

## 토양 위해성평가 지침에서 피부흡수발암계수 및 비산먼지농도 인자 개선

이보배 · 조영태 · 박정훈\*

전남대학교 환경에너지공학과

## Improvement of Dermal Absorption Slope Factor and Suspended Particle Concentration for Soil Risk Assessment Guideline

Bo Bae Lee · Young Tae Jo · Jeong-Hun Park\*

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

## ABSTRACT

A risk assessment on the heavy metals including arsenic (As), copper (Cu), lead (Pb), and zinc (Zn) was investigated by setting exposure routes in agricultural fields. Moreover, the factors requiring improvement in risk assessment were also discussed through a review of the dermal absorption slope factor ( $SF_{abs}$ ) and total amount of suspended particles (TSP) in the current risk assessment guidelines. Assessment results show that the total cancer risk (TCR) of As through crop and soil ingestion was  $1.51E-03$  in adults and  $6.37E-4$  in children, which indicated a carcinogenic risk (exceeding  $1E-05$ ). On the other side, the hazard index (HI) was 3.37 in adults and 1.41 in children, which was evaluated as having a non-carcinogenic risk ( $>1$ ). The carcinogenic purification targets for As were calculated to be 6.84 mg/kg in adults and 6.86 mg/kg in children, while the non-carcinogenic purification targets were calculated to be 13.43 mg/kg for adults and 22.54 mg/kg for children. When applying  $SF_{abs}$  61 of the current guidelines, it appears that there is a carcinogenic risk even though the As exposure concentration is below the area of concern 1 standard (25 mg/kg), which suggests that additional research on this factor is required for the risk assessment. In order to apply the measured suspended particle concentration to risk assessment, TSP should be derived from PM10 using an appropriate correlation equation. As a result, it is suggested to improve the risk assessment guidelines so that the measured PM10 value measured in the field can be used directly.

**Key words:** 위해성평가, 발암위해도, 비발암위해도, PM10, TSP

## 1. 서 론

지난 한 세기 동안 급격한 산업화와 도시화로 인해 지구는 많은 오염물질들로 인한 피해가 곳곳에서 나타나고 있다. 이 중 중금속은 휴폐광산, 제련공장, 도금제조의 폐수, 군사활동, 에너지원 폐기물 등과 같은 다양한 이동매체를 통해 유입되어 독성을 지닌 화합물 형태로 주변 토양을 오염시킨다(Lee et al., 2010). 이러한 매체를 통한 중금속 오염 농경지는 오랜 기간 토양오염물질이 잔류하

게 되어 농작물, 지하수, 실외공기, 실내공기와 같은 2차 오염경로를 통해 토양 주변 거주 농민뿐만 아니라 농작물을 섭취하는 외부인의 건강에까지 심각한 위해를 입힌다.

또한 토양 매체는 다른 환경매체(물, 대기 등)와 달리 외부로 노출되는 부분이 제한되어 있어 상대적으로 오염 상태를 확인하기에 어려운 점이 있고, 다공질의 특성을 갖고 있어 흡착과 느린 탈착 등의 이유로 토양 복원에 많은 비용과 시간이 소요되어 경제적으로 많은 부담이 따르기 때문에 위해성평가를 기반으로 합리적인 정화목표를 설정할 필요가 있다(Park et al., 2012; An et al., 2007). 위해성평가는 중금속의 존재 및 오염도를 평가할 뿐만 아니라, 중금속에 노출됨에 따라 발생 가능한 인체영향에 대한 정도와 심각성을 정량적으로 평가하여 오염물질의 관리 및 오염환경 복원 전략에 있어 매우 중요하다(Lee et al., 2007; Jeon et al., 2009).

주저자: 이보배, 석사과정

공저자: 조영태, 박사

\*교신저자: 박정훈, 교수

Email: parkjeol@jnu.ac.kr

Received : 2023. 10. 11 Reviewed : 2023. 10. 20

Accepted : 2023. 11. 27 Discussion until : 2024. 02. 29

미국이나 유럽 등 국외의 경우 토지이용별 토양질 기준이나 정화목표 설정 등을 다양하게 설정하여 위해성평가 모델들을 개발하고 활용하고 있다. 오염 토양 위해성 평가방법을 가장 활발하게 사용하고 있는 미국의 경우 1980년부터 시작된 Superfund 프로그램이 수정·보완되면서 위해성평가 지침(RAGS; Risk Assessment Guidance for fund)을 마련 및 보완해 나가고 있다. 영국의 경우 1993년도부터 오염토지노출평가(CLEA) 모델을 통해 오염물질을 추정하고 오염물의 노출량을 예측하는 데 활용되고 있다. 그 밖에도 네덜란드의 CSOIL(RIVM, 2001), 덴마크의 CETOX(Kulhanek et al., 2005)의 위해성 평가 모델이 개발 및 활용되고 있다(Lee et al., 2015; Lim et al., 2016).

국내의 경우 1990년대 중반 토양 위해성평가의 중요성이 인식되면서 위해성평가에 포함되는 세부 변수에 대한 연구가 시작되었다. 이후 지속적인 연구를 통해 국내 특성에 적합한 변수를 도출하였고, 환경부는 2006년 9월 토양오염물질 위해성평가 지침을 제정하여 토양오염 위해성평가를 위한 법적 근거를 마련하였다(Shin et al., 2021).

현재 토양오염물질 위해성평가지침에서 실외 비산먼지경로의 인체노출량(ADE) 산정을 위해 적용되는 대기 실외 공기내 먼지량은 TSP 항목값을 적용하도록 하고 있다. 이 실외 공기내 먼지량을 정의하자면 대기환경보전법에서의 ‘먼지’란 대기 중에 떠다니거나 흩날려 내려오는 입자상 물질을 말하며, 일정한 배출구 없이 대기 중에 직접 배출되는 경우를 ‘비산먼지’라 하고 있다. 비산먼지는 일반적인 먼지와 마찬가지로 입자 크기(직경)에 따라 TSP(Total Suspended Particles, 총 입자상 물질), PM10(Particulate Matter-10, 미세먼지), PM2.5(Particulate Matter-2.5, 초미세먼지)로 구분된다. TSP는 지름이 50  $\mu\text{m}$  이하인 대기 중에 부유하는 총 먼지이고, PM10은 지름이 10  $\mu\text{m}$  이하인 미세먼지로 건물 및 건물해체, 석탄 및 석유연소, 산업 공정, 비포장도로 등에서 발생하는 것이다. PM2.5는 지름이 2.5  $\mu\text{m}$  이하인 초미세먼지로 주로 대기 중 화학반응을 통해 발생하는 것으로 석탄, 석유, 휘발유, 나무의 연소, 제련소 등에서 발생한다(MOE, 2020).

위해성 평가지침에서는 실외 공기내 먼지량(TSP)를 대기 실측값 또는 고정먼지량 0.07  $\text{mg}/\text{m}^3$ (실측값 없을 경우)을 적용하도록 되어있다. 하지만 이러한 지침이 있음에도 불구하고 일부 인자들은 위해성평가 적용에 있어 국내 실정에 적합하지 않아 정확한 평가를 내리기에 어려움이 존재한다. 오염된 토양에 적절한 평가를 내리기 위해서 지속적인 연구와 제도적 지원을 통한 토양오염 위해성평가의 개선이 필요한 실정이다(Park et al., 2020; An and

Lee, 2007).

