향과 직접적인 관련이 있다(WHO, 1972). 예를 들어, 어린이 체내에 축적된 혈중 납 농도(blood lead level)가 10  $\mu\text{g}/\text{dL}$  증가하면 지능지수가 1-3점 감소하며 혈중 납 농도가 7-8  $\mu\text{g}/\text{dL}$ 일 때에도 인지능력 저해 문제가 발생할 수 있기 때문에, 세계보건기구에서는 어린이 혈중 납 농도가 4-6  $\mu\text{g}/\text{dL}$  수준을 초과하지 않도록 납의 주간 허용 섭취량(provisional tolerable weekly intake, PTWI)를 25  $\mu\text{g}/\text{kg-week}$ 으로 제시한다(WHO, 1993). 또한, EFSA에서는 납이 어린이 신경계 발달에 영향을 미칠 확률을 1% 증가시키는 혈중 납 농도의 하위 95% 신뢰한계치(the 95<sup>th</sup> percentile lower confidence limit of the benchmark dose of 1% extra risk, BMDL<sub>01</sub>)를 1.2  $\mu\text{g}/\text{dL}$ 로 제시하며, 동시에 혈중 납 농도가 매우 낮아도 신경계 발달 영향이 나타날 수 있어 혈중 납 농도의 임계수준을 결정할 수 없다고도 하였다(EFSA, 2010). 상기한 사항을 모두 종합하면 납의 위해성평가 절차는 어린이 체내에 축적된 혈중 납 농도를 평가하는 것을 목적으로 수립되어야 함을 알 수 있다.

USEPA나 네덜란드 RIVM 등 외국의 위해성평가 수행 기관에서는 납이 어린이에 미치는 심각성을 인지하고 어린이의 혈중 납 농도를 반영한 납의 위해성평가를 수행한다. 예를 들어, USEPA에서는 어린이에 대한 납의 노출-흡수-생물동력학 모델(Integrated Exposure-Uptake-Biokinetic Model for Lead in Children(IEUBK))을 이용해 납 오염으로 인한 어린이의 혈중 납 농도를 예측하는 납 오염 부지 위해성평가 절차를 제시하며, 또한 IEUBK 모델링 결과를 바탕으로 납 오염 주거지역 토양의 잠정적 정화수준(preliminary remediation goal, PRG)을 400  $\text{mg}/\text{kg}$ 으로 제시한다(USEPA, 2003). 또한, 네덜란드에서는 납의 주간허용섭취량이 25  $\mu\text{g}/\text{kg-week}$ (일일허용섭취량으로 환산하면 3.6  $\mu\text{g}/\text{kg-day}$ )이라는 세계보건기구의 보고서(WHO, 1993)와 혈중 납 농도가 매우 낮아도 납으로 인한 신경계 발달 문제가 나타날 수 있어 납의 역치수준을

결정할 수 없다는 EFSA의 의견(EFSA, 2010)을 모두 고려해 납의 일일허용섭취량을 세계보건기구에서 제시한 수준보다 약간 낮은 2.8  $\mu\text{g}/\text{kg-day}$ 로 설정하여 위해성평가를 수행한다(RIVM, 2012).

