

토양오염 우려기준과 토양 자연배경농도에 대한 위해성평가

신 동¹ · 박성재¹ · 조영태¹ · 봉재은¹ · 박정훈^{1*}

¹전남대학교 환경에너지공학과

Risk assessment for Soil Contamination Warning Standard and Soil Background Concentration

Dong Shin¹ · Seong-Jae Park¹ · Young Tae Jo¹ · Jae-eun Bong¹ · Jeong-Hun Park^{1*}

¹Department of Environment and Energy Engineering, Chonnam National University, Gwangju 61186, Korea

ABSTRACT

There is domestic Soil Contamination Warning Standard (SCWS) as remediation standard concentration of contaminated soils. No risk should be observed at soil concentration less than SCWS. Therefore, SCWS was evaluated to confirm the risk assessment. Background Concentration of Soil (BGC) and target remediation concentration were also assessed. The results show that Excess Cancer Risk (ECR) of SCWS was the highest in the groundwater intake pathway (Adult: 6.27E-04, Child: 2.81E-04). Total Cancer Risk (TCR) was 7.76E-04 and 4.30E-04 for adult and child, exceeding reference value (10^{-6}). Hazard Quotient (Non-Carcinogenic Risk, HQ) was the highest in the indoor air inhalation pathway (Adult: 3.64E+03, Child: 8.74E+02). Hazard Index (Total Non-Carcinogenic Risk, HI) exceeded reference value 1. ECR of the BGC was the highest in the groundwater intake pathway (Adult: 1.71E-04, Child: 7.67E-05). TCR was 2.12E-04 for adults and 1.17E-04 for children, exceeding the reference value (10^{-6}). HQ was the highest in groundwater intake pathway (Adult: 4.10E-01, Child: 1.84E-01). HI was lower than reference value 1 (Adult: 4.78E-01, Child: 2.50E-01). The heavy metal affecting ECR was Arsenic (As). The remediation-concentration of As was 7.14 mg/kg which is higher than BGC (6.83 mg/kg). TCR of As should be less than reference value (10^{-6}), but it was higher for all of SCWS, BGC and target remediation concentration. Therefore, it is suggested that risk assessment factors should be re-evaluated to fit domestic environmental settings and SCWS should be induced to satisfy the risk assessment.

Key words : Risk assessment, Soil contamination warning standard, Background concentration, Carcinogenic risk, Non-carcinogenic risk

1. 서 론

현대사회에서 인간의 수명이 크게 늘어난 원인 중의 하나는 의학의 발달일 것이다. 또한 과학기술의 발달로 삶의 질이 향상되었고, 동시에 식량 생산량이 증가되어 영양상태가 개선된 것이 가장 큰 원인이라 할 수 있다. 인류는 신석기시대부터 농사를 짓기 시작하였으며 농업은 오늘날까지도 식량보급에 있어 한 축을 자리하고 있다

(RDA, 2012).

그러나 근대의 경제성장에 따른 산업활동으로 자원의 소비와 폐기물의 발생량이 커지면서 환경오염이 가속화되고 있다. 특히, 토양은 각종 유기물, 중금속류 등의 물질로 오염되고 있다. 이 중 중금속(카드뮴, 구리, 비소, 납, 아연 등)은 토양에서 분해되지 않고 영구적으로 잔류하며, 농작물이나 지하수 섭취 등을 통해 인체에 축적되어 치명적인 영향을 끼칠 수 있다(Jeong et al., 2006; Lee et al., 2015).

이에 환경 연구자들은 중금속으로 오염된 토양을 적절한 수준으로 처리하기 위해 토양세척, 안정화, 식물정화 등의 여러 토양복원기술들을 꾸준히 개발·적용하고 있다. 토양 중 카드뮴, 납과 같은 중금속은 뿌리에서부터 흡수되어 식물로 전이되기 때문에 중금속으로 오염된 농경지

주저자: 신동, 석사

공저자: 박성재, 석사; 조영태, 박사; 봉재은, 석사과정

*교신저자: 박정훈, 교수

E-mail: parkjeol@jnu.ac.kr

Received : 2021. 06. 02 Reviewed : 2021. 06. 07

Accepted : 2021. 06. 21 Discussion until : 2021. 8. 31

에 대한 안전관리는 농산물 생산과 떼어낼 수 없는 부분이다. 현재 국내의 토양 내 중금속에 대한 안전관리 기준은 일반적으로 총 함량에 기초하고 있다. 특히, 국내 중금속은 토양오염 우려기준을 기반으로 평가되고 있으며, 이는 관리적인 측면에서 매우 유용할 수 있다. 그러나 중금속에 대한 환경관리는 중금속에 주로 노출되는 환경, 생물, 인간에 대한 위해성을 최소로 하는 것이 그 목적이므로, 이를 위한 접근법으로서 총 함량 기준은 다소 적절치 못하다는 의견도 있다(Seo et al., 2013). 또한, 현재의 토양오염 우려기준은 토양 내의 중금속의 농도에 따라 세부적인 독성이나 발암성에 대한 평가는 다루고 있지 않으며, 중금속 농도가 우려기준을 만족한다 하더라도 인체에 대한 위해성 요소까지 보장되는 것은 아니므로 이에 대한 충분한 논의가 필요하다(Choi et al., 2012).

이에 따라 세계 여러 선진국에서는 이전부터 환경오염이 인체에 미치는 영향에 대한 정량적인 평가를 시도하였고 이와 관련된 연구를 진행해 왔다. 우리나라의 경우 1990년대 중반부터 토양 위해성평가에 대한 중요성을 인식하여 위해성평가를 보다 세부적으로 연구하기 시작하였다. 또한 1995년 토양환경보전법이 제정되면서 토양오염에 대한 관심이 증가하였다. 이후 2006년에는 환경부에서 토양환경보전법 개정과 함께 토양오염 위해성평가 지침을 마련하여 평가 절차, 내용 및 방법에 관한 사항들을 제시하였다(Park et al., 2020; Lim et al., 2016; An et al., 2007). 최근까지도 국내의 토양 위해성평가에 관한 연구는 활발히 진행되고 있다. 위해성평가 대상은 주로 폐금속 광산 주변 지역의 토양이며, 중금속 총 함량을 토대로 위해성평가를 실시하고 각각의 노출경로 별 위해성 여부를 판별하였다(Park et al., 2020; Lee et al., 2015; Lim et al., 2015; Choi et al., 2012).

현재 토양 내 오염 수준이나 토양복원 여부를 판단하는 것은 토양오염 우려기준을 기반으로 한 중금속의 총 함량이며, 토양 위해성평가는 보조적인 지표로 활용되고 있다. 토양 위해성평가는 오염물질이 토양을 통하여 수용체인 인간에게 노출될 경우, 이에 대한 발암 및 비발암적 위해도를 평가한다. 같은 양의 오염물질이라 하더라도 인체에 노출되는 경로에 따라 위험성이 커지거나 반대로 영향을 미치지 않을 수도 있다. 이와 달리, 토양오염 농도가 우려기준을 만족하는 경우, 해당 조건에서의 인체에 대한 유해 여부를 다루는 연구는 아직 부족한 실정이다(Choi et al., 2012). 더욱이 현 위해성평가의 정화목표치와 토양오염 우려기준으로 산출한 토양복원농도 간 차이가 존재한다. 따라서 우려기준 등을 만족하는 경우에도 인체에 대

한 위해성을 고려하여 복원농도의 수준이 적절한가에 관한 연구가 필요한 시점이다.

