

# 유류오염부지 시범적용을 통한 실외공기 오염물질흡입 노출경로에 대한 부지특이적 노출량 산정 방안에 대한 고찰

김상현<sup>1</sup> · 정현용<sup>1</sup> · 정부윤<sup>1</sup> · 노회정<sup>2</sup> · 김현구<sup>2</sup> · 남경필<sup>1,\*</sup>

<sup>1</sup>서울대학교 건설환경공학부

<sup>2</sup>국립환경과학원

## Study on the Exposure Assessment Methodology for Outdoor Air Inhalation Pathways in Site-specific Risk Assessment and Its Application in a TPH-contaminated Site

Sang Hyun Kim<sup>1</sup> · Hyeonyong Chung<sup>1</sup> · Buyun Jeong<sup>1</sup> · Hoe-Jung Noh<sup>2</sup> · Hyun-Koo Kim<sup>2</sup>  
Kyoungphile Nam<sup>1,\*</sup>

<sup>1</sup>Department of Civil and Environmental Engineering, Seoul National University, Seoul 08826, Korea

<sup>2</sup>National Institute of Environmental Research, Incheon 22689, Korea

### ABSTRACT

Exposure assessment methodology for outdoor air inhalation pathways (i.e., inhalation of volatile compounds and fugitive dust in outdoor air) was investigated. Default values of several parameters currently used in Korea (e.g., Q/C; inverse value of concentration per unit flux, and fr<sub>s</sub>; soil fraction in PM10) may not be suitable and lack site-specificity, as they have been adopted from the risk assessment guidance of the United States or the Netherlands. Such limitation can be addressed to a certain degree by incorporating the volatilization factor (VF) and the particulate emission factor (PEF) with Box model. This approach was applied to an exposure assessment of a site contaminated with petroleum hydrocarbons in Korea. The result indicated that the suggested methodology led to more accurate site-specific exposure assessment for outdoor inhalation pathways. Further work to establish methodology to determine site-specific Q/C values in Korea needs to be done to secure the reliability of the exposure assessment for outdoor air inhalation pathways.

**Key words :** Outdoor air-inhalation pathway, Volatilization factor, Particulate emission factor, Box model, Site-specific exposure assessment

### 1. 서 론

토양오염물질은 휘발 또는 오염된 토양입자의 비산으로 인해 실외공기 중으로 이동할 수 있으며, 이렇게 실외공기 중으로 이동한 오염물질을 수용체가 흡입하는 것은 오염부지 위해성평가 시 고려되어야 할 주요한 노출경로 중

하나이다. 우리나라 토양오염물질 위해성평가지침(환경부 고시 제2018-184호)에서도 토양 오염물질의 휘발 또는 토양입자의 비산으로 인해 실외공기 중으로 이동한 오염물질을 흡입하는 경로를 고려하도록 하고 있으며, 실외공기 휘발물질흡입과 비산먼지흡입 노출량(ADE; average daily exposure, mg/m<sup>3</sup>) 산정 방법을 제시하고 있다(KMOE, 2018). 현행 위해성평가지침에서는 두 노출경로에 대한 노출량 산정 시 기본적으로 실외공기 휘발물질 농도 및 비산먼지량을 실측할 것을 권장하고 있으며, 각 경로에 대한 노출량 산정식은 식 (1), (2)와 같다.

주저자: 김상현, 박사후연구원

공저자: 정현용, 박사후연구원; 정부윤, 박사과정; 노회정, 연구관; 김현구, 과장

\*교신저자: 남경필, 교수

E-mail: kpnam@snu.ac.kr

Received : 2020. 8. 31 Reviewed : 2020. 9. 11 Accepted : 2020. 9. 21

Discussion until : 2020. 12. 31

$$ADE = \frac{C_a \times EF \times ED}{AT} \quad (1)$$

$$ADE = \frac{C_s \times (TPS \times frs) \times EF \times ED \times 10^{-6} \text{ (kg/mg)}}{AT} \quad (2)$$

여기서,  $C_a$ 는 실외공기 휘발물질 농출농도( $\text{mg/m}^3$ ),  $EF$ 는 노출빈도( $\text{day/year}$ ),  $ED$ 는 노출기간( $\text{year}$ ),  $AT$ 는 평균시간( $\text{day}$ ),  $C_s$ 는 토양노출농도( $\text{mg/kg}$ ),  $TSP$ 는 실외공기 내 먼지량( $\text{mg/m}^3$ ),  $frs$ 는 실외비산먼지 내 토양비율( $\text{unitless}$ )이다. 현행 지침에는 비산먼지흡입 노출량 산정식에 호흡기 내 미산먼지 잔류율을 의미하는 인자인  $Fr$ 이 포함되어 있지만, 이는 독성값 도출 시 이미 반영되어 있으므로 본 연구의 식 (2)에서는  $Fr$ 을 제외하였다. 이 때,  $C_a$ 와  $TSP$ 는 각각 우리나라의 대기오염공정시험기준 ES 01115 (NIER, 2016a)와 ES 01605.2 (NIER, 2016b)에 따라 현장에서 측정하는 값이다. 단, 실측이 어려운 경우, 실외공기 휘발물질흡입 경로에 대해서는 아래 식 (3)과 같이 토양노출농도로부터 실외공기 휘발물질 농도를 예측하여 사용하는 방법을, 비산먼지흡입 경로에 대해서는  $TSP$ 의 기본값  $7.0E-02 \text{ mg/m}^3$ 을 사용하는 방법을 제시하고 있다.