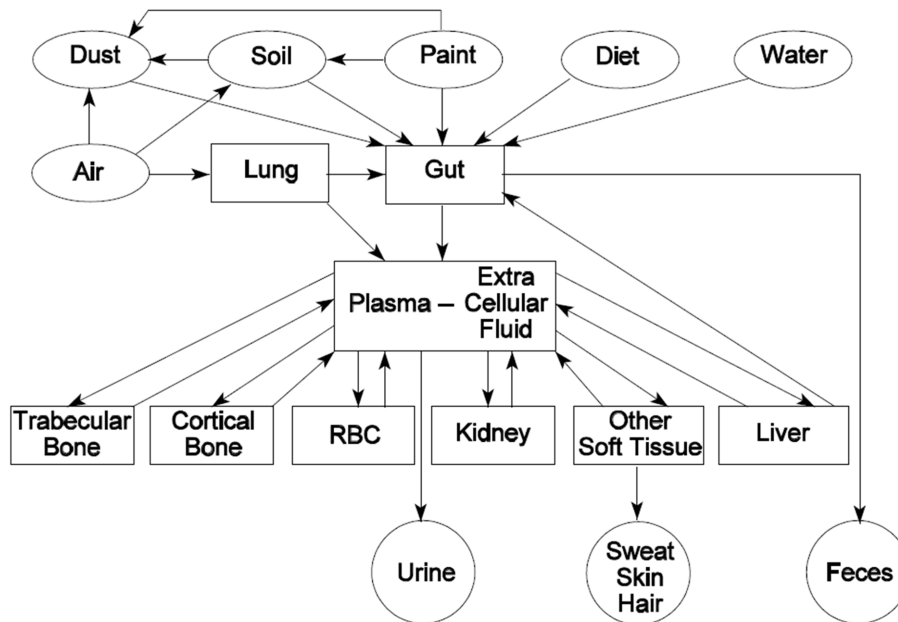
우리나라에서도 납을 토양오염물질로 지정하고 독일의 어린이 놀이터 토양의 납 기준을 인용해 주거지역(1지역) 토양오염우려기준을 200  $\text{mg}/\text{kg}$ 으로 설정하였다(KMOE, 2003). 또한, 우리나라 토양오염물질 위해성평가지침에서도 납을 위해성평가 대상물질로 지정하고, 납 위해성평가에 사용되는 섭취발암계수(단위체중 당 1 mg의 오염물질을 만성적으로 섭취하였을 때의 발암확률, slope factor), 흡입발암계수(오염물질 농도가 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 인 오염물질을 만성적으로 흡입하였을 때의 발암확률, unit risk factor) 및 건강영향에 대한 섭취 역치수준(하루허용섭취량, reference dose)을 각각 8.5E-03( $\text{mg}/\text{kg-day}$ )<sup>-1</sup>, 1.2E-05( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )<sup>-1</sup> 및 5.0E-04  $\text{mg}/\text{kg-day}$ 로 제시하였다(KMOE, 2015). 우리나라 위해성평가 지침에 사용된 납의 섭취 및 흡입발암계수(즉, 단위 오염물질 노출(예: 1  $\text{mg}/\text{kg-day}$ )로 인한 발암상승확률)는 납 노출로 인한 쥐의 신장암 발생확률 자료를 이용해 도출된 값이지만(CalEPA, 2009), 납의 섭취 역치수준(즉, 일일허용섭취량)에 대한 출처는 불명확하다. 우리나라 위해성평가 지침에서는 납의 섭취 역치수준 출처로 USEPA IRIS와 USEPA의 2002년 문서를 제시하지만(USEPA, 2002), 상기한 USEPA의 두 자료 모두 납의 섭취 역치수준을 제시하지는 않는다. 즉, 우리나라 현행 지침을 따라 위해성평가를 수행하면 납의 발암성에 대한 평가는 가능하나 납 노출로 인한 가장 심각한 문제인 어린이 신경계 영향 발달 문제에 대한 위해도를 합리적으로 평가할 수 없다.

따라서 우리나라 현행 지침에서도 납 오염에 대해 어린이의 혈중 납 농도를 반영하는 위해성평가가 수행될 수 있는 방향으로 보완이 필요하며, 본 논문에서는 USEPA와 네덜란드 National Institute for Public Health and the Environment(RIVM)의 납에 대한 주거지역 위해성평가 방법을 살펴보고 이를 바탕으로 우리나라 실정에 적합한 납 위해성평가 방안을 제안하였다.