본 연구는 토양환경보전법에서 제시하고 있는 중금속 토양오염 우려기준과 토양 내 중금속 자연배경농도를 각각 토양 노출농도로 가정하여 위해성평가를 실시하였다. 이를 통해 현재의 토양오염 우려기준과 자연배경농도의 위해성을 판단하고, 이에 대한 논의를 하였다. 또한 토양오염 우려기준 및 자연배경농도 수준에서 가장 큰 영향을 미치는 중금속별 인체노출량 및 위해도(발암 및 비발암)를 정량적으로 파악하고자 하였다.

2. 실험방법

2.1. 위해성평가 대상

평가 대상은 국내 토양오염 우려기준(Soil Contamination Warning Standard, SCWS)의 지목이 전·답·과수원 등인 1지역 중금속 농도(Cd 4, Cu 150, As 25, Pb 200, Zn 300, Ni 100, Hg 4 mg/kg)와 국립환경과학원에서 제시한 토양 내 중금속 자연배경농도(BGC, Cd 0.29, Cu 15.26, As 6.83, Pb 18.43, Zn 54.27, Ni 17.68, Hg 0 mg/kg)로 오염된 가상의 토양이며, 이 농도를 토양노출농도(C_s)로 가정하고 위해성 평가를 실시하였다(Yoon et al., 2009).

2.2. 토양 위해성평가

위해성평가는 토양환경보전법 제 15조의5 토양오염물질 위해성평가 지침을 바탕으로, 유해성 확인(Hazard identification), 노출평가(Exposure assessment), 독성평가(Toxicity assessment), 위해도 결정(Risk characterization) 순서로 진행하였다.

2.2.1. 유해성확인

유해성 확인은 평가대상의 오염물질의 존재 유무를 확인하고 그 종류와 유해성을 확인하는 단계이다. 본 연구에서는 중금속 7종(As, Cd, Cu, Pb, Zn, Ni, Hg)을 선정하여 유해성을 확인하였다.

2.2.2. 노출평가

노출평가는 인체로 노출되는 경로에 따라 나누어 수행되었다. 노출경로는 토양섭취, 농작물섭취, 토양접촉, 토양유래 오염물질이 함유된 지하수섭취, 실외 비산먼지 흡입, 토양유래 실외공기 중 휘발물질 흡입, 토양유래 실내공기 중 휘발물질 흡입이며, 모든 노출경로가 작동하는 상황으

Table 1. Equation for ADD and ADE of each exposure route

Media	Exposure route	Unit	Exposure route of human body exposure	Abbr.
Crop	Intake	mg/kg·day	$\frac{C_s \times BCF \times CR_p \times ABS_{GI} \times EF \times ED}{BW \times AT}$	ADD
Soil	Intake	mg/kg·day	$\frac{C_s \times CR_s \times CF_1 \times ABS_{GI} \times EF \times ED}{BW \times AT}$	ADD
Soil	Contact	mg/kg·day	$\frac{C_s \times (AF \times ABS_D \times CF_1) \times SA_e \times EF \times ED}{BW \times AT}$	ADD
Ground Water	Intake	mg/kg·day	$\frac{C_s \times CR_w \times EF \times ED}{BW \times AT} \times \frac{1}{DAF \times \left(K_d + \frac{\theta_w + \theta_a H}{\rho_b}\right)}$	ADD
Soil	Inhalation	mg/m ³	$\frac{C_s \times ABS_{inh} \times (TSP \times f_{rs} \times Fr) \times EF \times ED \times CF_1}{AT}$	ADE
Outdoor air	Inhalation (Volatilization)	mg/m ³	$\frac{C_a \times EF \times ED}{AT}$ or $\frac{C_s \times EF \times ED \times 1/VF}{AT}$	ADE
Indoor air	Inhalation (Volatilization)	mg/m ³	$ADE = \frac{C_{ia} \times EF \times ED \times ABS_{inh}}{AT}$ or $\frac{C_s \times EF \times ED \times ABS_{inh} \times CF_3}{AT} \times \frac{\alpha H}{K_d + \frac{\theta_w + \theta_a H}{\rho_b}}$	ADE

* C_s : Exposure concentration of soil, C_w : Exposure concentration of ground water, C_a : Volatile substances from soil (outdoor), C_{ia} : Volatile substances from soil (indoor), ADD : Average daily dose, ADE : Average daily exposure concentration.

Table 2. Exposure factors of exposure assessment for Table 1

Parameter	Abbr.	Unit	Adult	Child
Consumption rate of soil	CR _s	mg/day	50	118
Soil to skin Absorption Factor	AF	mg/cm ²	0.07	0.2
Exposure Skin surface area	SA _e	cm ² /day	4,271	1,828
Inhalation absorption Factor	ABS _{inh}	-		1
Amount of suspended particles in air	TSP	mg/m ³		0.07
Fraction of soil in suspended particles in air	f _{rs}	-		0.5
Fugitive dust Residual rate in Respiratory	Fr	-		0.75
Consumption rate of ground water	CR _w	L/day	2	1
Consumption rate of produce	CR _p	kg/day	0.210	0.185
Body weight	BW	kg	62.8	16.8
Average time	AT	days		28,689
Exposure frequency	EF	days/year		350
Exposure duration	ED	years	25	6
Conversion factor 1	CF ₁	kg/mg		1.0E-06
Conversion factor 2	CF ₂	μg/mg		1.0E+03
Conversion factor 3	CF ₃	L/m ³		1.0E+03
Dilution Attenuation Factor	DAF	-		20 (default)

로 가정하였다. 오염물질에 노출되는 수용체는 크게 성인과 어린이로 구분하고, 토지용도는 농경지/거주지 경우를

기준으로 평가하였다. 위해성평가를 위해 일일평균노출량 (Average Daily Dose, ADD), 일일평균노출농도(Average

Daily Exposure concentration, ADE)를 계산식을 통하여 산정하였다. 식과 관련 인자들을 Table 1과 2에 나타내었다.

2.2.3. 독성평가

중금속 오염물질 각각에 대한 독성 데이터는 환경부고시 토양오염물질 위해성평가 지침에서 제시한 내용을 토대로 하여 Table 3과 4에 나타내었다.

2.2.4. 위해도 결정

위해도 결정은 지침에 제시된 위해도 인자와 Table 5의

산정식을 이용하여 일일 평균노출량(ADD)을 산정하고 이를 토대로 토양오염물질에 대한 발암위해도 및 비발암위해도의 여부를 판별하였다. 토양오염물질 위해성 평가 지침에 제시된 허용가능한 발암위해도 및 비발암위해도의 기준은 초과발암위해도(ECR)의 합인 총발암위해도(TCR)가 $10^{-6} \sim 10^{-5}$, 비발암위해도(HQ)의 합인 총비발암위해도(HI)는 1로 정의되어있다. 따라서 산정된 값이 허용된 기준을 초과하면 발암 또는 비발암 위해도가 있는 것으로 판단하였다.

Table 3. Exposure factors associated with heavy metals for Table 1

Parameter	Unit	As	Cd	Cu	Pb	Zn	Ni	Hg
ABS _{GI}	-	0.950	0.025	0.570	-	-	0.040	0.950
ABS _D	-	0.030	0.140	0.100	0.006	0.020	0.350	0.050
BCF	(mg/kg) _{Crop} / (mg/kg) _{Soil}	0.002	0.090	-	-	0.046	0.006	0.01
BGC	mg/kg	6.83	0.29	15.26	18.43	54.27	17.68	-

*ABS_{GI} : Fraction of contaminant absorbed in gastrointestinal tract, ABS_D : Dermal absorption fraction from soil, BCF : Bioconcentration factor, BGC : Background concentration.