본 연구에서는 비소로 오염된 농경지를 대상으로 위해성 평가를 실시하고 피부흡수발암계수(SF<sub>abs</sub>)의 적절성을 평가하였다. 또한 현재 위해성평가 지침에서 대기 실외공기 내 먼지량은 TSP수치를 적용하여 위해성을 산정하므로 위해성평가 시 실측치 적용을 위해 국내 대부분의 대기 측정업체에서 시행하는 PM10 분석값을 TSP로 환산하여 위해성평가에 적용하는 방안 등의 연구를 통해 위해성평가의 개선사항에 대해 논의하였다.

## 2. 실험방법

### 2.1. 연구지역

본 연구에서는 울산광역시 울주군 범서읍에 위치해 있는 계단식 필지 형태의 농경지 50지점을 선정하였다(Fig. 1). 대상 농경지역은 두 개의 소하천이 합류하는 유역으로, 하천 상류 및 주변 1 km 이내에 산업단지는 존재하지 않으나 현재 운영중인 석산개발지가 5개가 산재되어 있으며, 이에 따라 조사대상지역(농경지)에 대한 토양위해성평가를 시행하였다. 조사대상 농경지의 지질은 ‘하양층군 진동층’에 포함된 것으로 파악되었으며, 중생대 백악기에 형성되었으며 대표암석은 퇴적암으로 주로 사암, 실크스톤, 셰일, 이암, 역암으로 구성되어 있다(Chang, 1975; Ryu et al., 2006).

### 2.2. 시료의 채취 및 분석

토양 내 중금속함량 측정을 위해 연구 대상 토양을 공정시험방법상의 지그재그방식(之形)의 시료채취 방법을 준



Fig. 1. Drone photography at 50 locations in the survey area.

용하여 표토(0~30 cm) 시료를 채취하였으며, 모든 토양시료는 표면의 유기물층을 제거한 뒤에 채취하였다. 채취된 50지점 시료는 폴리에틸렌 지퍼백을 통해 실험실로 운반된 뒤 「토양오염공정시험기준」에 의거하여 토양시료에 대한 중금속을 분석하였다.

### 2.3. 토양오염물질 위해성평가

환경부에서 제시한 토양오염물질 위해성평가지침을 기반으로, 위해성확인(Hazard identification), 노출평가(Exposure assessment), 독성평가(Toxicity assessment), 위험도 결정(Risk characterization) 순으로 위해성평가를 실시하였다.

#### 2.3.1. 유해성 확인(Hazard Identification)

유해성 확인은 위해성 평가 대상의 오염물질의 존재 유무와 종류, 유해성을 확인하는 단계다. 본 연구에서는 토양 내 존재하는 중금속 4종(As, Cu, Pb, Zn)을 대상으로 하였다. 이외 중금속과 유류, 불소 항목은 농도가 불검출

되어 위해성평가 대상에서 제외하였다.

#### 2.3.2. 노출평가(Exposure Assessment)

노출평가는 수용체가 환경매체를 통해 화학물질에 노출되었을 때 오염물질의 농도, 노출 빈도, 노출기간, 노출경로 등을 파악하여 노출량을 산정하는 과정이다. 토양섭취 경로는 농작물(농작물 섭취, 토양섭취, 토양 접촉), 지하수(지하수 섭취), 실외 공기(비산먼지 흡입, 휘발물질 흡입), 실내 공기(휘발물질 흡입)로 나뉘어 실행하게 된다. 본 연구에서 노출경로는 농작물섭취, 토양섭취, 토양접촉, 실외 공기에서의 비산먼지 흡입 경로로 설정하였고, 지하수 섭취 경로(상수도 또는 생수 섭취 없음)와 실외 및 실내 휘발물질흡입경로(As, Cu, Pb, Zn의 휘발계수 존재하지 않음)는 제외되었다. 또한 농업용지로 이용되고 있는 토지로 구분하여 성인과 어린이(1-6세)를 대상으로 가정하고 일일평균노출량(Average Daily Dose, ADD) 및 일일평균 노출농도(Average Daily Exposure concentration, ADE)의 식(Table 1)을 통하여 계산하였다. 식에 관한 노출인자

**Table 1.** Exposure assessment of Average Daily Dose (ADD) and Average Daily Exposure concentration (ADE)

| Media     | Exposure route | Unit              | Exposure route of human body exposure  | Abbr. |
|-----------|----------------|-------------------|--|-------|
| Crop+Soil | Intake         | mg/kg·day         | $\frac{C_s \times (BCF \times CR_p + CR_s \times CF_1) \times ABS_{GI} \times EF \times ED}{BW \times AT}$ | 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   |
| Soil      | Inhalation     | mg/m <sup>3</sup> | $\frac{C_s \times ABS_{eh} \times (TSP \times frs \times Fr) \times EF \times ED \times CF_1}{AT}$         | ADE   |

\*  $C_s$  : Exposure concentration of soil, ADD : Average daily dose, ADE : Average daily exposure concentration.

**Table 2.** Exposure factors of daily exposure assessment (for Table 1)

| Parameter                                      | Abbr.              | Unit                 | Adult   | Child |
|--|--------------------|----------------------|---------|-------|
| Consumption rate of soil                       | CR <sub>s</sub>    | mg/day               | 50      | 118   |
| Soil to skin Absorption Factor                 | AF                 | mg/cm <sup>2</sup>   | 0.07    | 0.2   |
| Exposure Skin surface area                     | SA <sub>e</sub>    | cm <sup>2</sup> /day | 4,271   | 1,828 |
| Inhalation absorption Factor                   | ABS <sub>inh</sub> | -                    | 1       |       |
| Amount of suspended particles in air           | TSP                | mg/m <sup>3</sup>    | 0.06    |       |
| Fraction of soil in suspended particles in air | frs                | -                    | 0.5     |       |
| Fugitive dust Residual rate in Respiratory     | Fr                 | -                    | 0.75    |       |
| Consumption rate of produce                    | CR <sub>p</sub>    | kg/day               | 0.47    | 0.257 |
| 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 <sub>1</sub>    | kg/mg                | 1.0E-06 |       |
| Conversion factor 2                            | CF <sub>2</sub>    | μg/mg                | 1.0E+03 |       |

**Table 3.** Exposure factors associated with heavy metals

| Parameter  | Abbreviation   | As    | Cu    | Pb    | Zn    |
|--|--|-------|-------|-------|-------|
| Fraction of contaminant absorbed in gastrointestinal tract | $ABS_{GI}$ (Unitless)                                | 0.950 | 0.570 | -     | -     |
| Dermal absorption fraction from soil                       | $ABS_D$ (Unitless)                                   | 0.030 | 0.100 | 0.006 | 0.020 |
| Bioconcentration factor                                    | BCF (mg/kg) <sub>Crop</sub> /(mg/kg) <sub>Soil</sub> | 0.002 | -     | -     | 0.046 |
| Background concentration                                   | BGC (mg/kg)  | 6.83  | 15.3  | 18.4  | 54.3  |