## 2. USEPA와 네덜란드 RIVM의 납 위해성평가 방법

### 2.1. USEPA

United States Center for Disease Control and Prevention(USCDC)에서는 1991년 혈중 납 농도와 이로 인해 발생하는 건강 악영향 간의 상관관계를 연구하였으며, 연



**Fig. 1.** Conceptual diagram of the movement of environmental lead into and through the human body. The oval shapes show environmental media and the pathway of uptake. The large rectangle is the blood plasma compartment central to the distribution of lead in the body (USEPA, 2003).

구 결과 건강 보호를 위한 어린이의 혈중 납 농도 한계치를  $10 \mu\text{g}/\text{dL}$ 으로 제안하였다(USCDC, 2005). USEPA에서는 이 의견에 따라 Superfund 주거지역 오염부지에서 혈중 납 농도가  $10 \mu\text{g}/\text{dL}$ 를 초과하는 어린이의 비율이 전체 어린이의 5% 미만인 되도록 하는 것을 주거지역 납 오염부지 관리의 기본원칙으로 설정하고 납 오염부지에 노출되는 어린이 혈중 납 농도 예측을 위해 IEUBK 모델을 사용한다(USEPA, 2003).

IEUBK 모델은 6개 노출경로(토양 섭취(soil ingestion), 실내먼지 섭취(indoor dust ingestion), 실외공기 흡입(outdoor air inhalation), 수도물 섭취(tapwater consumption), 식품 섭취(dietary intake) 및 페인트칠된 벽에서 발생한 먼지 등의 기타 환경매질 섭취(alternate intake))를 통해 납이 인체에 노출(exposure)되어 혈액 내로 축적된(uptake) 납의 농도를 예측하는 다매체 노출모형(multi-media exposure model)으로(Fig. 1), 각 환경매질의 노출량(예: 호흡률, 토양섭취율, 수도물 섭취율 및 식품 섭취율 등), 각 환경매질 내 납 농도 및 섭취된 환경매질의 흡수율(즉, 생물학적 이용성(bioavailability))을 이용해 납의 총 일일 흡수량을 계산하고 이를 바탕으로 혈중 납 농도를 예측한다(USEPA, 1994).

IEUBK 모델은 동일한 양의 납에 노출되어도 개인별 생물동력학적(biokinetic) 특성에 따라 혈중 납 농도가 달라진다는 것을 전제하므로, 납에 노출된 전체 어린이 집

단의 혈중 납 농도 예측결과가 확률분포 형태로 표현되며, 확률분포 상 혈중 납 농도가  $10 \mu\text{g}/\text{dL}$ 을 초과하는 어린이의 비율이 전체 평가대상 어린이의 5% 이상이면 우려할 만한 위험이 있는 것으로 판정한다. IEUBK 모델에 입력하는 각 환경매질의 노출량, 오염농도 및 생물학적 이용성 인자들에 대한 설명 및 기본값은 Table 1과 같다. Table 1에 명시된 각 환경매질의 오염농도는 미국에서 조사한 각 환경매질의 배경농도로써, 만약 공기, 수도물 및 식품 내 납 농도가 배경농도 수준인 경우 토양오염도가 약  $400 \text{ mg}/\text{kg}$ 이면 혈중 납 농도가  $10 \mu\text{g}/\text{dL}$ 을 초과하는 어린이의 비율이 전체 평가대상 어린이의 5% 수준으로 유지될 수 있기 때문에 USEPA에서는 주거지역 납 오염 토양에 대한 잠정적 정화수준(PRG)을  $400 \text{ mg}/\text{kg}$ 으로 설정한다(USEPA, 2003).