Table 4. Toxicity factors of each heavy metal

	Parameter	Unit	As	Cd	Cu	Pb	Zn	Ni	Hg
Carcinogenic	SF _o	(mg/kg·day) ⁻¹	1.5E+00	-	-	8.5E-03	-	-	-
	SF _{abs}	(mg/kg·day) ⁻¹	6.1E+01	-	-	-	-	-	-
	URF _{inh}	(μg/m ³) ⁻¹	4.3E-03	1.8E-03	-	1.2E-05	-	2.4E-04	-
Non-carcinogenic	RfD _o	mg/kg·day	3.0E-04	5.0E-04	1.4E-01	5.0E-04	3.0E-01	5.0E-02	3.0E-04
	RfD _{abs}	mg/kg·day	2.9E-04	1.3E-05	-	-	-	8.0E-04	2.1E-05
	RfC	mg/m ³	-	7.0E-04	1E-03	-	-	-	3.0E-04

*SF_o : Oral slope factor, SF_{abs} : Dermal absorption Slope factor, URF_{inh} : Inhalation Unit risk factor, RfD_o : Oral Reference dose, RfD_{abs} : Dermal absorption reference dose, RfC : Reference concentration.

Table 5. Excess cancer risk (ECR) and hazard quotient (HQ) according to exposure pathway

Exposure pathway	Unit	ECR	HQ
Intake Crop	mg/kg·day	$SF_o \times ADD$	$\frac{ADD}{RfD_o}$
Intake Soil	mg/kg·day	$SF_o \times ADD$	$\frac{ADD}{RfD_o}$
Soil Contact	mg/kg·day	$SF_{abs} \times ADD$	$\frac{ADD}{RfD_{abs}}$
Intake Ground Water	mg/kg·day	$SF_o \times ADD$	$\frac{ADD}{RfD_o}$
soil Inhalation	mg/m ³	$URF_{inh} \times ADE \times CF_2$	$\frac{ADE}{RfC}$
Outdoor Air Inhalation (volatilization)	mg/m ³	$URF_{inh} \times ADE \times CF_2$	$\frac{ADE}{RfC}$
Indoor Air Inhalation (volatilization)	mg/m ³	$URF_{inh} \times ADE \times CF_2$	$\frac{ADE}{RfC}$

* ECR : excess cancer risk, HQ : hazard quotient.

Table 6. Evaluation equation for Carcinogenic and non-carcinogenic purification target

Exposure route		Equation for purification target
Intake Crop+Soil	Carcinogenic	$C_{TS} = \left[\frac{TR \times BW \times AT}{SF_0 \times (BCF \times CR_p \times ABS_{GI} + CR_s \times ABS_{GI} \times CF_1) \times EF \times ED} \right] + BGC$
	Non-Carcinogenic	$C_{TS} = \left[\frac{THQ \times RfD_0 \times BW \times AT}{(BCF \times CR_p \times ABS_{GI} + CR_s \times ABS_{GI} \times CF_1) \times EF \times ED} \right] + BGC$
Soil contact	Carcinogenic	$C_{TS} = \left[\frac{TR \times BW \times AT}{SF_{abs} \times (AF \times ABS_D \times CF_1) \times SAe \times EF \times ED} \right] + BGC$
	Non-Carcinogenic	$C_{TS} = \left[\frac{THQ \times RfD_{abs} \times BW \times AT}{(AF \times ABS_D \times CF_1) \times SAe \times EF \times ED} \right] + BGC$
Intake Ground water	Carcinogenic	$C_{TS} = \left[\frac{TR \times BW \times AT}{SF_0 \times CR_w \times EF \times ED} \right] \times \left[1 + \frac{K \times i_w \times d}{I \times L} \right] \times \left[K_d + \frac{(\theta_w + \theta_a H)}{\rho_b} \right] + BGC$
	Non-Carcinogenic	$C_{TS} = \left[\frac{THQ \times RfD_0 \times BW \times AT}{CR_w \times EF \times ED} \right] \times \left[1 + \frac{K \times i_w \times d}{I \times L} \right] \times \left[K_d + \frac{(\theta_w + \theta_a H)}{\rho_b} \right] + BGC$
Soil Inhalation	Carcinogenic	$C_{TS} = \left[\frac{TR \times AT}{URF_{inh} \times ABS_{inh} \times (TSP \times frs \times Fr) \times EF \times ED \times CF_1 \times CF_2} \right] + BGC$
	Non-Carcinogenic	$C_{TS} = \left[\frac{HQ \times RfC \times AT}{ABS_{inh} \times (TSP \times frs \times Fr) \times EF \times ED \times CF_1} \right] + BGC$
Outdoor air Inhalation (Volatilization)	Carcinogenic	$C_{TS} = \left[\frac{TR \times AT}{URF_{inh} \times CF_2 \times EF \times ED \times 1/VF} \right] + BGC$
	Non-Carcinogenic	$C_{TS} = \left[\frac{THQ \times RfC \times AT}{EF \times ED \times 1/VF} \right] + BGC$
Indoor air Inhalation (Volatilization)	Carcinogenic	$C_{TS} = \left[\frac{TR \times AT}{URF_{inh} \times EF \times ED \times ABS_{inh} \times CF_2 \times CF_3} \right] \times \left[\frac{K_d + \frac{\theta_w + \theta_a H}{\rho_b}}{\alpha H} \right] + BGC$
	Non-Carcinogenic	$C_{TS} = \left[\frac{THQ \times RfC \times AT}{EF \times ED \times ABS_{inh} \times CF_3} \right] \times \left[\frac{K_d + \frac{\theta_w + \theta_a H}{\rho_b}}{\alpha H} \right] + BGC$

*C_{TS} : target concentration of soil for remediation, TR : target cancer risk (10⁻⁶/10⁻⁵), THQ : target hazard quotient (1).

2.3. 정화목표

Table 6에 제시한 식을 바탕으로 위해성평가 대상의 발암 및 비발암위해도를 목표 수준(10⁻⁶~10⁻⁵ 및 1) 이하로 조절하기 위한 경로별 복원 농도를 산정하였다.

3. 실험결과 및 고찰

3.1. 노출농도의 결정

노출농도는 지침상에서 크게 4가지로 구분되며, 그 종류는 토양 노출농도(C_s), 지하수 노출농도(C_w), 토양유래 실외공기 휘발성물질 노출농도(C_a), 토양유래 실내공기 휘발성물질 노출농도(C_{ia})이다.

3.1.1. 토양 노출농도(C_s)

토양 위해성평가 지침상에서 토양 노출농도는 채취된

토양시료(n개)의 오염농도 평균값과 여러 산출인자 등을 이용한 별도의 산출식이 존재한다. 다만 본 연구에서는 위해성평가 대상인 토양오염 우려기준(1지역)과 토양 자연배경농도를 갖는 가상의 오염토양을 설정하고, 동시에 단일시료(n=1)로서 가정하여 노출농도로 하였다. 대체적으로 토양오염 우려기준은 토양 내 자연배경농도 보다 월등히 높은 수준임을 알 수 있다(Table 7).

3.1.2. 지하수 노출농도(C_w)

지침상에 제시된 지하수 노출농도는 다음과 같다.

$$C_w = \frac{C_L}{DAF}, \quad C_L = \frac{C_s}{K_d \times \frac{\theta_w + \theta_a H}{\rho_b}} \quad (1)$$

여기서, C_w는 지하수 노출농도(mg/L), C_L은 토양유출수

Table 7. Exposure concentration results by media

		C _s	C _w	C _a		C _{ia}
Unit		mg/kg	mg/L	Adult	Child	mg/m ³
				mg/m ³		
SCWS	As	25.00	4.E-02	-		0
	Cd	4.00	3.E-03	-		0
	Cu	150.00	3.E-01	-		0
	Pb	200.00	1.E-02	-		0
	Zn	300.00	2.E-01	-		0
	Ni	100.00	8.E-02	-		0
	Hg	4.00	4.E-03	1.13E-04	2.30E-04	3.581
BGC	As	6.83	1.E-02	-		0
	Cd	0.29	2.E-04	-		0
	Cu	15.26	3.E-02	-		0
	Pb	18.43	1.E-03	-		0
	Zn	54.27	4.E-02	-		0
	Ni	17.68	1.E-02	-		0
	Hg	0	0	0	0	0

* SCWS : Soil Contamination Warning Standards(Region 1), BGC : Background concentration of heavy metal.