**Table 4.** Heavy metal toxicity reference of carcinogenic and non-carcinogenic coefficient

|                  | Parameter  | As     | Cu      | Pb     | Zn     |
|------------------|--|--------|---------|--------|--------|
| Carcinogenic     | Oral slope factor ( $SF_o$ ) mg/kg-day <sup>-1</sup>                           | 1.5E+0 | -       | 8.5E-3 | -      |
|                  | Dermal absorption Slope factor ( $SF_{abs}$ ) mg/kg-day <sup>-1</sup>          | 6.1E+1 | -       | -      | -      |
|                  | Inhalation Unit risk factor ( $URF_{inh}$ ) (μg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup> | 4.3E-3 | -       | 1.2E-5 | -      |
| Non-carcinogenic | Oral Reference dose ( $RfD_o$ ) (mg/kg-day)                                    | 3.0E-4 | 1.4E-01 | 5.0E-4 | 3.0E-1 |
|                  | Dermal absorption reference dose ( $RfD_{abs}$ ) (mg/kg-day)                   | 2.9E-4 | -       | -      | -      |
|                  | Reference concentration ( $RfC$ ) mg/m <sup>3</sup>                            | -      | 1E-03   | -      | -      |

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

| Exposure pathway | Unit              | ECR                                |
|------------------|-------------------|------------------------------------|
| Intake Crop+Soil | mg/kg·day         | $SF_o \times ADD$                  |
| Soil Contact     | mg/kg·day         | $SF_{abs} \times ADD$              |
| soil Inhalation  | mg/m <sup>3</sup> | $URF_{inh} \times ADE \times CF_2$ |

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

| Exposure route   |                  |   |
|------------------|------------------|---|
| Intake Crop+Soil | Carcinogenic     | $C_{TS} = \left[ \frac{TR \times BW \times AT}{SF_o \times (BCF \times CR_p \times ABS_{GI} + CR_s \times ABS_{GI} \times CF_1) \times EF \times ED} \right] + BGC$   |
|                  | Non-Carcinogenic | $C_{TS} = \left[ \frac{THQ \times RfD_o \times BW \times AT}{(BCF \times CR_p \times ABS_{GI} + CR_s \times ABS_{GI} \times CF_1) \times EF \times ED} \right] + BGC$ |
| 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 | $C_{TS} = \left[ \frac{THQ \times RfD_{abs} \times BW \times AT}{(AF \times ABS_D \times CF_1) \times SAe \times EF \times ED} \right] + BGC$                         |
| Soil Inhalation  | Carcinogenic     | $C_{TS} = \left[ \frac{TR \times AT}{URF_{inh} \times ABS_{inh} \times (TSP \times f_{rs} \times Fr) \times EF \times ED \times CF_1 \times CF_2} \right] + BGC$      |
|                  | Non-Carcinogenic | $C_{TS} = \left[ \frac{HQ \times RfC \times AT}{ABS_{inh} \times (TSP \times f_{rs} \times Fr) \times EF \times ED \times CF_1} \right] + BGC$                        |

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

들은 Table 2에 나타내었다.

### 2.3.3. 독성평가(Toxicity assessment)

독성평가는 용량-반응평가라고도 하며, 오염물질의 용량

에 따른 수용체의 반응에 대한 관계를 결정하는 과정이다. 환경부 토양오염물질 위해성평가 지침에서 제시된 중금속 오염물질에 대한 독성 데이터를 적용하였으며, 이를 Table 3과 4에 나타내었다.

### 2.3.4. 위해성 결정(Risk characterization)

토양오염물질이 인체에 미치는 위해도를 결정하고자 일일평균노출량(ADD)값과 지침에서 제시된 각 중금속의 발암 및 비발암 계수(Table 4)를 적용하였다. 노출경로별 발암 및 비발암 위해도는 위해도 결정식(Table 5)을 이용해 산정하였다. 이때, 피부흡수발암계수(SF<sub>abs</sub>)는 현재 USEPA에서 제시하고 있는 1.58의 값을 적용해 계산하였다. 경로별 위해도 및 오염항목별 위해도를 합산한 총발암위해도(TCR)과 총비발암위해도(HI)의 값은 각각 1E-05~1E-06과 1을 기준으로 하여, 이 값을 초과하면 위해도가 있는 것으로 판별하였다.

### 2.3.5. 정화목표치 산정

정화목표치는 오염부지의 위해도 저감 방안을 선정할 때 이용할 수 있다. 본 연구에는 총발암위해도(TCR)과 총비발암위해도(HI)가 위해성이 없는 기준(1E-06, 1 이하) 값이 나오도록 정화목표농도를 산정하였다.

### 2.4. 피부흡수발암계수(SF<sub>abs</sub>) 적용 평가

토양접촉경로에서 피부흡수발암계수(SF<sub>abs</sub>) 수치를 현행 위해성 평가에서 제시한 61과 USPEA에서 제시하고 있는 1.58을 각각 적용해 위해도를 산정하여 비교하였다.

### 2.5. TSP와 PM10 상관관계

현행 위해성평가지침의 적용기준인 총 입자상 물질(TSP)이 국내 실정에 적합한지 논의하고, TSP와 PM10의 상관관계에 관한 연구사례를 조사·토의 하였다.

## 3. 결과 및 고찰

### 3.1. 토양오염 위해성평가

#### 3.1.1. 토양노출농도

농경지를 대상으로 인체 위해성평가를 위한 토양의 중금속(As, Cu, Pb, Zn)에 대한 농도 분석 결과를 Table 7에 제시하였다. As의 경우, 7.66~55.96 mg/kg, Cu 5.56~43.76 mg/kg, Pb 10.39~26.45 mg/kg, Zn 51.34~166.01 mg/kg의 농도 범위를 보였다.

표토 50지점의 중금속 분석결과를 국내 토양 중 자연배경농도(As: 6.83 mg/kg, Cu: 15.3 mg/kg, Pb: 18.4 mg/kg, Zn: 54.3 mg/kg)와 1지역 토양오염우려기준(As: 25 mg/kg, Cu: 150 mg/kg, Pb: 200 mg/kg, Zn: 300 mg/kg)과 비교하였다. 자연배경농도와 비교 시 비소의 경우 모든 지점이 높게 나타났고, 구리 44지점, 납 15지점, 아연 49지점도 자연배경농도보다 높게 나타났다. 토양오염 우려기준과 비교 시 비소의 경우 10지점이 초과되는 것으로 조사되었고, 그 외 중금속은 우려기준을 초과하지 않는 것

**Table 7.** Exposure Concentration (Cs) and Stats of heavy metal concentration on soil (mg/kg)

|                            |                    | As    | Cu    | Pb    | Zn     |
|----------------------------|--------------------|-------|-------|-------|--------|
| Soil                       | Min                | 7.66  | 5.56  | 10.39 | 51.34  |
|                            | Max                | 55.96 | 43.76 | 26.45 | 166.01 |
|                            | Average            | 19.48 | 20.8  | 17.34 | 75.56  |
|                            | Standard deviation | 11.63 | 6.54  | 3.09  | 20.51  |
| Exposure Concentration(Cs) |                    | 22.18 | 22.32 | 18.05 | 81.33  |

**Table 8.** Average Daily Dose (ADD) and Average Daily Exposure Concentration (ADE) by Exposure Route

|    |       | Intake<br>Crop+Soil | Soil<br>contact  | Soil<br>inhalation       |
|----|-------|---------------------|------------------|--------------------------|
|    |       | ADD<br>mg/kg·day    | ADD<br>mg/kg·day | ADE<br>mg/m <sup>3</sup> |
| As | Adult | 1.01E-03            | 9.66E-07         | 1.52E-07                 |
|    | Child | 4.23E-04            | 8.67E-07         | 3.65E-08                 |
| Cu | Adult | -                   | 3.24E-06         | 1.53E-07                 |
|    | Child | -                   | 2.91E-06         | 3.68E-08                 |
| Pb | Adult | -                   | 1.57E-07         | 1.24E-07                 |
|    | Child | -                   | 1.41E-07         | 2.97E-08                 |
| Zn | Adult | -                   | 2.36E-06         | 5.58E-07                 |
|    | Child | -                   | 2.12E-06         | 1.34E-07                 |

으로 조사되었으며, 해당 농경지의 주 오염원은 비소로 판단된다.