## 2.2. 네덜란드 RIVM

네덜란드 RIVM에서는 WHO에서 도출한 납 주간 허용 섭취량인  $25 \mu\text{g}/\text{kg-week}$ 을 일일허용섭취량으로 환산한  $3.6 \mu\text{g}/\text{kg-day}$ 를 납의 역치수준으로 설정하여 위해성평가를 실시하여 왔다(Lijzen et al., 2001). 그러나 현재는 혈중 납 농도가 매우 낮아도 납으로 인한 어린이 신경계 발달 영향이 발생할 수 있어 납의 섭취 역치수준을 결정할 수 없다는 EFSA의 의견을 반영해 납의 일일허용섭취량을  $3.6 \mu\text{g}/\text{kg-day}$ 보다 낮은  $2.8 \mu\text{g}/\text{kg-day}$ 로 설정하여

**Table 1.** Parameters and default values for estimating the lead uptake rate in the IEUBK Model (USEPA, 1994)

Exposure media	Parameter	Default	Age range (months)	Basis for default values	Unit
Soil and dust	Soil lead concentration	200	0-84	Data from USEPA (1989a)	μg/g
	Ratio of indoor dust lead concentration to soil lead concentration	0.7	0-84	Analysis of soil and dust data from USEPA (1989a)	μg/g per μg/g
	Ratio of indoor dust lead concentration to air lead concentration	100	0-84	Analysis of 1983 East Helena study in (USEPA, 1989a, Appendix B-8) suggest about 267 μg/g increment of lead in dust for each μg/m <sup>3</sup> lead in air. A much smaller factor of 267 μg/g PbD <sup>1)</sup> per μg/m <sup>3</sup> is assumed for non-smelter community exposure.	μg/g per μg/m <sup>3</sup>
		0.085	0-11		
		0.135	12-23		
		0.135	24-35		
	Soil and dust (combined) consumption	0.135	36-47	Based on values reported in OAQPS <sup>2)</sup> report (USEPA, 1989a, pp. A-16).	mg/day
		0.100	48-59		
		0.090	60-71		
		0.085	72-84		
	Bioavailability	0.3	0-84	USEPA, 1994	unitless
Air	Outdoor air lead concentration	0.1	0-84	Based on the lower end of the range 0.1~0.3 μg-Pb/m <sup>3</sup> that is reported for outdoor air concentration in US cities without lead point sources (USEPA, 1989a)	μg/m <sup>3</sup>
		1	0-11		
		2	12-23		
		3	24-35		
	Time spent outdoor	4	36-47	Values are reported in the OAQPS report (USEPA, 1989a, pp. A-2) and the (USEPA, 1990).	hr/day
		4	48-59		
		4	60-71		
		4	72-84		
		2	0-11		
		3	12-23		
		5	24-35		
	Ventilation rate	5	36-47	Values are reported in the OAQPS report (USEPA, 1989a, pp. A-2) and the (USEPA, 1990).	m <sup>3</sup> /day
		5	48-59		
	7	60-71			
	7	72-84			
	Bioavailability	0.32	0-84	USEPA, 1994	unitless
Water	Water lead concentration	4.0	0-84	Based on analysis of data from American Water Works Service Co. (Markus, 1989)	μg/L
		0.20	0-11		
		0.50	12-23		
		0.52	24-35		
	Daily amount of water consumed	0.53	36-47	Exposure Factors Handbook (USEPA, 1989b)	L/day
		0.55	48-59		
		0.58	60-71		
		0.59	72-84		
	Bioavailability	0.5	0-84	USEPA, 1994	unitless
Diet		5.53	0-11		
		5.78	12-23		
		6.49	24-35		
	Diet lead intake	6.24	36-47	Pb concentration from USEPA (1986). Quantity consumed from Pennington (1983).	μg/day
		6.01	48-59		
		6.34	60-71		
		7.00	72-84		
		Bioavailability	0.5	0-84	USEPA, 1994

1) Lead concentration in dust

2) Office of Air Quality Planning and Standards

**Table 2.** Parameters and their definitions and default values used for the calculation of oral and dermal exposure in Dutch RIVM