* C_s : Exposure concentration of soil, C_w : Exposure concentration of ground water, C_a : Volatile substances from soil(outdoor), C_{ia} : Volatile substances from soil(indoor).

* '-' : not determined.

농도(mg/L), DAF는 회석-저감계수(unitless), C_s 는 토양 노출농도(mg/kg), K_d 는 토양분배계수(L/kg), θ_w 는 토양수 분공극률(unitless), θ_a 는 토양공기공극률(unitless), H는 무차원헨리상수(unitless), ρ_b 는 토양용적밀도(kg/L)이다.

식 (1)에서 지하수 노출농도에 영향을 미치는 주요한 인자는 토양 노출농도이다. 토양 노출농도의 값이 커지면 C_L 의 값이 커져 결과적으로 지하수 노출농도의 값이 커진다. 토양 노출농도가 토양오염 우려기준인 경우 Cu, Zn, Ni, As, Pb 등에서 지하수 노출농도가 높고, 자연배경농도에서는 Zn, Ni, As, Cu, Pb 등이 높았다. Hg의 경우에는 제시된 자연배경농도가 존재하지 않으므로(0 mg/kg), 지하수 노출농도는 0으로 산정되었다(Table 7).

3.1.3. 토양유래 실외공기 유입 휘발성물질 노출농도(C_a)

토양유래 실외공기 유입 휘발성 물질 노출농도는 식 (2)와 같다.

$$C_a = \frac{C_s}{VF}, \quad VF = \frac{\frac{Q}{C_{vol}} \times \sqrt{3.14 \times D_A \times T}}{2 \times \rho_b \times D_A \times 1000},$$

$$D_A = \frac{\theta_a^{10/3} \times D_i \times H + \theta_w^{10/3} \times D_w}{(\rho_b \times K_d + \theta_w + \theta_a \times H)n^2} \quad (2)$$

여기서, C_a 는 토양유래 실외공기 유입 휘발성 물질 노출농도(mg/m³), VF는 토양-공기휘발계수(m³/kg), Q/C_{vol} 은 공기흐름/정사각형 오염원에서 휘발되는 오염물질농도((g/m²-s)/(kg/m³)), D_A 는 확산성(cm²/s), T는 노출간격(s), ρ_b 는 토양용적밀도(g/cm³), D_i 는 공기내 확산성(cm²/s), D_w 는 수증확산성(cm²/s), n은 공극률(unitless)이다.

C_a 는 토양 노출농도가 토양오염 우려기준인 경우, 확산성 인자가 존재하는 Hg에서만 산출이 가능하다. C_a 의 산출 인자 중, 노출간격은 어른과 어린이의 경우(각각 7.9E+08, 1.9E+08)로 나뉜다. 따라서 Hg의 노출농도는 어른은 1.13E-04 mg/m³, 어린이는 2.30E-04 mg/m³로 산출되었다(Table 7).

자연배경농도의 경우 Hg의 배경농도 값이 0이므로 C_a 의 값은 0으로 계산되었다(Table 7).

3.1.4. 토양유래 실내공기 유입 휘발성물질 노출농도(C_{ia})

토양유래 실내공기 유입 휘발성물질 노출농도는 식 (3)과 같다.

$$C_{ia} = \frac{C_s \times \alpha \times H \times \rho_b \times 1000}{\rho_b \times K_d + \theta_w + \theta_a \times H} \quad (3)$$

여기서, C_{ia} 는 토양유래 실내공기 유입 휘발성물질 노출농도(mg/m³), α 는 토양유래가스의 실내유입 감쇄인자

(unitless)이다.

토양 노출농도가 토양오염 우려기준인 경우, Hg의 C_{ia} 는 3.581 mg/m^3 이다. 나머지 중금속 항목은 토양 노출농도는 존재하지만 지침상에 제시된 무차원 헨리상수의 값이 0임에 따라 0 mg/m^3 으로 계산되었다. 자연배경농도의 경우, 전체 항목에서 0으로 계산되었다.

3.2. 노출경로에 따른 오염물질 별 인체 노출량

지침상에 명시된 노출경로에 따라 일일평균노출량(Average Daily Dose, ADD)과 일일평균노출농도(Average Daily Exposure concentration, ADE)를 Table 1에 제시

된 식에 따라 산정 후 비교하였다. 노출량을 산정하는데 있어 각각의 노출경로는 공통적으로 수용체(성인, 어린이)에 따라 노출기간(ED)의 차이가 존재하므로(Table 2), 결과는 성인과 어린이로 나뉘어 계산되었다(Table 8).

먼저 토양 노출농도가 토양오염 우려기준인 경우, As에 대한 노출량은 성인과 어린이에서 모두 지하수섭취 > 농작물섭취 > 토양섭취 > 토양접촉 > 실외 비산먼지흡입 순이었다. Cd의 경우 성인은 지하수섭취 > 농작물섭취 > 토양접촉 > 실외 비산먼지흡입 > 토양섭취 순이었고, 어린이는 지하수섭취 > 농작물섭취 > 토양접촉 > 토양섭취 > 실외 비산먼지흡입 순이었다.

Table 8. Results of ADD and ADE by media

Pathway			Intake Crop	Intake Soil	Soil Contact	Intake Ground Water	Soil Inhalation	Outdoor Air Inhalation (Volatilization)	Indoor Air Inhalation (Volatilization)
			ADD	ADD	ADD	ADD	ADE	ADE	ADE
			mg/kg·day	mg/kg·day	mg/kg·day	mg/kg·day	mg/m ³	mg/m ³	mg/m ³
SCWS	As	Adult	4.84.E-05	5.77.E-06	1.09E-06	4.17E-04	2.00E-07	-	0
		Child	3.83.E-05	1.22.E-05	1.19E-06	1.87E-04	4.80E-08	-	0
	Cd	Adult	9.18.E-06	2.43.E-08	8.13E-07	2.59E-05	3.20E-08	-	0
		Child	7.25.E-06	5.14.E-08	8.92E-07	1.16E-05	7.69E-09	-	0
	Cu	Adult	-	2.08.E-05	2.18E-05	3.30E-03	1.20E-06	-	0
		Child	-	4.40.E-05	2.39E-05	1.48E-03	2.88E-07	-	0
	Pb	Adult	-	-	1.74E-06	1.08E-04	1.60E-06	-	0
		Child	-	-	1.91E-06	4.84E-05	3.84E-07	-	0
	Zn	Adult	-	-	8.71E-06	2.35E-03	2.40E-06	-	0
		Child	-	-	9.56E-06	1.05E-03	5.76E-07	-	0
	Ni	Adult	2.45.E-05	9.71.E-07	5.08E-05	7.46E-04	8.01E-07	-	0
		Child	1.93.E-05	2.06.E-06	5.58E-05	3.35E-04	1.92E-07	-	0
	Hg	Adult	3.88.E-05	9.23.E-07	2.90E-07	3.72E-05	3.20E-08	3.44E-05	1.09E+00
		Child	3.06.E-05	1.95.E-06	3.19E-07	1.67E-05	7.69E-09	1.68E-05	2.62E-01
BGC	As	Adult	1.32.E-05	1.58.E-06	2.98E-07	1.14E-04	5.47E-08	-	0
		Child	1.05.E-05	3.34.E-06	3.26E-07	5.11E-05	1.31E-08	-	0
	Cd	Adult	6.65.E-07	1.76.E-09	5.90E-08	1.88E-06	2.32E-09	-	0
		Child	5.26.E-07	3.73.E-09	6.47E-08	8.41E-07	5.57E-10	-	0
	Cu	Adult	-	2.11.E-06	2.22E-06	3.35E-04	1.22E-07	-	0
		Child	-	4.47.E-06	2.43E-06	1.50E-04	2.93E-08	-	0
	Pb	Adult	-	-	1.61E-07	9.94E-06	1.48E-07	-	0
		Child	-	-	1.76E-07	4.46E-06	3.54E-08	-	0
	Zn	Adult	-	-	1.58E-06	4.24E-04	4.34E-07	-	0
		Child	-	-	1.73E-06	1.90E-04	1.04E-07	-	0
	Ni	Adult	4.33.E-06	1.72.E-07	8.98E-06	1.32E-04	1.42E-07	-	0
		Child	3.42.E-06	3.64.E-07	9.86E-06	5.92E-05	3.40E-08	-	0
	Hg	Adult	0	0	0	0	0	0	0
		Child	0	0	0	0	0	0	0

* ADD : average daily dose, ADE : average daily exposure concentration.