$$ADE = \frac{C_s \times 1/VF \times EF \times ED}{AT} \quad (3)$$

여기서,  $C_s$ 는 토양 노출농도( $\text{mg/kg}$ )이며,  $VF$ 는 휘발계수( $\text{m}^3/\text{kg}$ )로, 토양으로부터 실외공기 중으로 휘발되는 오염물질의 양을 예측하기 위한 계수이다.

하지만 현재 우리나라에서는 노출량 산정식에 필요한 대부분의 인자들에 대해 미국 United States Environmental Protection Agency (US EPA) 또는 네덜란드 National Institute for Public Health and the Environment (RIVM)에서 사용하고 있는 기본값을 차용하여 사용하고 있는데, 이로 인해 위해성평가 시 부지특이성을 반영하기 어렵다는 한계가 있다(Jung et al., 2011). 이러한 한계점을 극복하기 위해서는, 실외공기 휘발물질흡입 및 비산먼지흡입 경로에 대해 제시된 노출량 산정식과 그 인자값들의 타당성을 검토하고, 필요할 경우 부지특이성을 더 적절히 반영할 수 있는 개선된 노출량 산정 방법을 적용할 필요가 있다.

본 연구에서는 실외공기 오염물질흡입 노출경로에 대한 부지특이적 위해성평가를 위해 다양한 노출량 산정 방안을 제안하였다. 실외공기 휘발물질흡입 및 비산먼지흡입 경로에 대해 우리나라 토양오염물질 위해성평가 지침에 제시된 노출량 산정 방법과 그에 필요한 인자들을 파악하고, 산정식에 적용된 가정과 인자 기본값들의 타당성을 검토하였다. 또한, 보다 선진화된 수준의 위해성평가 기술을

보유한 US EPA에서 제시하고 있는 노출량 산정 방안을 조사하고 우리나라에의 적용 가능성을 검토하였다. 이를 바탕으로, 현행 위해성평가 지침과 US EPA 지침을 참고하여 제시된 다양한 노출량 산정 방안들을 국내 TPH (total petroleum hydrocarbons) 오염부지에 시범적으로 적용해보았다. 마지막으로, 보다 향상된 수준의 부지특이적인 위해성평가를 위해 필요한 실외공기 휘발물질흡입과 비산먼지흡입 노출량 산정 개선 방안을 제시하였다.

## 2. 실외공기흡입 노출량 산정방법

### 2.1. 실외공기 휘발물질흡입 노출량

현행 지침에서는 실외공기 휘발물질흡입 노출경로에 대해, 실외공기 휘발물질 농도를 현장에서 실측하거나(식 (1)), 토양노출농도와 휘발계수( $VF$ )를 사용하여 실외공기 휘발물질 농도를 예측하여(식 (3)) 노출량을 산정하도록 한다. 이 때  $VF$ 는 식 (4)와 같이 표현되며, 토양으로부터 오염물질의 휘발을 예측하는 항(Jury 등, 1984)과 휘발된 오염물질의 확산을 예측하는 항( $Q/C$ ), 두 부분으로 구성 되어 있다.

$$VF = \frac{Q/C \times \sqrt{(3.14 \times D_A \times T)} \times 10^{-4} \text{ (m}^2/\text{cm}^2)}{2 \times \rho_b \times D_A} \quad (4)$$

여기서,  $Q/C$ 는 단위 flux 당 오염물질의 농도의 역수( $(\text{g}/\text{m}^2\text{-s})/(\text{kg}/\text{m}^3)$ )로, 휘발된 오염물질의 확산을 예측하는 항이며,  $Q/C$ 를 제외한 나머지 부분은 오염물질이 토양으로부터 실외공기 중으로 휘발되는 것을 예측하는 항으로서,  $D_A$ 는 확산성( $\text{cm}^2/\text{s}$ ),  $T$ 는 휘발이 일어나는 시간( $\text{s}$ ),  $\rho_b$ 는 토양 용적질량( $\text{g}/\text{mL}$ )이다.  $D_A$ 는 아래 식 (5)와 같이 표현된다.

$$D_A = \frac{(\theta_a^{10/3} \times D_i \times H + \theta_w^{10/3} \times D_w) \times n^2}{(\rho_b \times K_d + \theta_w + \theta_a \times H)} \quad (5)$$

여기서,  $\theta_a$  및  $\theta_w$ 는 각각 공기 및 물로 채워진 토양 공극률( $L/L$ ),  $D_i$ 는 오염물질의 공기 중 확산성( $\text{cm}^2/\text{s}$ ),  $D_w$ 는 오염물질의 수중 확산성( $\text{cm}^2/\text{s}$ ),  $H$ 는 오염물질의 무차원 헨리상수( $\text{unitless}$ ),  $n$ 은 토양 공극률( $L/L$ ),  $K_d$ 는 토양분배 계수( $L/\text{kg}$ )이다.