Parameter	Definition	Default		Unit
		Intervention	Risk	
C <sub>s</sub>	Soil concentration	–	–	mg/kg
AID <sub>c</sub>	Daily soil intake of a child	10 <sup>-4</sup>	10 <sup>-4</sup>	kg/day
F <sub>ag</sub>	Relative absorption factor of contaminants from soil	0.74	0.74	unitless
BCF <sub>b</sub>	Bioconcentration factor of leafy crops	0.044	0.0043	unitless
BCF <sub>k</sub>	Bioconcentration factor of root crops	0.0017	0.00074	unitless
F <sub>vk</sub>	Fraction of root crops eaten from the allotment garden	0.1	0.1	unitless
Q <sub>kc</sub>	Daily root crops consumption rate by a child	0.0595	0.0595	kg/day
fdwr	Fraction of dry weight of root crops	0.167	0.167	unitless
F <sub>vb</sub>	Fraction of leafy crops eaten from the allotment garden	0.1	0.1	unitless
Q <sub>bc</sub>	Daily leafy crops consumption rate by a child	0.0583	0.0583	kg/day
fdws	Fraction of dry weight of leafy crops	0.098	0.098	unitless
BW <sub>c</sub>	Body weight of a child	15	15	kg
TDI	Tolerable daily intake	0.0036	0.0028	mg/kg-day

위해성평가를 수행한다. 이 때, 2.8이라는 숫자는 과학적 근거를 통해 도출된 수치가 아닌 정책적으로 결정된 수치이다(RIVM, 2012).

네덜란드 RIVM에서는 3단계의 위해성평가 절차를 수행하는데, 1단계는 심각한 오염인지 판정하는 단계(determining a case of serious contamination)이고, 2단계는 심각한 오염으로 판정된 오염부지에 대해 표준화된 절차를 이용해 위해성평가를 수행하는 표준 위해성평가 단계(standard risk assessment)이며, 3단계는 2단계 평가를 통해 우려할 만한 수준의 위해가 존재한다고 판정된 오염부지에 대해 부지특이적인 위해성평가를 수행하는 단계(location-specific assessment)이다. 1단계에서는 개입기준을 초과하는 비포화대 토량이 25 m<sup>3</sup> 이상이면 이를 심각한 오염으로 판정하며, 이 때 사용되는 납의 개입기준은 530 mg/kg이다(RIVM, 2012). 납의 개입기준은 주거지의 어린이가 토양섭취와 농작물섭취를 통해 납에 노출되는 시나리오를 가정하여 도출되었으며, 개입기준을 도출하는 식은 식 (1)과 같고(Lijzen et al., 2001) 식 (1)의 인자들에 대한 설명 및 기본값은 Table 2와 같다. Table 2에서 Intervention은 개입기준 도출 시 적용하는 기본값을 의미하며, Risk는 위해성평가를 위해 적용하는 기본값을 의미한다. 즉, 납의 위해성평가 시에는 납의 섭취 역치수준을 2.8 µg/kg-day로 설정하지만, 납의 개입기준 결정 시에는 납의 역치수준을 3.6 µg/kg-day로 여전히 사용한다.

$$C_s = \frac{BW_c}{[AID_c \times F_{ag} \times (BCF_k \times F_{vk} \times Q_{kc} \times fdwr + BCF_b \times F_{vb} \times Q_{bc} \times fdws)]} \times TDI \quad (1)$$