* '-': not determined.

Cu의 경우 성인은 지하수섭취 > 토양접촉 > 토양섭취 > 실외 비산먼지흡입 순이었으며, 어린이는 지하수섭취 > 토양섭취 > 토양접촉 > 실외 비산먼지흡입 순이었다. 특히 Cu는 생물축적계수(BCF)의 값이 지침상에 존재하지 않기 때문에 농작물섭취 경로의 노출량은 결과에서 제외되었다.

Pb에서는 성인과 어린이 모두 지하수섭취 > 토양접촉 > 실외비산먼지흡입 순이었다. Pb의 경우에도 지침상에 생물축적계수와 체내흡수계수(ABS_{GI})가 존재하지 않기 때문에, 농작물섭취, 토양섭취의 노출량 산정이 제외되었다.

Zn의 노출량은 Pb와 동일하게 성인, 어린이에서 지하수섭취 > 토양접촉 > 실외 비산먼지흡입 순이었고, 마찬가지로 생물축적계수와 체내흡수계수가 없어 농작물섭취 및 토양섭취는 계산에서 제외되었다.

Ni의 경우 성인, 어린이 모두에서 지하수섭취 > 토양접촉 > 농작물섭취 > 토양섭취 > 실외 비산먼지흡입 순이었다.

Hg은 성인에서, 실내공기 휘발물질흡입 > 농작물섭취 > 지하수섭취 > 실외공기 휘발물질흡입 > 토양섭취 > 토양접촉 > 실외 비산먼지흡입 순이었고, 어린이는 실내공기 휘발물질흡입 > 농작물섭취 > 실외공기 휘발물질흡입 > 지하수섭취 > 토양섭취 > 토양접촉 > 실외 비산먼지흡입 순이었다. Hg은 중금속 항목 중 유일하게 실외공기 휘발물질흡입 경로의 값이 산출되었다. 이는 Hg이 휘발하는 성질이 있으며, 그에 따라 토양유래 실외공기 휘발성 노출농도 산정에 필요한 확산성(D_A) 인자와 토양-공기휘발성계수(VF) 인자의 계산이 가능하기 때문이다.

실내공기 휘발물질흡입 경로의 경우, 성인에서 1.09 mg/m³, 어린이에서 0.262 mg/m³로 계산되었다.

한편, 토양노출농도가 자연배경농도인 경우, 노출량 순서는 Hg을 제외한 나머지 항목에서 토양오염 우려기준일 때와 모두 동일하였다. Hg은 자연배경농도가 0 mg/kg이

므로 모든 노출경로에서 값은 0이었다(Table 8).

결과적으로 토양오염 우려기준과 자연배경농도를 바탕으로 일일평균노출량 및 일일평균노출농도를 산정하였을 경우, 주요 노출경로는 지하수섭취 > 농작물섭취 ≥ 토양접촉 > 토양섭취 > 실외 비산먼지흡입 순으로 조사되었다. 노출량의 크기는 토양오염 우려기준이 자연배경농도보다 높았는데, 이는 토양오염 우려기준(4~300 mg/kg)이 자연배경농도(0~54.3 mg/kg)보다 높기 때문이다.

중금속 간의 비교에서는 노출농도보다 수용체나 오염물질의 특성을 나타내는 농작물일일섭취량(CR_p)이나 체내흡수계수의 영향이 더 큰 것으로 판단된다. 예로, Hg과 Ni의 경우 토양 노출농도는 Ni이 크지만 농작물섭취 경로에서의 노출량은 Hg이 더 큰 것으로 나타났다(Table 8). 이는 여러 선행 연구에서 확인된 결과와 유사하였다(Lee et al., 2015; Lim et al., 2015).

3.3. 노출경로 별 인체 위해도

토양오염 우려기준과 자연배경농도에 대한 노출경로 별 인체 위해도를 산정하였다. 인체 위해도는 성인과 어린이에 대하여 발암위해도(ECR)와 비발암위해도(HQ) 2가지 항목으로 실시되었다. 이후, 발암위해도의 합인 총발암위해도(TCR), 비발암위해도의 합인 총비발암위해도(HI)를 산정하여 성인/어린이에 대한 인체 위해성 여부를 평가하였다(Table 9~12).

토양오염 우려기준에 대한 발암위해도는 지하수섭취 경로에서 성인과 어린이가 각각 6.27E-04, 2.81E-04으로 가장 높았다(Table 9). 지하수섭취 경로의 총위해도에 대한 기여도를 살펴보면(Table 10), 성인과 어린이에서 약 81, 65%로 나타났다. 다음은 토양접촉 경로로 각 수용체에서 6.64E-05, 7.29E-05으로 조사되었고, 기여율은 약 9, 17%이었다. 총발암위해도는 성인과 어린이에서 7.76E-04,

Table 9. Results of excess cancer risk (ECR) and hazardsd quotient (HQ) by media

Pathway			Intake Crop	Intake Soil	Soil Contact	Intake Ground Water	Soil Inhalation	Outdoor Air Inhalation (Volatilization)	Indoor Air Inhalation (Volatilization)	TCR/HI
SCWS	ECR	Adult	7.27E-05	8.65E-06	6.64E-05	6.27E-04	1.13E-06	0	0	7.76E-04
		Child	5.74E-05	1.83E-05	7.29E-05	2.81E-04	2.71E-07	0	0	4.30E-04
	HQ	Adult	3.10E-01	2.25E-02	1.44E-01	1.83E+00	1.35E-03	1.15E-01	3.64E+03	3.64E+03
		Child	2.45E-01	4.77E-02	1.58E-01	8.20E-01	3.25E-04	5.61E-02	8.74E+02	8.75E+02
BGC	ECR	Adult	1.99E-05	2.36E-06	1.81E-05	1.71E-04	2.75E-07	0	0	2.12E-04
		Child	1.57E-05	5.00E-06	1.99E-05	7.67E-05	6.60E-08	0	0	1.17E-04
	HQ	Adult	4.55E-02	5.27E-03	1.68E-02	4.10E-01	1.25E-04	0	0	4.78E-01
		Child	3.60E-02	1.12E-02	1.84E-02	1.84E-01	3.01E-05	0	0	2.50E-01

* TCR = \sum (ECR), HI = \sum (HQ).