현행 우리나라 위해성평가지침에서는 실외공기 휘발물질에 대한  $Q/C$ 기본값으로 US EPA에서 사용하는 기본값인  $68.18$ (US EPA, 1996)을 사용하도록 하고 있는데, 이는 US EPA에서 미국 전 지역을 기후구별로 구분하고 기상모델링을 수행하여 도출한 기본값이기 때문에 우리나라

부지 및 기상 특성을 제대로 반영할 수 없다는 한계가 있다. 현재까지 우리나라에서는 Q/C 값을 도출하는 연구가 수행된 바가 없으며, 따라서 현 수준에서 이를 합리적으로 보완하기 위해서는 위 식 (4) VF 산정식에서 Q/C를 대체할 수 있는 대기확산모델이 필요하다. 실제 US EPA에서도 전국적인 연구를 통하여 Q/C를 도입하기 전에는 오염물질의 대기 중 확산을 예측하기 위한 방안으로 Box model을 사용하였다(US EPA, 1991). Box model은 박스 형태로 가정한 공간에서 대기 중 오염물질이 확산되는 정도를 예측하는 모델로서(Ortolano, 1985), 박스 내 대기 중에서 오염물질이 균일하게 혼합되는 것을 가정하여 오염물질의 확산을 예측한다. Box model을 적용한 VF 산정식은 아래 식 (6)과 같이 표현된다.

$$VF = \frac{LS \times V \times DH \times 1,000 (g/kg)}{A} \times \frac{\sqrt{(3.14 \times D_A \times T) \times 10^{-4} (m^2/cm^2)}}{2 \times \rho_b \times D_A} \quad (6)$$

여기서, LS는 현장 풍향과 수직방향으로의 오염부지 길이(m), V는 혼합구역 내 풍속(m/s), DH는 혼합고 높이(m), A는 오염부지의 면적(m<sup>2</sup>)이다. 이 때, 혼합구역 내 풍속 V로는 평균풍속의 1/2 값을 사용하며, 혼합고 높이 DH는 2m로 설정한다(US EPA, 1991). 이러한 형태의 VF 산정식을 사용하면 휘발물질의 대기 중 확산 예측 시 오염부지의 면적과 오염부지에서의 평균풍속 등을 반영할 수 있으며, 따라서 현행 지침에 제시된 Q/C의 기본값(68.18 (g/m<sup>2</sup>-s)/(kg/m<sup>3</sup>))을 사용하는 경우보다는 부지특이적인 노출평가가 가능할 것으로 판단된다.

## 2.2. 실외공기 비산먼지흡입 노출량

비산먼지흡입 노출량 산정식 (식 (2)) 중 (TSP × frs)는 토양유래 비산먼지량(mg/m<sup>3</sup>)을 의미하는 인자이며, 토양 노출농도에 이를 곱함으로써 토양유래 비산먼지 내 오염물질 노출농도를 도출할 수 있다. 현행 지침에서는 기본적으로 오염부지 실외공기 먼지량(TSP)을 현장에서 실측하여 사용하도록 하며, 만약 실측하지 못할 경우에는 기본값인 7.0E-02를 사용할 수 있다. 하지만 이는 네덜란드 RIVM의 기본값을 그대로 가져온 것으로서(RIVM, 2007) 이를 우리나라의 상황과 비교, 분석한 결과는 없다. 비산먼지 내 토양비율을 의미하는 frs(기본값 0.5) 또한 RIVM(2007)에서 사용하는 기본값을 그대로 가져온 것인데, 이에 대한 명확한 근거는 부족한 실정이다(Hawley, 1985; RIVM, 2007). 우리나라 국가대기오염물질 배출량

보고서(NIER, 2019)에는 국내 비산먼지 발생 통계량이 매년 발표되고는 있으나, 비산먼지의 총 발생량(tons)만이 제공될 뿐, 단위부피 당 비산먼지량(mg/m<sup>3</sup>) 값이나 실외 비산먼지 중 토양비율에 대한 정보는 제공되지 않기 때문에, 현재까지는 우리나라 실정에 맞는 토양유래 비산먼지량(TSP × frs)의 기본값을 도출하는 것은 불가능하다.