2단계에서는 네덜란드 RIVM 위해성평가 표준 모델인 CSOIL Model을 따라 위해성평가를 수행하며, CSOIL Model에서 설정하는 노출경로는 섭취/피부접촉(토양섭취, 음용수섭취, 농작물섭취, 실내먼지 접촉, 토양접촉, 샤워 중 물과 접촉) 및 흡입(토양입자 흡입, 실내공기 내 휘발물질 흡입, 실외공기 내 휘발물질 흡입, 샤워 중 물 내 휘발물질 흡입)이다. 이후 각 노출경로별로 일일노출량을 산정하고 섭취/피부접촉에 의한 전체 노출량을 일일허용섭취량으로 나눈 값과 흡입하는 전체 노출량을 허용대기농도(tolerable concentration in air, TCA)로 나눈 값을 합산하여 위해도를 산정하는데, 이 값이 1을 초과하면 우려할 만한 위해도가 있는 것으로 판정한다. 그렇지만, 네덜란드에서는 납 노출로 인한 흡입독성치(TCA)를 제공하지 않으므로(RIVM, 2012), 납 노출에 대해 실질적으로 평가하게 되는 노출경로는 섭취/피부접촉(토양섭취, 음용수섭취, 농작물섭취, 실내먼지 접촉, 토양접촉 및 샤워 중 물과 접촉) 경로이다(Brand et al., 2007). 2단계 평가 결과 위해도가 우려할 수준인 것으로 나타나 부지특이적인 위해성평가를 수행하고자 하는 경우에는 3단계 평가를 수행하는데, 네덜란드 RIVM에서는 3단계 위해성평가를 위한 지침은 제공하지 않는다(RIVM, 2012). 만약, 3단계 위해성평가를 수행하지 않을 경우에는 토지용도별 정화기준에 따라 정화를 실시한다.

USEPA와 네덜란드 RIVM의 주거지역 납 위해성평가 절차를 정리하여 비교하면, USEPA는 IEUBK Model을 이용해 납의 다매체 노출(토양, 먼지, 음용수, 식품섭취 및 공기 흡입)로 인해 증가하는 혈중 납 농도를 예측해 그 농도가 기준치(10 µg/dL)를 초과하는지 여부를 위해여부의 기준으

로 설정하고, 네덜란드 RIVM에서는 환경매질 섭취로 인한 납 노출량이 허용 가능한 혈중 납 농도를 기반으로 설정된 납의 섭취 역치수준을 초과하는지 여부를 위해여부의 기준으로 설정하여 위해성평가를 수행한다. 즉, 두 기관의 납 오염 위해성평가의 구체적인 수행방법은 서로 다르지만, 두 기관 모두 납 오염관리의 목표를 어린이 혈중 납 농도 관리로 설정한다는 동일한 취지를 가지고 있다.

### 3. 우리나라의 납 위해성평가 방법 보완 방향

상기한 바와 같이 어린이가 성인에 비해 납 노출에 훨씬 민감하며 어린이 혈중 납 농도 증가로 인한 신경계 발달 영향이 납 노출로 인해 발생할 수 있는 가장 심각한 문제이므로, 납에 대한 위해성평가는 어린이 혈중 납 농도를 반영하여 이루어져야 한다. 따라서 우리나라 주거지역(1지역) 납 우려기준을 독일의 어린이 놀이터 기준인 200 mg/kg으로 설정한 것은 어린이를 대상으로 한 토양기준이라는 점에서 타당한 기준이라고 여겨진다. 반면, 우리나라 현행 위해성평가 지침에 명시된 납의 섭취 역치수준(0.5 µg/kg-day)의 출처가 불분명하기 때문에, 위해성평가 지침에 대한 수정은 반드시 이루어져야 한다. 본 연구에서는 현행 지침에 명시된 납의 섭취 역치계수를 합리적 근거를 가진 수치(WHO가 제시한 3.6 µg/kg-day 혹은 네덜란드 RIVM이 제안한 2.8 µg/kg-day)로 변경하는 것을 제안한다. 그렇지만, 납의 섭취 역치계수를 수정한다고 하여도 우리나라 지침에 납의 흡수독성치가 제시되지 않았기 때문에 납을 흡입하는 경로에 대한 위해도를 산정할 수 없다. 따라서 납으로 인한 오염이 매우 심해 흡입으로 인한 공기 중 납 노출 가능성이 높을 경우에는 공기 중 납 흡입경로를 포함한 다매체 노출을 고려하는 IEUBK Model을 사용한 위해성평가를 수행하는 것을 권장한다.