Table 10. Contribution (%) of ECR and HQ by media

Pathway		Intake Crop	Intake Soil	Soil Contact	Intake Ground Water	Soil Inhalation	Outdoor Air Inhalation (Volatilization)	Indoor Air Inhalation (Volatilization)	TCR/HI
SCWS	ECR	Adult	9.37	1.11	8.56	80.81	0.15	0.00	100
		Child	13.35	4.26	16.96	65.37	0.06	0.00	
	HQ	Adult	0.01	0.00	0.00	0.05	0.00	99.93	
		Child	0.03	0.01	0.02	0.09	0.00	99.85	
BGC	ECR	Adult	9.40	1.12	8.55	80.80	0.13	0.00	
		Child	13.38	4.26	16.96	65.35	0.06	0.00	
	HQ	Adult	9.52	1.10	3.52	85.83	0.03	0.00	
		Child	14.42	4.49	7.37	73.71	0.01	0.00	

Table 11. Results of excess cancer risk (ECR) and hazards quotient (HQ) by metals

		As	Cd	Cu	Pb	Zn	Ni	Hg	TCR/HI
SCWS	ECR	Adult	7.74E-04	5.76E-08	-	9.36E-07	-	1.92E-07	7.76E-04
		Child	4.30E-04	1.38E-08	-	4.16E-07	-	4.61E-08	4.30E-04
	HQ	Adult	1.58E+00	1.33E-01	2.49E-02	2.16E-01	7.82E-03	7.90E-02	3.64E+03
		Child	7.96E-01	1.06E-01	1.12E-02	9.68E-02	3.51E-03	7.68E-02	8.75E+02
BGC	ECR	Adult	2.12E-04	4.18E-09	-	8.63E-08	-	3.40E-08	2.12E-04
		Child	1.17E-04	1.00E-09	-	3.83E-08	-	8.15E-09	1.17E-04
	HQ	Adult	4.30E-01	9.62E-03	2.53E-03	1.99E-02	1.41E-03	0	4.78E-01
		Child	2.18E-01	7.72E-03	1.14E-03	9.68E-02	6.35E-04	0	2.50E-01

4.30E-04으로 조사되었고, 허용 가능한 발암위해도인 $10^{-6} \sim 10^{-5}$ 를 초과하여 위해성이 있는 것으로 나타났다. 비발암 위해도의 경우, 실내공기 휘발물질흡입 경로에서 성인과 어린이 각각 3.64E+03, 8.74E+02으로 가장 높았으며 (Table 9), 기여율은 두 수용체에서 모두 99%를 넘어 비 발암위해도의 대부분을 차지하였다. 총비발암위해도는 허용 가능 비발암위해도인 1을 수백배 웃돌며 비발암위해성이 있는 것으로 평가되었다.

한편, 자연배경농도에 대한 발암위해도는 토양오염 우려기준의 발암위해도와 비교하였을 때, 절대치에는 차이가 있었으나 (Table 9), 노출경로 별 발암기여도 측면 (Table 10)에서는 결과가 유사하였다. 총발암위해도는 성인과 어린이에서 각각 2.12E-04, 1.17E-04으로 허용 가능 발암위해도($10^{-6} \sim 10^{-5}$)를 초과하여 위해성이 있는 것으로 평가되었다. 즉, 토양오염 우려기준의 총발암위해도 보다는 낮았으나 자연배경농도 수준에서도 발암위해성이 있는 것으로 평가되었다. 비발암위해도의 경우에는, 지하수섭취 경로에서 가장 높았고 기여율은 각 수용체에서 약 86, 74%이었다. 다음으로 큰 값은 농작물섭취 경로로, 기여율은 약 10, 14%이었다. 총비발암위해도는 각각 4.78E-01, 2.50E-01으로, 허용 가능 비발암위해도 기준치인 1보다 낮아 비발암위해성은 없는 것으로 평가되었다.

발암위해도에 대한 중금속 별 기여도를 살펴보면 (Table 12), 토양오염 우려기준을 적용한 발암위해도는 As에 의한 영향이 가장 높은 것으로 나타났다(>99%). 토양위해성 평가 연구결과들을 살펴보면 주로 발암위해도에 영향을 미치는 중금속 항목은 As인데 (Choi et al., 2012; Lee et al., 2015), 이는 As가 다른 물질과 다르게 노출경로 별 발암 독성자료가 대부분 존재하여 위해도 계산이 가능하기 때문이다.

비발암위해도의 경우, Hg에 의한 위해도가 가장 큰 것으로 나타났다(>99%). 수치는 3.64E+03, 8.74E+02이며 기준치 1을 크게 넘어 다른 항목에 비해 Hg이 비발암위해도를 결정하는 수준이었다 (Table 11).

자연배경농도에 대한 발암위해도 기여율은 As에서 가장 높았다(>99%). 비발암위해도는 성인과 어린이에서 As의 기여도가 각각 90, 64%로 가장 높은 것으로 확인되었으며, Pb이 약 4, 29%의 기여율을 보이며 뒤를 이었다.

발암위해도와 비발암위해도를 종합해보면, 토양오염 우려기준에서는 발암 및 비발암위해성이, 자연배경농도에서는 발암 위해성이 있는 것으로 나타났다. 이 결과는 중금속 농도가 토양오염 우려기준 이하거나 자연배경농도 수준이라 하더라도 발암 위해성이 존재할 수 있음을 나타낸다. 따라서 모든 노출경로가 작동하는 경우, 단순히 토양

Table 12. Contribution (%) of ECR and HQ by metals

			As	Cd	Cu	Pb	Zn	Ni	Hg	TCR/HI
SCWS	ECR	Adult	99.82	0.01	0.00	0.12	0.00	0.02	0.00	100
		Child	99.93	0.00	0.00	0.10	0.00	0.01	0.00	
	HQ	Adult	0.04	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	99.95	
		Child	0.09	0.01	0.00	0.01	0.00	0.01	99.84	
BGC	ECR	Adult	99.94	0.00	0.00	0.04	0.00	0.02	0.00	100
		Child	99.96	0.00	0.00	0.03	0.00	0.01	0.00	
	HQ	Adult	90.08	2.01	0.53	4.16	0.30	2.92	0.00	
		Child	64.47	2.29	0.34	28.69	0.19	4.02	0.00	

오염 우려기준을 만족하더라도 발암성에 대한 안전성을 보장할 수 없으며, 자연배경농도 수준에서도 발암성에 대한 추가적인 연구가 이행되어야 할 필요가 있다고 판단된다. 일부 연구사례에서도 우려기준을 초과하지 않음에도 위해성 기준을 초과한 연구사례가 있었고(Choi et al., 2012; Lee et al., 2015), 이는 우려기준 이하인 경우에도 발암위해도에 대한 고려가 필요함을 시사한다.

3.4. 발암 및 비발암위해도에 따른 정화목표치

정화목표치는 Table 6를 참고하여 각 경로별로 산정되었다. 발암위해도를 목표수준 이하로 낮추기 위한 목표발암위해도(Target Risk Level, TR)의 기준은 10^{-6} ~ 10^{-5} , 목표비발암위해도(Target Hazard Quotient, THQ)는 1로 설정하였다. 현재 위해성평가 지침상에서 정화목표치 산출식은 경로별로 산정인자는 다르지만, 노출농도는 적용하지 않으므로 정화목표치는 노출농도와는 무관하다. 정화목표치는 오염물질 별 산정인자들이 미비한 경우가 많아 산정이 불가능한 경로가 존재한다.