한편, US EPA에서는 비산먼지흡입 노출량 산정 시 비산계수(PEF; particulate emission factor)를 이용한다(US EPA, 1996). PEF를 적용한 비산먼지흡입 노출량 산정식은 아래 식 (7)과 같으며, 이 때 PEF는 식 (8)과 같이 표현된다.

$$ADE = \frac{C_s \times I / PEF \times EF \times ED}{AT} \quad (7)$$

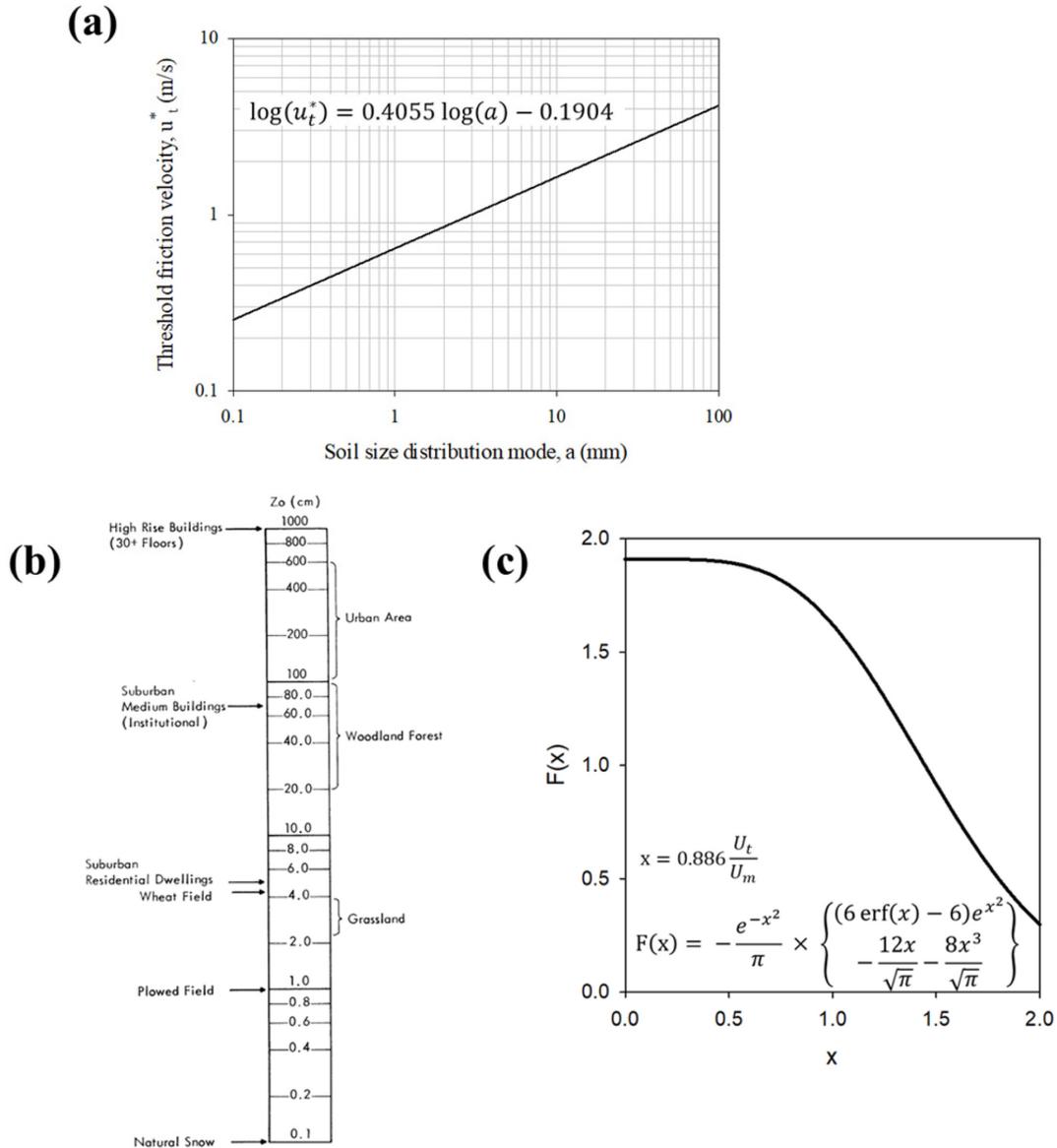
$$PEF = Q/C \times \frac{3,600 (s/h)}{0.036 \times (1-G) \times \left(\frac{U_m}{U_t}\right)^3 \times F(x)} \quad (8)$$

PEF 산정식 중 Q/C는 비산된 먼지의 대기 중 확산을 예측하는 항이며, 뒷부분은 토양입자가 비산되는 flux를 예측하는 식(Cowherd et al., 1985)이다. 하지만 VF의 경우와 마찬가지로 현재까지는 우리나라 기상특성을 반영할 수 있는 비산먼지에 대한 Q/C 값이 존재하지 않는다. 그러나, 실외휘발흡입의 경우와 마찬가지로 Box model을 이용하여 Q/C 항을 대체할 수 있으며, 이렇게 하면 아래 식 (9)와 같이 PEF를 산정할 수 있다.

$$PEF = \frac{LS \times V \times DH \times 1,000 (g/kg)}{A} \times \frac{3,600 (s/h)}{0.036 \times (1-G) \times \left(\frac{U_m}{U_t}\right)^3 \times F(x)} \quad (9)$$