## 사 사

본 연구는 환경산업기술원의 토양지하수오염확산방지사업(GAIA Project)의 연구비 지원을 받아 수행되었습니다.

## References

Brand, E., Otte, P.F., and Lijzen, J.P.A., 2007, CSOIL 2000: An Exposure Model for Human Risk Assessment of Soil Contamination, RIVM, Bilthoven, The Netherlands, RIVM Report 711701054/2007.

CalEPA, 2009, Technical Support Document for Cancer Potency Factors: Methodologies for Derivation, Listing of Available Values, and Adjustments To Allow for Early Life Stage Exposures, Office of Environmental Health Hazard Assessment, Air Toxicology and Epidemiology Branch, CA, USA.

EFSA, 2010, Scientific Opinion on Lead in Food, *EFSA Journal*, **8(4)**:1570, 1-151.

IARC, 2006, IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 87: Inorganic and Organic Lead Compounds, IARC, Lyon, France.

KMOE, 2003, Research on the Preparation of Soil Standards and Remediation Goal with respect to Land Use.

KMOE, 2015, Risk Assessment Guidance for Soil Contaminants, KMOE Notice 2015-64.

Lijzen, J.P.A., Baars, A.J., Otte, P.F., Rikken, M.G.J., Swartjes, F.A., Verbruggen, E.M.J., and van Wezel, A.P., 2001, Technical Evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater: Human and Ecological Risk Assessment and Derivation of Risk Limits for Soil, Aquatic Sediment and Groundwater, RIVM, Bilthoven, Netherlands.

Markus, A.H. and Schwartz, J., 1987, Dose response curves for erythrocyte protoporphyrin vs. blood lead: Effects of iron status, *Environ. Res.*, **44(2)**, 221-227.

Pennington, J.A.T., 1983, Revision of the total diet study food list and diets, *J. Am. Dietetic Assoc.*, **82(2)**, 166-173.

RIVM, 2012, Soil Remediation Circular 2009, available at <http://rwsenvironment.eu/subjects/soil/legislation-and/soil-remediation/>

USCDC, 2005, Preventing Lead Poisoning in Young Children, CDC, Atlanta, USA.

USEPA, 1986, Air Quality Criteria, Volume I of IV, Draft Final, Environmental Criteria and Assessment Office, Research Triangle Park, NC, USA, EPA-600/8-83/028aF.

USEPA, 1989a, Review of the National Ambient Air Quality Standards for Lead: Exposure Analysis Methodology and Validation, Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, NC, USA, EPA-450/2-89/011.

USEPA, 1989b, Exposure Factors Handbook, Office of Health and Environmental Assessment, Washington, DC, USA, EPA/600/8-89/043.

USEPA, 1990, Report on the Clean Air Scientific Advisory Committee on Its Review of the OAQPS Lead Staff Paper, EPA-SAB-CASAC-90-002.

USEPA, 1994, Guidance Manual for the IEUBK Model for Lead in Children, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC, USA, OSWER 9285.7-15-1.

USEPA, 2002, Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites, Solid Waste and Emer-

gency Response, Washington, DC, USA, OSWER 9355.4-24.

USEPA, 2003, Superfund Lead-Contaminated Residential Sites Handbook, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC, USA, OSWER 9285.7-50.

USEPA, 2015a, Learn about Lead, available at <http://www2.epa.gov/lead/learn-about-lead#exposed>.

USEPA, 2015b, Lead and Compounds (Inorganic) (CASRN 7439-92-1), IRIS, available at <http://www.epa.gov/iris/subst/0277.htm>.

WHO, 1972, Evaluation of Certain Food Additives and the Contaminants: Sixteenth Report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (WHO Technical Report Series 505), WHO, Geneva, Switzerland.

WHO, 1993, Evaluation of Certain Food Additives and Contaminants: Forty-first Report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (WHO Technical Report Series 837), WHO, Geneva, Switzerland.