계산된 결과는 Table 13에 나타내었다. 목표발암위해도를 10^{-6} 으로 설정한 경우 As의 정화목표치(발암)는 농작물 + 토양 섭취경로에서 성인이 7.14 mg/kg, 어린이는 7.16 mg/kg으로 나타났다. 자연배경농도 기준의 농작물 + 토양 섭취 경로에서 발암위해도는, 성인이 $2.22\text{E-}05$ ($1.99\text{E-}05 + 2.36\text{E-}06$), 어린이가 $2.07\text{E-}05$ ($1.57\text{E-}05 + 5.00\text{E-}06$)이었으며(Table 9), 성인의 발암위해도가 높아 그에 따른 정화목표치는 어린이에 비해 낮은 것으로 확인됐다. 토양접촉 경로의 경우, 성인은 7.21 mg/kg, 어린이는 7.17 mg/kg으로, As의 토양 자연배경농도(6.83 mg/kg) 보다는 약간 높은 수준까지 정화해야 하는 것으로 나타났다. 토양접촉 경로의 발암위해도는 성인이 $1.81\text{E-}05$, 어린이가 $1.99\text{E-}05$ 이며(Table 9), 어린이의 발암위해도가 더 높아 정화목표치는 어린이가 더 낮은 수준이었다. 목표발암위해도(TR)를 10^{-5} 으로 설정한 경우, 농작물 + 토양 섭취경로에서

성인은 9.90 mg/kg, 어린이는 10.13 mg/kg, 토양접촉 경로에서는 성인이 10.59 mg/kg, 어린이는 10.26 mg/kg으로 나타났다(Table 14). 이는 As의 토양오염 우려기준(1지역)인 25 mg/kg 보다는 낮고, 자연배경농도(6.83 mg/kg) 보다는 높은 수준이다. 그러나 자연배경농도 수준에서도 발암위해도(총발암위해도 : 성인 $2.12\text{E-}04$, 어린이 $1.17\text{E-}04$)가 있는 것으로 산출되어, 정화목표농도에서도 발암위해도가 존재하게 된다. 그러므로 목표위해도 설정값과 자연배경농도는 추가적인 연구를 통하여 보완되어야 할 부분이 있는 것으로 판단된다.

토양의 중금속 자연배경농도 산정 연구를 살펴 보면(Yoon et al., 2009), 배경농도의 바탕이 된 표본시료는 산림토양이며 지질단위 및 행정구역 별로 선정하여 농도의 평균값을 배경농도로 산정하였다. 행정구역 별 기준은 경기도(8), 강원도(14), 충북(12), 충남(7), 경북(16), 경남(7), 전북(13), 전남(11), 인천(1), 대구(1), 제주(2)로 선정되었고, 지질단위 별 기준은 대동충군(9), 백악기화강암(12), 옥천충군(8), 조선누층군(8), 평안충군(4), 경상누층군(12), 유라기화강암(14), 화산암(14), 변성암(15)으로 총 92개의 지점이 선정되었다. 이 연구에서 As의 경우 지질단위 별 농도는 조선누층군이 12.41 mg/kg으로 최대, 경상누층군이 3.87 mg/kg으로 최소였으며 두 지질이 8.54 mg/kg의 수치적인 차이가 존재하였다. 일례로 인천의 경우는 한 개의 지질만 표본시료로 선정되었으며 지질종류는 변성암으로, 농도는 7.87 mg/kg이다. 이는 평균값(As : 6.83 mg/kg)과는 차이가 있으며, 그 지역의 토양은 해당 지역의 지질 특성이 반영된다고 볼 수 있다. 따라서 정화목표치 계산식(Table 6)에서 최종적으로 더해지는 자연배경농도는 정화목표치의 값에 영향을 미치고, 지역과 지질에 따라 차이가 존재하기 때문에 정화목표치 산정에 사용할 자연배경농도를 행정구역별 또는 지질별로 나누어 적용할 것인지, 평균농도를 적용할 것인지, 이에 대한 추가적인 연구를 이행하여 그 값을 제시할 필요가 있다.

Table 13. Purification-concentration based on carcinogenic and non-carcinogenic risk

Pathway		Intake Crop+Soil	Soil Contact	Intake Ground Water	Soil Inhalation	Outdoor air Inhalation (volatilization)	Indoor air Inhalation (volatilization)
Carcinogenic (mg/kg) (TR = 10 ⁻⁶)							
As	Adult	7.14	7.21	-	35.88	-	-
	Child	7.16	7.17	-	127.86	-	-
Cd	Adult	-	-	-	69.68	-	-
	Child	-	-	-	289.42	-	-
Cu	Adult	-	-	-	-	-	-
	Child	-	-	-	-	-	-
Pb	Adult	-	-	-	10,427	-	-
	Child	-	-	-	43,388	-	-
Zn	Adult	-	-	-	-	-	-
	Child	-	-	-	-	-	-
Ni	Adult	-	-	-	538.12	-	-
	Child	-	-	-	2,186.16	-	-
Hg	Adult	-	-	-	-	-	-
	Child	-	-	-	-	-	-
Non-carcinogenic (mg/kg) (TR = 1)							
As	Adult	145.18	6,664.41	-	-	-	-
	Child	155.35	6,075.25	-	-	-	-
Cd	Adult	217.60	64.24	-	4.29	-	-
	Child	274.04	58.58	-	4.29	-	-
Cu	Adult	2,417.79	-	-	165.26	-	-
	Child	3,043.05	-	-	165.26	-	-
Pb	Adult	-	-	-	-	-	-
	Child	-	-	-	-	-	-
Zn	Adult	-	-	-	-	-	-
	Child	-	-	-	-	-	-
Ni	Adult	196,491	1,591.89	-	-	-	-
	Child	233,641	1,452.58	-	-	-	-
Hg	Adult	30.24	289.26	-	4.00	34.87	0.001
	Child	36.83	263.66	-	4.00	71.26	0.005

Table 14. Purification-concentration based on carcinogenic risk

Pathway		Intake Crop+Soil	Soil Contact
Carcinogenic (mg/kg) (TR = 10 ⁻⁵)			
As	Adult	9.90	10.59
	Child	10.13	10.26

토양오염 우려기준은 사람의 건강, 재산이나 동물·식물의 성장에 지장을 줄 수 있는 기준이다. 폐금속광산과 같은 지역은 일반적으로 산 중에 위치하여 인간에 미치는 직접적인 영향은 적다(Sakong, 2007). 따라서 이러한 지역은 우려기준을 바탕으로 정화작업을 실시하면 경제적인 측면에서 당위성이 떨어질 수 있으므로 위해성평가를 통해 경로별 위해도를 산정하여 정화목표치를 도출하여 정

화를 진행하는 것이 적절하다. 그러나 As의 경우 산출된 정화목표치(7.14~7.21, 9.90~10.59 mg/kg)는 1지역 우려기준(25 mg/kg)보다 낮아 위해성평가를 통하여 정화할 경우 경제적으로 소요되는 비용은 더 커진다. 그러므로 As의 정화목표치 산출에 대한 검토 및 연구가 필요하다. 특히 As의 피부흡수발암계수(SF_{abs})는 위해성평가 지침상에 61로 제시하고 있다. 현 위해성평가 지침에서 인용한 EPA (2004)에 따르면, 피부흡수발암계수는 SF_{abs}=SF_o/ABS_{GI}로 정의하고 있다. 그러나 지침에 제시된 As의 SF_o는 1.5, ABS_{GI}는 0.95이며 이로부터 계산된 SF_{abs}는 1.58로, 61과는 차이가 있음을 알 수 있다. 이 인자(SF_{abs}=1.58)와 목표발암위해도를 10⁻⁵으로 설정하고 As의 토양접촉 경로의 정화목표치(발암)를 산정하면, 성인은 152.13 mg/kg, 어린

이는 139.27 mg/kg이다. 이는 기존의 인자($SF_{abs}=61$)로 계산한 결과(Table 14)와 차이가 크며, As의 토양오염 1지역 우려기준(25 mg/kg) 보다 높은 수준이다. 따라서 기존 As의 정화목표치는 두 경로(토양 + 농작물 섭취, 토양 접촉)에서 우려기준보다 낮았지만(Table 13~14), 토양접촉 경로는 EPA(2004)에서 제시된 인자($SF_{abs}=1.58$)를 사용하여 산출하면 우려기준보다 커지므로 다른 중금속 및 노출 경로와 비교해 봤을 때, 61보다는 1.58를 사용하는 것이 현 위해성평가 상에서는 더 타당성을 갖을 것으로 판단된다. 또한, 국내의 위해성평가 인자들은 국외 위해성평가 자료를 참고하였기 때문에 국내 실정에 적합하지 않을 수 있으므로 국내 환경에 맞게 위해성평가 인자가 연구되어야 한다.