여기서, LS는 현장 풍향과 수직방향으로의 오염부지 길이(m), V는 혼합구역 내 풍속(m/s), DH는 혼합고 높이(m), A는 오염부지의 면적(m<sup>2</sup>), 0.036은 비산먼지 흡입율(g/m<sup>2</sup>-h)이며, G는 오염부지 중 식생으로 덮인 면적의 비율(unitless), U<sub>m</sub>은 z cm 상공에서 측정된 현장 평균풍속(m/s), U<sub>t</sub>는 임계마찰풍속을 z cm 상공에서의 풍속으로 환산한 값(m/s), F(x)는 U와 U<sub>m</sub>의 비를 변수로 가지는 함수(unitless)이다. 이 때, U<sub>t</sub>는 임계마찰풍속을 식 (10)에 대입하여 도출할 수 있다.

$$\frac{U_t}{u_*} = \frac{1}{K} \ln(z/z_0) \quad (10)$$



**Fig. 1.** Data needed to calculate particulate emission factor (PEF). (a) Relationship between the threshold friction velocity and the mode of the soil size distribution, (b) Roughness heights for various surfaces, and (c) Graph and equation of function  $F(x)$ . All graphs are modified from Cowherd et al. (1985).

여기서,  $u_t^*$ 는 임계마찰풍속(m/s),  $K$ 는 폰 카르만 상수 (0.41, unitless),  $z_0$ 는 마찰높이(cm)이다. 임계마찰풍속  $u_t^*$ 는 토양입자의 비산이 일어나기 시작하는 마찰풍속을 의미하며, 이를 현장 마찰풍속과 비교함으로써 현장 토양 입자의 비산 potential을 예측할 수 있다(Cowherd et al., 1985). 단, 현장 마찰풍속을 직접적으로 측정하기는 어렵기 때문에  $z$  cm 상공에서 측정한 현장 평균풍속( $U_m$ )을 사용하며,  $U_m$ 과 임계마찰풍속의  $z$  cm 상공 환산값( $U_t$ )의 비( $U_m/U_t$ )를 PEF 산정식에 대입한다. 일반적으로 우리나라 기상청에서 제시하는 평균풍속 데이터는 10 m 상공에

서 측정된 값이며, 따라서 기상청 데이터를 사용할 경우  $u_t^*$ 를 10 m 상공에서의 풍속으로 환산하여 사용해야 한다. 임계마찰풍속  $u_t^*$ 는 Fig. 1a의 그래프와 같이 현장 토양 입자크기의 최빈값에 따라 결정된다. 현장 토양입자크기의 최빈값은 체거름을 통해 결정할 수 있다. 여러 개의 체를 눈금 크기 순으로 겹겹이 쌓은 뒤 현장 토양 시료를 넣어 약 20회 정도 흔든 후, 토양 시료가 가장 많이 남아 있는 체를 확인하여 토양입자크기 최빈값을 도출한다(Cowherd et al., 1985). 예를 들어, 500  $\mu$ m 눈금 체와 250  $\mu$ m 체 사이에 가장 많은 양의 토양입자가 남아

있다면 두 눈금의 평균값인 375  $\mu\text{m}$ 을 토양입자크기 최빈값으로 사용한다. 식 (10)에서 마찰높이를 의미하는  $z_0$ 는 부지 용도 및 특성에 따라 Fig. 1b를 통해 결정할 수 있으며(Cowherd et al., 1985), US EPA (1996)에서는 탁트인 지형(open terrain)에 대해 0.5 cm의 기본값을 사용하도록 하고 있다. PEF 산정식(식 (9)) 인자 중  $F(x)$ 는 Fig. 1c의 그래프 및 식을 이용하여 산정할 수 있으며, 이 때 변수  $x$ 는  $(0.886 \times U_r/U_m)$ 으로 정의된다. 위와 같이 오염부지에서 PEF를 산정하면, 현행 지침에 제시된  $(TSP \times frs)$ 의 기본값을 사용하는 경우 보다는 부지특이적으로 비산먼지흡입 노출량을 예측할 수 있을 것으로 판단된다.