위해성평가를 하기 위해서는 우선적으로 각 매체별 노출농도가 필요하며, 본 연구에서는 토양오염물질 위해성 평가지침에서 제시한 식(1)을 통하여 토양노출농도를 산정하였다. 이때, 연구 지역의 표토시료에 대하여 총 시료 채취개수(N), 분석된 토양 시료의 평균 농도(x), 표준편차( $\sigma$ ), t-통계 테이블에서 제시한 95% 신뢰값( $t_{95\%, df}$ )을 적용되었다. 토양노출농도는 As 22.18 mg/kg, Cu 22.32 mg/kg, Pb 18.05 mg/kg, Zn 81.33 mg/kg로 산출되었다(Table 7).

$$Cs = \text{상위 95\% 신뢰값} = x + t_{95\%, df} \frac{\sigma}{\sqrt{N}} \quad (1)$$

### 3.1.2. 노출량 산정

인체 노출량은 노출인자(Table 3, 4)와 각 매체별 노출농도(Table 7)를 노출량 산정식(Table 1)에 대입하여 Table 8에 나타내었다. 비소의 경우 토양오염물질 위해성 평가 지침에서 제시된 농작물 및 토양섭취 경로에서 일일 평균노출량을 구하기 위한 토양-식물간 축적계수(BCF)와 체내흡수계수( $ABS_{GI}$ )가 지침에 제시되어 이를 산출하였다. 나머지 항목들인 구리와 납은 토양-식물간 축적계수가 제시되지 않았으며, 또한 아연도 체내흡수계수가 ‘변동성이 큼’(수치 제시 없음)으로 위해성평가 지침에 기재되어 있어 인체 노출량 산정에서 제외하였다.

노출 경로별 노출량을 비교하면 비소의 경우 성인과 어린이에서 농작물 및 토양 섭취 > 토양접촉 > 실외 비산먼지 순으로 나타났다. 구리, 납, 아연의 경우는 성인과 어린이에서 토양접촉 > 실외 비산먼지 순으로 위해도가

높은 것으로 나타났다.

위 결과를 토대로 중금속 오염물질의 주요한 노출경로는 비소의 경우 농작물 및 토양섭취경로로 나타났고, 나머지(구리, 납, 아연)의 경우 토양접촉경로가 주요한 노출 경로라고 판단된다.

### 3.1.3. 인체 위해도 산정

발암 및 비발암 위해도를 산정하기 위해 각 중금속 오염물질별 독성자료(Table 4) 및 일일평균노출량(Table 8)을 Table 5에 제시된 산정식에 대입하여, 그 결과인 노출 경로별 위해도를 Table 9에 제시하였다. 본 연구에서는 위해성평가 지침에 따라 발암위해도(ECR)의 경우 총발암 위해도(TCR)의 값이  $1E-05$ 의 값보다 크고, 비발암위해도(HQ)의 경우 총비발암위해도(HI)의 값이 1보다 큰 값을 가질 때 인체에 위해성이 있는 것으로 평가하였다.

수용체별 발암위해도의 결과를 살펴보면 성인의 경우 농작물 및 토양 섭취  $1.51E-03$ , 토양 접촉  $1.53E-06$ , 실외 비산먼지  $6.56E-07$ 의 값으로 총발암위해도가  $1.51E-03$ 으로 산정되어 발암위해도가 있는 것으로 나타났다. 어린이의 경우 농작물 및 토양 섭취  $6.35E-04$ , 토양 접촉  $1.37E-06$ , 실외 비산먼지  $1.57E-07$ 의 값으로 총발암위해도가  $6.37E-04$ 로 산정되어 발암위해도가 있는 것으로 나타났다. 비발암위해도의 결과는 성인의 경우 농작물 및 토양 섭취 3.36, 토양 접촉  $3.33E-03$ , 실외 비산먼지  $1.53E-04$ 의 값으로 총비발암위해도가 3.37로 산정되어 비발암위해도(1)가 있는 것으로 나타났다. 어린이의 경우 농작물 및 토양 섭취 1.41, 토양 접촉  $2.99E-03$ , 실외 비산먼지  $3.68E-05$ 의 값으로 총비발암위해도가 1.41로 산정되어 비발암위해도가 있는 것으로 나타났다. 따라서 인체 위해도

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

|     |       | Intake<br>Crop+Soil | Soil<br>contact | Soil<br>inhalation | TCR &<br>HI |
|-----|-------|---------------------|-----------------|--------------------|-------------|
| ECR | Adult | 1.51E-03            | 1.53E-06        | 6.56E-07           | 1.51E-03    |
|     | Child | 6.35E-04            | 1.37E-06        | 1.57E-07           | 6.37E-04    |
| HQ  | Adult | 3.36E+00            | 3.33E-03        | 1.53E-04           | 3.37E+00    |
|     | Child | 1.41E+00            | 2.99E-03        | 3.68E-05           | 1.41E+00    |

**Table 10.** Relative contribution of exposure routes to carcinogenic and non-carcinogenic risk

|     |       | Intake<br>Crop+Soil | Soil<br>contact | Soil<br>inhalation | TCR &<br>HI |
|-----|-------|---------------------|-----------------|--------------------|-------------|
| ECR | Adult | 99.86               | 0.10            | 0.04               | 100         |
|     | Child | 99.76               | 0.22            | 0.02               | 100         |
| HQ  | Adult | 99.90               | 0.10            | 0.00               | 100         |
|     | Child | 99.79               | 0.21            | 0.00               | 100         |

**Table 11.** Relative contribution of heavy metals to carcinogenic and non-carcinogenic risks

|     |       | As     | Cu    | Pb    | Zn | TOTAL |
|-----|-------|--------|-------|-------|----|-------|
| ECR | Adult | >99.99 | -     | <0.01 | -  | 100   |
|     | Child | >99.99 | -     | <0.01 | -  | 100   |
| HQ  | Adult | >99.99 | <0.01 | -     | -  | 100   |
|     | Child | >99.99 | <0.01 | -     | -  | 100   |

산정 결과, 수용체(성인, 어린이) 모두 허용가능한 발암 및 비발암 기준을 초과하여 인체에 위해도가 있는 것으로 나타났다.