토양 비산먼지흡입 경로의 정화목표치(발암)는 대체적으로 우려기준을 크게 벗어난 수준이었다. As의 경우 성인, 어린이에서 각각 35, 127 mg/kg, Cd의 경우 69, 289 mg/kg, Pb는 10427, 43388 mg/kg, Ni는 538, 2186 mg/kg으로 동일 항목에서 어린이와 성인이 약 4배 가량 차이났다. 이는 산정인자 중 MOE(2007)에서 제시한 수용체 별 노출기간이 성인은 25 년, 어린이는 6 년인 것이 가장 큰 원인으로 판단된다.

비발암 정화목표치는 전반적으로 우려기준보다 훨씬 큰 값으로 조사되었다. Cd의 경우, 토양 비산먼지흡입 경로에서 정화목표치는 4.29 mg/kg으로 토양오염 우려기준과 유사하였다. Hg의 경우, 토양 비산먼지흡입 경로에서 4 mg/kg으로 토양오염 우려기준과 일치하였다. 이와 달리, 실내공기 휘발물질흡입 경로에서는 성인 0.001, 어린이 0.005 mg/kg으로 나타났다. 즉, 이 경로에서 비발암위해도를 기준치 이하로 낮추기 위해서는 매우 낮은 수준까지 정화해야 할 것으로 판단된다. 결과적으로, 실내공기 휘발물질흡입 경로가 존재할 경우 Hg는 현재의 우려기준을 바탕으로 한 정화는 적절치 않을 것으로 보이며, 위해성 평가를 통한 정화목표치 이하로 정화를 실시하여야 한다.

4. 결 론

본 연구는 국내의 중금속 토양오염 우려기준과 토양 내 중금속 자연배경농도를 토양 노출농도로 하고, 모든 노출 경로가 존재하는 상황을 가정하여 위해성평가를 실시하였다.

- 1) 토양오염 우려기준에서, 발암위해도는 지하수섭취 경로에서 가장 높았다. 총발암위해도는 성인 7.76E-04, 어린이 4.30E-04으로 위해성이 있는 것으로 평가되었다. 비발암위해도의 경우 실내공기 휘발물질흡입

경로에서 가장 높았다. 총비발암위해도는 3.64E+03, 8.75E+02로 허용 가능 비발암위해도 1을 초과하였다.

- 2) 중금속 자연배경농도에서, 발암위해도는 지하수섭취 경로에서 가장 높았다. 총발암위해도는 성인 2.12E-04, 어린이 1.17E-04으로 위해도가 존재하는 것으로 나타났다. 비발암위해도의 경우 지하수섭취 경로에서 가장 높았으며 총비발암위해도는 허용가능 비발암위해도 보다 낮아 비발암적인 위해성은 없는 것으로 조사되었다.
- 3) Hg은 토양오염 우려기준의 비발암위해도에서 가장 높은 위해도를 나타냈다. 실내공기 휘발물질흡입 경로에서 정화목표치(비발암)는 매우 낮았다. 그러므로 Hg은 이 경로에서 우려기준 보다 정화목표치를 기준으로 정화하는 것이 적절하다.
- 4) 발암 및 비발암 위해도를 가진 중금속은 As로 나타났다. As의 정화목표치(발암)는 7.14 mg/kg 이상으로, 자연배경농도(6.83 mg/kg) 보다 높고, 1지역 우려기준(25 mg/kg) 보다는 17 mg/kg 이상 낮게 나타났다. 즉, 발암위해성이 없어야 하는 농도임에도 우려기준, 자연배경농도, 정화목표치 모두에서 발암 위해성이 있는 것으로 나타났다. 그러므로 국내에 맞는 위해성 평가 인자 도출 및 위해성 기준을 만족할 수 있는 우려기준 설정에 대한 연구가 요구된다.

사 사

이 논문은 전남대학교 연구년교수 연구비(과제번호: 2018-3556) 지원에 의하여 연구되었음.

References

- An, Y.J., Baek, Y.W., Lee, W.M., Jeong, S.W., and Kim, T.S., 2007, Comparative study of soil risk assessment models used in developed countries, *J. Soil Groundwater Environ.*, **12**(1), 53-63.
- Choi, J.W., Yoo, K.J., Koo, M.S., and Park, J.H., 2012, Comparison of heavy metal pollutant exposure and risk assessments in an abandoned mine site, *J. Korean Soc. Civil Eng.*, **32**(4), 261-266.
- EPA (Environmental Protection Agency), 2002, Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites.
- EPA (Environmental Protection Agency), 2004, Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evalu-

ation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment).

Jeong, J.H., Seo, P.S., Kong, S.H., Seo, S.W., Kim, M.K., Lee, J.Y., and Lee, S.S., 2006, The biological treatment of soil washing water contaminated with heavy metal, *J. Korean Soc. Environ. Eng.*, **28**(11), 1222-1227.

Lee, S.W., Kim, J.J., Park, M.J., Lee, S.H., and Kim, S.O., 2015, Human risk assessment of arsenic and heavy metal contamination and estimation of remediation concentration within abandoned metal mine area, *J. Miner. Soc. Korea*, **28**(4), 309-323.

Lee, S.W., Lim, T.Y., Park, M.J., Lee, S.H., Cha, J.M., and Kim, S.O., 2015, Study on exposure factors and model specialized for human risk assessment of abandoned mine area, Korea, *J. Korean Soc. Miner. Energy Resour. Eng.*, **52**(5), 488-499.

Lim, T.Y., Lee, S.W., Cho, H.G., and Kim, S.O., 2016, Comparison of human health risk assessment of heavy metal contamination from two abandoned metal mines using metal mine-specific exposure parameters, *J. Environ. Impact Assess.*, **25**(6), 414-431.

Lim, T.Y., Lee, S.W., Park, M.J., Lee, S.H., and Kim, S.O., 2015, Comparative study on the human risk assessment of heavy metal contamination between two abandoned metal mines in Korea, *J. Korean Soc. Environ. Eng.*, **37**(11), 619-630.

MOE (Ministry of Environment), 2006, Creating study of practical guidelines for risk assessment in conjunction with soil pollution standard.

MOE (Ministry of Environment), 2007, Development and application of Korean exposure factors.

Park, S.J., Kim, J., Jo, Y.T., Shin, D., Nshizirungu, T., Moon, D.H., Ji, W.H., Ko, J.I., and Park, J.H., 2020, Risk assessment for Co-contaminated soil including As and Hg in the vicinity of abandoned metal mine, *J. Korean Soc. Environ. Eng.*, **42**(2), 75-87.

RDA (Rural Development Administration), 2012, History of Korean Agricultural Growth.

Sakong, J., 2007, Risks Associated with Contamination of Environment by Abandoned Mines, Yeungnam University. *J. of Med.*, **24**(2S), S212-220.

Seo, B.H., Lim, G.H., Kim, K.H., Kim, J.E., Hur, J.H., Kim, W.I., and Kim, K.R., 2013, Comparison of single extractions for evaluation of heavy metal phytoavailability in soil, *Korean J. Environ. Agric.*, **32**(3), 171-178.

Yoon, J.K., Kim, D.H., Kim, T.S., Park, J.G., Chung, I.R., Kim, J.H., and Kim, H., 2009, Evaluation on natural background of the soil heavy metals in Korea, *J. Soil Groundwater Environ.*, **14**(3), 32-39.