### 3. 다양한 실외공기흡입 노출량 산정 방법 시범 적용

본 연구에서는 앞에서 살펴본 실외공기 휘발물질흡입 및 비산먼지흡입 노출량 산정 방법들을 국내 TPH 오염부지에서 시범적으로 적용해보았다. 시범적용 대상 오염부지는 직사각형 형태의 나대지로, 면적은 약 2,600  $\text{m}^2$  (40 m  $\times$  65 m)이다. 해당 오염부지 토양 및 실외공기의 TPH 분획별 농도를 분석하기 위해 18개 지점에서 토양 샘플을, 9개 지점에서 실외공기 휘발물질 샘플을 채취하였고, 비산먼지량을 측정하기 위해 9개 지점에서 PM10 샘플을 포집하였다(Fig. 2). 이 때, 토양의 경우, 해당 부지의 토양정밀조사 결과 오염도가 집중되어 있는 것으로 확인된 지표 하 0-1 및 1-2 m의 두 심도에서 샘플을 채취하여 분석하였다. 한 지점에 대해 두 심도(지표하 0-1 및 1-2 m)의 TPH 분획 농도의 산술평균값을 그 지점의 농도로 사용하였으며, TPH 분획이 검출되지 않은 경우에는 각 분획의 정량한계 값의 1/2을 해당 지점 및 심도에서의 농도로 간주하였다. 단, 조사한 모든 지점, 모든 심도에서 검출되지 않은 분획의 경우 오염부지 토양에 존재하지 않는 것으로 판단하였다. 토양 및 실외공기 시료의 TPH 분획 분석은 현행 위해성평가 지침에 제시된 방법에 따라 분석하였으며(KMOE, 2018), 실외공기 중 비산먼지량은 대기오염공정시험기준 ES 01605.2 (NIER, 2016b)에 따라 분석하였다. 각 지점에서 측정된 농도를 바탕으로, 상위 95% 신뢰값(95% UCL)을 결정하여 이를 TPH 분획별 노출농도(토양, 실외공기에 대해 각각  $C_s$ ,  $C_a$ ) 및 단위부피 당 비산먼지량 대포깃(TSP)으로 사용하였다. 토양에서 TPH 중 VPH (volatile petroleum hydrocarbons) aliphatic  $C_5$ - $C_8$  분획은 어느 한 지점에서조차 전혀 검출되

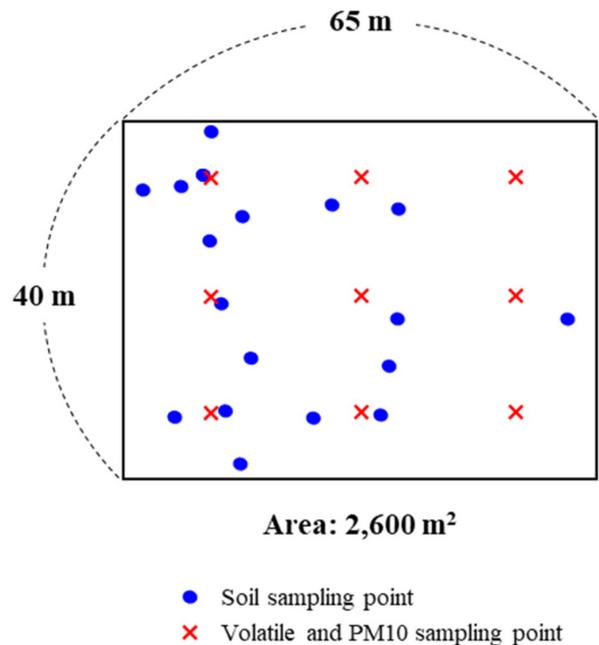


Fig. 2. Description of the target site and the sampling points for soil, volatile, and PM10.

지 않아 오염부지 토양에 존재하지 않는다고 판단하였으며, 따라서 노출농도를 산정하지 않았다. TPH VPH aliphatic  $C_9$ - $C_{12}$ 와 aromatic  $C_9$ - $C_{10}$  분획의 노출농도는 각각 3.4와 3.2 mg/kg, TPH EPH aliphatic  $C_9$ - $C_{18}$ , aliphatic  $C_{19}$ - $C_{36}$ , aliphatic  $C_{36}$ - $C_{40}$ , aromatic  $C_{11}$ - $C_{22}$ 의 노출농도는 각각 99.9, 339.1, 27.3, 85.9 mg/kg으로 산정되었다. TPH EPH(extractable petroleum hydrocarbons) 분획은 휘발성 물질이 아니기 때문에 실외공기 휘발물질흡입 경로에서는 고려하지 않았으며, 따라서 실외공기 노출농도는 TPH VPH 분획에 대해서만 산정하였다. TPH VPH aliphatic  $C_5$ - $C_8$ , aliphatic  $C_9$ - $C_{12}$ , aromatic  $C_9$ - $C_{10}$ 에 대해 실외공기 노출농도는 각각 0.0057, 0.0044, 0.0023  $\text{mg}/\text{m}^3$ 으로 산정되었다(Table 1). 또한 실외공기 중 단위부피 당 비산먼지량의 대포깃(TSP)은 5.7E-02  $\text{mg}/\text{m}^3$ 으로 결정되었다.

앞 2절에서 설명한 다양한 흡입노출량 산정 방안을 시범적으로 적용해 보기 위해 연구대상부지에서 VF와 PEF를 산정하였다. 이 때, VF는 현행 지침에 제시된 Q/C 기본값을 사용하는 식 (3)과 Box model을 적용하는 식 (5)의 두 가지 방법을 통해 각각 산정하였으며, PEF는 식 (9)에 따라 산정하였다. VF와 PEF 산정 시 필요한 인자값들 중 현장 평균풍속( $U_m$ )은 기상청 연평균풍속 데이터를 사용하였다(KMA, 2020). 현장 풍향과 수직방향으로의 오염부지 길이(LS)의 경우, 현실적으로 현장 주 풍향을