ECR과 HQ의 산정된 값을 통해 발암 및 비발암 위해도를 노출경로별 및 오염중금속별 기여율을 각각 Table 10, 11에 나타내었다. 노출경로별 발암위해도는 성인의 경우 농작물 및 토양 섭취경로에서 99.86%의 비율로 가장 큰 기여도를 나타내었고, 차레로 토양접촉 0.10%, 실외 비산먼지 0.04%의 순서의 기여율을 보였다. 어린이의 경우 농작물 및 토양 섭취경로에서 99.76%, 토양접촉 0.22%, 실외 비산먼지 0.02%의 순서로 기여율을 보였다. 노출경로별 비발암위해도는 성인의 경우 농작물 및 토양 섭취 99.90%, 토양접촉 0.10%, 어린이의 경우 농작물 및 토양 섭취 99.79%, 토양접촉 0.21%의 순서로 나타났다(Table 10). 이는 수용체 별로 보았을 때 발암 및 비발암 모두 성인 및 어린이 모두 농작물 및 토양 섭취 경로에서 가장 큰 위해도를 받은 것을 알 수 있다.

금속별 발암위해도는 성인과 어린이의 경우 비소가 >99.99% 이상의 비율로 가장 큰 기여도를 보였고, 납의 경우 <0.01%의 비율로 나타났다. 구리와 아연의 경우 발

암독성치인 경구발암독성치(SF<sub>0</sub>), 피부흡수발암계수(SF<sub>abs</sub>), 흡입단위위해도(URF<sub>inh</sub>)가 모두 존재하지 않아 발암위해도가 나타나지 않았다. 금속별 비발암위해도 또한 성인과 어린이 모두 비소에서 >99.99% 이상의 비율로 가장 큰 기여도를 보였고, 구리의 경우 <0.01%의 비율로 나타났다. 납과 아연의 경우 경구비발암참고치(RfDo)가 존재함에도 납의 토양-식물간 축적계수(BCF)와 아연의 체내흡수계수(ABS<sub>GI</sub>)의 부재로 인해 위해성이 산정되지 않아 기여도 또한 나타나지 않았다(Table 11).

따라서 위의 결과는 중금속별 발암 및 비발암 위해도의 경우 비소가 가장 큰 기여도를 나타냈다. 이는 조사항목 중에서 토양 내 비소가 유일하게 1지역 우려기준치(25 mg/kg)를 초과하여 비교적 토양 내 오염수준이 높고, 다른 중금속에 비해 노출경로별 발암독성치(SF<sub>0</sub>, SF<sub>abs</sub>, URF<sub>inh</sub>)가 모두 존재하여 위해성이 산정되었기 때문이다.

### 3.1.4 정화목표치 산정

정화목표치는 Table 6의 식을 사용하여 매체(노출경로)별 산정결과를 Table 12에 나타냈다. 위해성평가에서 인체 위해도의 판단 기준이 되는 발암위해도 기준값 1E-06

**Table 12.** Purification target concentration(mg/kg) calculated by carcinogenic risk and non-carcinogenic risk

|                  |    |       | Intake<br>Crop+Soil | Soil<br>contact | Soil<br>inhalation |
|------------------|----|-------|---------------------|-----------------|--------------------|
| Carcinogenic     | As | Adult | 6.84                | 21.36           | 40.72              |
|                  |    | Child | 6.86                | 139.27          | 148.03             |
|                  | Cu | Adult | -                   | -               | -                  |
|                  |    | Child | -                   | -               | -                  |
|                  | Pb | Adult | -                   | -               | 12161.89           |
|                  |    | Child | -                   | -               | 50616.28           |
|                  | Zn | Adult | -                   | -               | -                  |
|                  |    | Child | -                   | -               | -                  |
| Non-Carcinogenic | As | Adult | 13.43               | 6664.41         | -                  |
|                  |    | Child | 22.54               | 60691.08        | -                  |
|                  | Cu | Adult | -                   | -               | 145737.20          |
|                  |    | Child | -                   | -               | 607189.90          |
|                  | Pb | Adult | -                   | -               | -                  |
|                  |    | Child | -                   | -               | -                  |
|                  | Zn | Adult | -                   | -               | -                  |
|                  |    | Child | -                   | -               | -                  |

과 비발암위해도 기준값 1을 정화목표치 산정에 있어 목표 발암위해도(TR)와 목표 비발암위해도(THQ)로 설정하고, 주된 오염원이었던 비소의 농작물 및 토양섭취경로, 토양접촉경로, 실외 비산먼지 섭취경로에 관하여 성인과 어린이 각각의 정화목표를 산출하였다.

농작물 및 토양섭취 경로에서 비소에 대한 발암 정화목표치 산정결과, 성인은 6.84 mg/kg, 어린이는 6.86 mg/kg로 자연배경농도 수준까지 정화해야 하는 것으로 나타났으며, 이는 1지역 토양오염 우려기준보다 낮은 수치였다. 산정된 비소의 발암 정화목표치(6.84~6.86 mg/kg)는 비소의 노출농도(22.18 mg/kg)보다 낮은 수치로 발암위해도 측면에서 안전한 것으로 판단되며, 다만 자연배경농도와 유사한 목표농도임을 고려한다면 경제적인 측면에서 정화비용 등이 과다산정 될 가능성이 높다. 농작물 및 토양섭취 경로에서 비소에 대한 비발암 정화목표치를 산정한 결과, 성인 13.43 mg/kg, 어린이 22.54 mg/kg 수준까지 정화해야 하는 것으로 나타났다. 이는 자연배경농도보다는 높고, 1지역 토양오염 우려기준보다 유사하거나 낮은 수치를 나타냈다. 이는 산정된 비발암 정화목표치는 비발암 위해도 측면에서 안전한 것으로 판단되며, 또한 자연배경농도보다 높고 1지역 토양오염 우려기준과 유사한 농도를 나타내어 위해성 기반 정화목표치로 적절하다고 판단되었다. 종합하면 As의 발암 정화목표치는 상기 조건별로 산정된 발암 정화목표치 범위(6.84~6.86 mg/kg)에서 최소값인 6.84 mg/kg, 비발암 정화목표치는 상기 산정된 비발암 정화목표치(13.43~22.54 mg/kg)의 범위 중 최소값인 13.43 mg/kg가 적절하다 판단된다. 또한 토양 내 비소는 발암 정화목표치(정화목표농도)가 자연배경농도 수준으로 나와 정화비용이 과다 산출되거나 정화 기준이 부적절하여 위해성평가 인자 개선 등의 추가적인 연구를 통해 보완이 필요할 것으로 사료된다.

### 3.2. 피부흡수발암계수(SF<sub>abs</sub>) 적용 평가

현행 토양오염물질 위해성평가지침에서는 중금속 중 비소의 피부흡수발암계수(SF<sub>abs</sub>)가 61로 제시되어 있다. 조사대상부지의 비소 노출농도(Cs = 22.08 mg/kg)에서, SF<sub>abs</sub>의 값을 현재 지침에서 제시하고 있는 값인 61로 적용했을 경우, 성인 발암위해도(ECR)가 농작물 및 토양 섭취 1.51E-03, 토양접촉 5.89E-05, 실외 비산먼지 6.56E-07의 값으로 총발암위해도(TCR)가 1.57E-03로 산정되어 발암위해도가 있는 것으로 나타났다. 어린이 발암위해도(ECR)의 경우 농작물 및 토양 섭취 6.35E-04, 토양접촉 1.37E-05, 실외 비산먼지 1.53E-04의 값으로 총발암위해도(TCR)

가 6.88E-04로 산정되어 발암위해도가 있는 것으로 나타났다. 비소 노출농도가 1지역 우려지역 기준(25 mg/kg 이하)임에도 발암위해도가 있는 것으로 나타났다.

토양오염물질 위해성평가 지침의 피부흡수발암계수(SF<sub>abs</sub>)는 미환경보호국(USEPA) 지침에서도 제시되어 있으며, 해당 계수를 산출하는 식은  $[SF_{abs} = SF_o / ABS_{GI}]$ 로 국내 지침과 미 EPA가이드북 모두 동일하게 기재되어 있다. 국내 지침에서 2006년, 2009년 SF<sub>o</sub>와 ABS<sub>GI</sub> 값이 1.5와 0.95로 대입한 값인 1.58로 제시되어 있었으나 2011년 국내 지침이 개정됨에 따라 1.58의 값은 삭제되고 61로 현재까지 유지되어지고 있다. 해당 수치는 정확한 출처를 찾기 어려우며 위해성평가 시 과대평가될 우려가 있으므로 현행 지침상의 61의 값보다는 1.58의 값이 더 적절하다고 판단된다. 이에 따라 상기 조사대상부지 위해성평가 시에는 수정된 SF<sub>abs</sub>값인 1.58을 적용하여 산출하였다.

최근 토양오염 위해성과 관련되어 발표된 논문(Park et al., 2020; Shin et al., 2021)에서 자연배경농도를 노출농도(Cs)로 적용하고 토양접촉경로의 피부흡수발암계수인 SF<sub>abs</sub>를 현재 지침제시된 61로 산정한 경우, 산정된 발암위해도가 위해성 평가기준(1E-05~1E-06) 대비 약 3배 이상의 높은 수치를 보였다고 보고하였다. 또한 동일 조건에서 산정한 비소의 정화목표치(정화목표농도)가 1지역 토양오염 우려기준보다 현저히 낮게 산정되어 위해성 평가 시 정화목표치가 과대산정될 우려가 있어 위해성평가에 적용할 시 일부 계수 및 인자들을 수정·적용할 필요가 있음을 보고하였다. 토양오염 우려기준은 사람의 건강·재산이나 동물·식물의 생육에 지장을 줄 우려가 있는 토양오염의 기준으로써 이보다 훨씬 낮은 농도의 정화는 경제성이 떨어지고 오염도(위해도)가 과대 평가될 가능성이 있다.

조사대상지역 평가결과 및 기존 연구사례를 종합해 보면 위해성평가지 적용하는 피부흡수발암계수(SF<sub>abs</sub>)에는 1.58이 보다 적절할 것으로 판단된다.

### 3.3. 비산먼지 경로 적용 기준평가(PM10 및 TSP)

현행 토양오염물질 위해성평가지침에서 실외 비산먼지 흡입 경로에서 인체노출량(ADE) 산정시 Table 1에 기재된 식에 따라서 대기 실외 공기내 먼지량을 구하기 위하여 TSP 수치를 적용하여 위해성을 산정하고 있으며, 이때 실측값 또는 0.07 mg/m<sup>3</sup>을 적용하도록 되어있으나 국내 현실이나 효율성 측면에서 부적합한 측면이 있다.

현재 국내 대부분의 대기 측정업체에서는 PM10과 PM2.5 분석을 시행하고 있으며, 이는 국민의 건강 및 복지 등을 고려한 정책결과로 보인다. 과거 90년대까지는

**Table 13.** PM10 & TSP correlation case analysis

| Area     |   | PM10 range<br>(TSP range)    | PM10-TSP correlation<br>(x=PM10, y=TSP)     | R <sup>2</sup> |
|----------|---|------------------------------|---|----------------|
| 국내<br>사례 | 교외 지역 <sup>1)</sup><br>(대구경산)                       | 38~124<br>(58~177)           | $y = 1.37x + 3.15$                          | 0.95           |
|          | 주거 지역<br>(대구대명동)                                    | 46~146<br>(77~228)           | $y = 1.41x + 6.06$                          | 0.96           |
|          | 상업 지역<br>(대구삼덕동)                                    | 47~166<br>(89~231)           | $y = 1.37x + 9.59$                          | 0.9            |
|          | 상업 지역 <sup>2)</sup><br>(서울동작구)                      | 47~176.4<br>(19.1~335.5)     | $y = 2.02x - 19.35$                         | 0.69           |
|          | 공업 지역<br>(대구노원동)                                    | 69~187<br>(109~260)          | $y = 1.56x - 10$                            | 0.85           |
|          |   |                              | $y = 2.78x + 30.97$                         | 0.9            |
|          | 주거 지역 <sup>3)</sup><br>(Lakhanpur, Indo)            | 40.8~171.9<br>(72.3~497.1)   | $y = 3.03x + 23.09$<br>$y = 3.23x - 7.84$   | 0.94<br>0.84   |
| 해외<br>사례 |   |                              | $y = 3.70x - 13.96$                         | 0.72           |
|          |   |                              | $y = 3.70x - 101.81$                        | 0.92           |
|          | 광업 지역<br>(Lakhanpur, Indo)                          | 102.5~425.6<br>(338.8~799.8) | $y = 4.76x - 301.62$<br>$y = 2.94x + 35.47$ | 0.86<br>0.82   |
|          |   |                              | $y = 2.70x - 38.73$                         | 0.77           |
|          | 상업 지역 <sup>4)</sup><br>(Shariati Street, Iran)      | 86.3~149.5<br>(168.4~319.9)  | $y = 2.30x - 18.86$                         | 0.92           |
|          | 원자력 생산단지 <sup>5)</sup><br>(HANFORD 200 mettwr, USA) | 12 ~ 22<br>(15~41)           | $y = 2.44x - 1.93$                          | 0.8            |
|          | 통합 지역 <sup>6)</sup><br>(SAPALDIA, SWISS)            | 10 ~ 33<br>(15~46)           | $y = 1.67x - 2$                             | 0.72           |
|          | 항구 지역 <sup>7)</sup><br>(Tuticorin, India)           | 30~120<br>(50~300)           | $y = 1.37x + 56.79$                         | 0.48           |

1) Choi and Baek, 1998

2) Kim et al., 2004

3) Chauha, 2004

4) Kermanilet et al., 2003

5) Schwartz et al., 2004

6) Monn et al., 1995

7) Sivaramasundaram and Muthusubramanian, 2009

환경정책기본법 시행령 [별표1]에서 입자상물질의 대기환경기준을 먼지 입자의 크기를 세분화하지 않고 TSP 항목으로 설정하였으나, 2001년 이후 현재까지 동법 시행령의 [별표1] 환경기준에는 미세먼지(PM-10) 및 초미세먼지(PM-2.5) 항목으로 세분화된 기준이 적용되고 있다(MOE, 2023).