**Table 1.** Exposure concentrations of TPH fractions in soil ( $C_s$ ) and outdoor air ( $C_a$ ) at the study site

TPH fraction		Exposure concentration in soil ( $C_s$ , mg/kg)		Exposure concentration in outdoor air ( $C_a$ , mg/m <sup>3</sup> )
TPH VPH	Aliphatic	C <sub>5</sub> -C <sub>8</sub>	ND <sup>1)</sup>	0.0057
		C <sub>9</sub> -C <sub>12</sub>	3.4	0.0044
	Aromatic	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>	3.2	0.0023
TPH EPH	Aliphatic	C <sub>9</sub> -C <sub>18</sub>	99.9	NA <sup>2)</sup>
		C <sub>19</sub> -C <sub>36</sub>	339.1	
	Aromatic	C <sub>36</sub> -C <sub>40</sub>	27.3	
		C <sub>11</sub> -C <sub>22</sub>	85.9	

<sup>1)</sup> Not detected

<sup>2)</sup> Not applicable. Non-volatile fractions.

**Table 2.** Site- and chemical-specific parameters of the study site used to calculate volatilization factor (VF) and particulate emission factor (PEF)

Parameter	Description	Unit	Value
LS	Length of the site perpendicular to the wind direction	m	40
A	Area of the site	m <sup>2</sup>	2,600
$\rho_b$	Soil bulk density	g/mL	1.76
$\rho_s$	Soil particle density	g/mL	2.65
n	Soil porosity	L/L	0.34
$K_d$	Soil-water distribution coefficient	L/kg	TPH VPH aliphatic C <sub>5</sub> -C <sub>8</sub> : 3.7 TPH VPH aliphatic C <sub>9</sub> -C <sub>12</sub> : 242.5 TPH VPH aromatic C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub> : 2.9
$\theta_w$	Water-filled soil porosity	L/L	0.19
$\theta_a$	Air-filled soil porosity	L/L	0.15
$U_m$	Wind speed	m/s	3.1
$z_o$	Roughness height	cm	0.5
$u_t^*$	Threshold friction velocity	m/s	0.8
$U_t$	Equivalent threshold friction velocity at 10 m height	m/s	14.5
T	Exposure interval	s	190,000,000
$D_A$	Apparent diffusivity	cm <sup>2</sup> /s	TPH VPH aliphatic C <sub>5</sub> -C <sub>8</sub> : 4.4E-03 TPH VPH aliphatic C <sub>9</sub> -C <sub>12</sub> : 1.5E-04 TPH VPH aromatic C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub> : 6.5E-05

파악하기가 어려웠기 때문에 본 연구에서는 직사각형 형태 오염부지의 짧은 변 길이인 40 m (Fig. 2)로 설정하였는데, 이는 VF 또는 PEF의 값을 최소화함으로써 위해도가 보수적으로 산정되도록 하는 LS 값이다.  $U_m$ 과 LS를 제외한 부지 및 오염물질 특이적인 인자값들은 현장조사 결과 또는 현행 지침에 제시된 기본값을 이용하여 결정하였다(Table 2). VF는 휘발성 물질인 TPH VPH 분획들에 대해서만 산정하였는데, VF에는 오염물질 특성값이 반영되기 때문에 값이 각 분획별로 산정되며, 현행 지침에 제시된 Q/C 기본값 또는 Box model을 적용하여 산정한 VF 값들을 Table 3에 표시하였다. 그 결과, Box model을 적용할 때 보다 Q/C 기본값을 이용한 경우에 VF 값

이 다소 높았으나 큰 차이를 보이지는 않았다. PEF는 휘발성 물질이 아닌 TPH EPH 분획들에 대해서만 산정하였으며,  $1.7E+14$  m<sup>3</sup>/kg로 결정되었다. PEF에는 오염물질 특성값이 반영되지 않기 때문에 모든 TPH EPH 분획들에 대해 동일한 값을 적용한다.

시험적용 대상부지에 대해 결정된 TPH 분획별 노출농도( $C_s$  및  $C_a$ ), 실외공기 중 단위부피 당 비산먼지량(TSP), 휘발계수(VF), 비산계수(PEF) 값을 이용하여 실외공기 휘발물질흡입 및 비산먼지흡입 경로에 대한 위해도를 산정하였다. 이 때, TPH는 발암물질로 분류되지 않기 때문에 비발암위해도만을 산정하였다. 수용체는 거주지역 어린이로 설정하였으며, 따라서 노출빈도(EF), 노출기간(ED)은

**Table 3.** Volatilization factors (VF) of TPH VPH fractions at the study site

TPH VPH fraction		VF (m <sup>3</sup> /kg)	
		when default value of Q/C was used	when Box model was applied
Aliphatic	C <sub>5</sub> -C <sub>8</sub>	7.2E+02	5.0E+02
	C <sub>9</sub> -C <sub>12</sub>	3.8E+03	2.6E+03
Aromatic	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>	5.9E+03	4.1E+03

**Table 4.** Reference concentration (RfC) values provided in the risk assessment guidance for each TPH fraction (KMOE, 2018)