인체유해성 측면에서 미세먼지가 인체 및 동식물에 미치는 영향에 관한 여러 연구를 통해 10 µm 이하의 입자인 미세먼지(PM10) 및 2.5 µm 이하의 초미세먼지(PM2.5)가 인체에 더 유해한 영향을 미치고 있었고, 10 µm 이상의 입자인 총부유물질은 폐포부가 아닌 기도 표면에서의 입자침착으로 대략 수 시간 안에 호흡기계 밖으로 제거되고 10 µm 이하의 입자인 PM10, PM2.5의 입자제거 속

도는 매우 느리고 수개월이 걸리는 것으로 밝혀졌다(Kim, 2019).

또한 대기오염기준이 PM10으로 바뀐에 따라 TSP보다는 PM10을 기반으로한 연구 및 분석이 대부분 이루어지고 있다. 수집되는 많은 데이터들이 PM10으로 제시되는 경우가 많아 향후 토양오염물질 위해성평가지침에서 TSP 보다는 PM10 단위로 적용하는 것이 적합할 것으로 판단 된다.

그럼에도 현재 고시된 토양오염물질 위해성평가지침에서 TSP 수치를 준용하기에 위해성평가를 위해서 PM10을 TSP로 환산하는 절차가 필요하다. TSP 관련 연구는 대부분 2000년대 초반 이전에 이루어졌기 때문에 1993~2003년 중 대기 연구(측정자료) 및 이를 바탕으로 도출한

TSP와 PM10간의 연관 관계식을 Table 13에 정리하였다. 이러한 측정자료 및 관계식들은 측정기간 및 지역이 각각 달라 직접 비교는 어려우나, Choi and Beak, 1998의 논문 따르면 유사한 지리적 특성을 가지고 있는 지역에서 측정된 부유먼지 농도 자료 간에는 측정방법간의 상이성, 계절적 및 지역적 특성으로 인하여 측정값 자체에서 절대적인 차이가 어느 정도 존재함에도 불구하고, 측정된 먼지농도 자료들 간의 유사성이 나타나기 때문에 본 연구에서는 기존 유사연구(측정)사례를 환산식 기초 자료로 활용하였다.

TSP와 PM10 연관관계식은 해외사례(핵으로 오염된 지역이거나 항구 지역)에서 도출된 연관 관계식보다는 국내 사례를 우선하고, 여기에 조사지역과 지형적으로 비슷한 조건에서 도출된 TSP와 PM10간의 연관관계식을 적용하였다. 이에 따라, 국내사례 중에 지리적 특성과 PM10 범위를 고려했을 시 교외지역인 대구 경산의 PM10-TSP 연관관계식이 조사지역의 위해성평가와 호환성 있는 것으로 판단 적용하였다. 실외 비산먼지 흡입경로의 비산먼지 TSP를 각각 현장 PM10 실측값을 TSP로 환산한 값을 적용하거나, 현재 지침의 TSP값을 바로 적용하고 이를 비교하였다. 현장 PM10 실측값( $41.158 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )에서 상기 연관관계식(교외, 대구경산 사례)을 적용하여 환산한 TSP는  $0.06 \text{ mg}/\text{m}^3$  이었으며, 이때 실외 비산먼지 흡입 경로 발암위해도는  $6.56\text{E-}07$ 로 나타났다. 지침에 제시된 TSP값(실측값이 존재하지 않을 경우  $0.07 \text{ mg}/\text{m}^3$ )을 적용하면 비산먼지 흡입 경로 발암위해도가  $7.65\text{E-}07$ 로 약간 높게 나타났다. 또한 비발암위해성의 경우에도 지침상의 값을 적용했을 때 실외 비산먼지 흡입경로에서 비발암위해도가  $1.79\text{E-}04$ 로 나타났으며, 실측값 적용시 비발암위해도가  $1.53\text{E-}04$ 의 값으로 지침상의 값이 약간 높으나 유사한 수치가 나타났다. 어린이의 발암 및 비발암 위해도도 이와 같은 양상을 보였다.

현장 PM10 실측값을 Table 13에 제시된 국내 연구사례 중에서 상관관계수( $R^2$ )이 0.8 이상인 4가지 분류지역(교외, 주거, 상업, 공업 지역)에 적용하여 지침에 적용되는 TSP로 환산하였다. 이때 환산된 TSP는 각각 교외지역  $0.06 \text{ mg}/\text{m}^3$ , 주거지역  $0.06 \text{ mg}/\text{m}^3$ , 상업지역  $0.07 \text{ mg}/\text{m}^3$ , 공업지역  $0.05 \text{ mg}/\text{m}^3$ 로 나타났으며, 조사대상부지의 대기 실측값(PM10) 수준에서는 지역별 관계식 적용에 따른 TSP값이 유사하였다. 지침상의 TSP값은 환산적용식을 통해 PM10으로 역산해 보면 교외지역  $48.80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 주거지역  $45.40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 상업지역  $44.10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 공업지역  $51.20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 의 값으로 나타났다. 이는 2021 국내 대기환경연보

에 의하면 연평균 도시별 대기 PM10의 범위( $20\sim 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )에 해당된다(MOE, 2023). 즉, 일반적인 조사 지역에 대해서는 현재 제시된 TSP( $0.07 \text{ mg}/\text{m}^3$ )가 PM10 값과의 관계식에서 도출된 값과 유사하였다.

대기중 비산먼지 농도가 높은 특성을 가지는 조사지역 일 경우를 가정하면 Table 13의 국내연구 사례중 공업지역에서 측정된 가장 높은 PM10값인  $187 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Choi et al., 1998)을 적용했을 시 환산된 TSP는 교외지역  $0.26 \text{ mg}/\text{m}^3$ , 주거지역  $0.27 \text{ mg}/\text{m}^3$ , 상업지역  $0.27 \text{ mg}/\text{m}^3$ , 공업지역  $0.28 \text{ mg}/\text{m}^3$ 으로 현행지침에 제시된 TSP값( $0.07 \text{ mg}/\text{m}^3$ )보다 3.70~4.02배의 차이가 나타났다. 이때, 교외지역 TSP값인  $0.26 \text{ mg}/\text{m}^3$ 을 위해도 산정에 적용시 성인의 경우 실외 비산먼지 흡입경로의 발암위해도가  $2.84\text{E-}06$ , 비발암위해도가  $6.64\text{E-}04$ 였으며, 어린이의 경우 발암위해도가  $6.82\text{E-}07$ , 비발암위해도가  $1.59\text{E-}04$ 의 값으로 나타났다. 상기 PM10값( $187 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )을 TSP로 환산하여 실 적용 하였을 경우 현행 지침에 제시된 TSP값을 적용한 경우보다 실외 비산먼지 흡입경로의 위해도가 3.71배 더 크게 나타났다. 이렇게 국내 실정상 현장 실측값을 적용하고자 하는 경우는 측정된 PM10값을 TSP로 환산하여야 하는 번거로움이 있으며, 또한 실측값을 적용하지 못하는 경우(TSP  $0.07 \text{ mg}/\text{m}^3$  적용시) 조사대상지역 특성을 반영하지 못하여 실외 비산먼지 흡입경로에 대한 위해도가 과소 평가될 가능성이 있다.

따라서 현장특성을 반영한 토양오염물질 위해성평가를 위해서는 실외 비산먼지 흡입경로의 위해성 산정방법에서, 대기 부유물질 농도를 기존 TSP보다 현재 현장실측에서 사용되고 있는 PM10을 적용하는 산정식으로 개선하거나, 현장특성을 고려하여 실측된 PM10값 등을 적용할 수 있도록 위해성 평가 지침의 개선이 요구된다.

#### 4. 결 론

본 연구는 농경지를 대상으로 노출경로를 설정하여 중금속 4종(As, Cu, Pb, Zn)에 대해서 위해성평가를 실시하였다. 또한 현행 위해성평가지침의 피부흡수발암계수( $\text{SF}_{\text{abs}}$ ) 및 실외 공기내 먼지량(TSP) 인자에 관한 검토를 통해 위해성평가의 개선이 필요한 사항에 대해 논의하였다.

1) 농작물 및 토양 섭취 경로에서 비소의 총발암위해도(TCR)가 성인  $1.51\text{E-}03$ , 어린이  $6.37\text{E-}04$ 로 발암 위해도가 있는( $1\text{E-}05$  초과) 것으로 나타났다. 총비발암위해도(HI)는 성인 3.37, 어린이 1.42로 비발암 위해도가 있는( $1$  초과) 것으로 평가되었다.

2) 비소의 발암 정화목표치의 경우 성인 6.84 mg/kg, 어린이 6.86 mg/kg으로 산정되었으며, 비발암의 정화목표치는 성인 13.43 mg/kg, 어린이 22.54 mg/kg으로 나타났다.

3) 토양접촉경로 중 비소( $C_s = 22.18 \text{ mg/kg}$ )에 대해서 현행 위해성 평가지침의 피부흡수발암계수 61을 적용할 경우 TCR이 성인  $1.57\text{E-}03$ , 어린이  $6.88\text{E-}04$ 의 값으로 1지역 우려지역 기준( $25 \text{ mg/kg}$  이하)임에도 발암위해도가 나타났다. 이는 추후 국내 토양 기준에 적합한 위해성 평가 인자에 대한 추가 연구가 필요하다고 판단된다.

4) 실측한 PM10을 위해성평가에 적용하기 위해서 적절한 연관관계식을 사례연구 등을 통해 TSP를 도출하였으며, 도출된 TSP값을 적용하여 비산먼지 흡입경로의 발암 및 비발암 위해도를 산정하였다. 이는 지침에서 제시된 TSP값을 적용하여 구한 위해도와 유사하게 나타났다. 또한 국내연구 사례 중 측정된 가장 높은 PM10값( $187 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )을 적용하여 발암 및 비발암 위해도를 산정하였을 때, 현행 지침에 제시된 TSP값을 적용하여 구한 위해도보다 3.71배 더 크게 나타났다. 이는 TSP  $0.07 \text{ mg}/\text{m}^3$ (현행 지침) 적용시 조사대상의 특성을 반영하지 못한 것으로 대기 부유물질 농도를 기존 TSP보다 현재 현장실측에서 사용되고 있는 PM10을 적용하는 산정식으로 개선하거나, 현장특성을 고려하여 실측된 PM10값 등을 적용할 수 있도록 위해성평가 지침의 개선이 필요하다고 사료된다.

## 사 사

이 논문은 전남대학교 연구년교수 연구비(과제번호: 2023-0105-01) 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.
- An, Y.J. and Lee, W.M., 2007. Comparative study on exposure factors for risk assessment in contaminated lands and proposed exposure factors in Korea, *J. Soil Groundwater Environ.*, **12**(1), 64-72.
- Chang, K.H., 1975. Cretaceous stratigraphy of southeast Korea, *J. Geo. Soc. Korea*, **11**(1), 1-23.
- Chaulya, S.K., 2004. Assessment and management of air quality for an opencast coal mining area, *J. Environ. Manage.*, **70**(1), 1-14.
- Choi, J.S. and Baek, S.O., 1998. Relationships between TSP and PM10 Concentrations in the Ambient Atmosphere, *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, **14**(1), 1-10.
- Jeon, H.T., Hamm, S.Y., Cheong, J.Y., Ryu, S.M., Jang, S., Lee, J.H., and Lee, S.H., 2009. Risk assessment of groundwater and soil in Sasang industrial area in Busan metropolitan city, *J. Eng. Geo.*, **19**(3), 295-306.
- Kermani, M., Nadafi, K., Shariat, M., and Mesbah, A.A.S., 2003. Chemical composition of TSP and PM 10 and their relations with meteorological parameters in the ambient air of shariati hospital district, *Iran. J. Public Health*, **32**(4), 68-72.
- Kim, H.T., Chun, Y.S., and Lee, S.S., 2004. Characteristics of TSP and PM10 concentrations in Seoul in the springtime of 2003, *Korean J. Atmos. Sci.*, **40**(5), 587-602.
- Kim, S.C., 2019. Investigation of the concentration of PM2.1 & PM10 and alveolar deposition ratio, *J. Environ. Health. Sci.*, **45**(2), 126-133.
- Lee, J.S., Kim, Y.N., and Kim, K.H., 2010. Suitability assessment for agriculture of soils adjacent to abandoned mining areas using different human risk assessment models, *Korean J. Soil Sci. Fert.*, **43**(5), 674-683.
- Lee, J.S., Kwon, H.H., Shim, Y.S., and Kim, T.H., 2007. Risk assessment of heavy metals in the vicinity of the abandoned metal mine areas, *J. Soil Groundwater Environ.*, **12**(1), 97-102.
- 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., Yun, S.T., and Kim, S.O., 2016. Study on soil extraction methods for the human health risk assessment of crop intake pathway around abandoned metal mine areas, *J. Soil Groundwater Environ.*, **21**(6), 56-66.
- MOE (Ministry of Environment), 2021. Scattering dust management manual, 5.
- MOE (Ministry of Environment), 2023. Yearbook of Atmospheric Environment, 76-78.
- MOE (Ministry of Environment), [Enforcement on July 4, 2023] [Presidential Decree No. 33591, partially revised on June 27, 2023], Enforcement Decree of the Framework Act on Environmental Policy [Appendix 1].
- Monn, C.H., Braendli, O., Schaeppi, G., Schindler, C., Ackermann-Liebrich, U., Leuenberger, P.H., and Team, S., 1995. Particulate matter < 10  $\mu\text{m}$  (PM10) and total suspended particulates (TSP) in urban, rural and alpine air in Switzerland, *Atmos Environ.*, **29**(19), 2565-2573.
- Park, G.Y., 2012. Study on the improvement of soil pollution management, Konkuk University, 122.

- 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.
- Ryu, I.C., Choi, S.G., and Wee, S.M., 2006, An inquiry into the formation and deformation of the cretaceous Gyeongsang (Kyoongsang) basin, Southeastern Korea, *Econ. Environ. Geol.*, **39**(2), 129-149.
- Schwartz, T. and Fitz, B.G., 2004, Dust Monitoring on the Hanford Site: An Investigation into the Relationship Between TSP, PM-10, and PM-2.5, J. Undergrad. Res., 4.
- Shin, D., Park, S.J., Jo, Y.T., Bong, J.E., and Park, J.H., 2021, Risk assessment for soil contamination warning standard and soil background concentration, *J. Soil Groundwater Environ.*, **26**(3), 37-49.
- Sivaramasundaram, K. and Muthusubramanian, P., 2010, A preliminary assessment of PM 10 and TSP concentrations in Tuticorin, India. *Air Quality, Atmosphere & Health*, **3**, 95-102.