TPH fraction		RfC (mg/m <sup>3</sup> )
TPH VPH	Aliphatic	C <sub>5</sub> -C <sub>8</sub> 2.0E-1
		C <sub>9</sub> -C <sub>12</sub> 2.0E-1
	Aromatic	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub> 5.0E-2
TPH EPH	Aliphatic	C <sub>9</sub> -C <sub>18</sub> 2.0E-1
		C <sub>19</sub> -C <sub>36</sub> NA <sup>1)</sup>
	Aromatic	C <sub>36</sub> -C <sub>40</sub> NA <sup>1)</sup>
		C <sub>11</sub> -C <sub>22</sub> 5.0E-2

<sup>1)</sup> Not available in the Guideline (KMOE, 2018)

**Table 5.** Hazard quotients (HQ) through inhalation of volatiles estimated by various methods at the study site

TPH fraction			HQ		
			Based on measured volatile concentration	Based on prediction using VF	
				when default value of Q/C was used	when box model was applied
TPH VPH	Aliphatic	C <sub>5</sub> -C <sub>8</sub>	2.7E-02	ND <sup>1)</sup>	ND <sup>1)</sup>
		C <sub>9</sub> -C <sub>12</sub>	2.1E-02	4.3E-03	6.2E-03
	Aromatic	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>	4.4E-02	1.0E-02	1.5E-02
	Sum		9.3E-02	1.5E-02	2.1E-02

<sup>1)</sup> Not detected in soil

현행 지침에서 거주지역 어린이에 대해 제시하고 있는 기본값인 350 day/year, 6 year를 각각 적용하였다(KMOE, 2018). 비발암성물질의 평균시간(AT)은 ED에 해당되므로 6년, 즉 6 × 365 day를 적용하였다. 2절에서 제안한 다양한 노출량 산정 방법에 따라 결정된 각 TPH 분획별 노출량을 Table 4에 제시된 흡입노출참고농도(RfC, mg/m<sup>3</sup>) (KMOE, 2018)값으로 나누어 TPH 분획별 비발암위해도를 산정하였다. 최종적으로, TPH 분획별 비발암위해도를 합산하여 대상부지에서의 실외공기 휘발물질흡입 및 비산먼지흡입 경로에 대한 TPH 비발암위해도를 결정하였다.

실외공기 휘발물질흡입 경로에 대해 다양한 노출량 산정 방안을 이용해 도출된 TPH 비발암위해도 값을 Table 5에 표시하였다. TPH EPH의 경우 휘발성 물질이 아니기 때문에 실외공기 휘발물질흡입 노출경로는 고려하지 않았으며, 따라서 실외공기 휘발물질흡입 위해도는 TPH VPH 분획들에 대해서만 산정하였다. 실외공기 중 오염물질 농도를 실측한 경우, Q/C 기본값을 통해 산정된 VF를 이

용한 경우, Box model을 적용한 VF를 이용한 경우에 대해 TPH 비발암위해도는 각각 9.3E-02, 1.5E-02, 2.1E-02로 산정되었다. 모든 TPH VPH 분획에 대해, VF를 사용하여 예측된 농도를 사용하는 경우에 비해 실외공기 중 농도를 실측하는 경우에 위해도가 더 높게 산정되었다. 이는 실외공기 중 오염물질 농도를 실측하는 경우에는 오염부지 토양에서 유래한 오염물질 농도뿐 아니라, 대상부지 주변 지역에서 확산되어 온 물질의 농도까지 측정되었기 때문이라고 판단된다. 특히, TPH VPH aliphatic C<sub>5</sub>-C<sub>8</sub> 분획의 경우, 토양에서는 어느 지점에서도 검출되지 않아 VF를 사용할 경우 실외공기 휘발물질흡입 위해도가 없는 것으로 산정되나, 실외공기 중 농도를 실측한 경우 위해도가 2.7E-02로 산정되었다.

Table 6는 실외공기 비산먼지흡입 경로에 대해 다양한 노출량 산정 방안을 적용하여 도출된 TPH 비발암위해도이다. TPH VPH의 경우 휘발성 물질이기 때문에 비산먼지흡입 노출경로는 고려하지 않았으며, 따라서 비산먼지

**Table 6.** Hazard quotients (HQ) through inhalation of particulates emitted from soil estimated by various methods at the study site

TPH fraction		HQ			
		Based on (TSP × frs)		Based on prediction using PEF	
		When measured TSP was used	When default value of TSP was used		
TPH EPH	Aliphatic	C <sub>9</sub> -C <sub>18</sub>	1.4E-05	1.7E-05	2.8E-12
		C <sub>19</sub> -C <sub>36</sub>		NA <sup>1)</sup>	
		C <sub>36</sub> -C <sub>40</sub>		NA <sup>1)</sup>	
	Aromatic	C <sub>11</sub> -C <sub>22</sub>	4.7E-05	5.8E-05	9.6E-12
	Sum		6.1E-05	7.4E-05	1.2E-11

<sup>1)</sup> Not available in the Guideline (KMOE, 2018)

흡입 위해도는 TPH EPH 분획들에 대해서만 산정하였다. TPH EPH의 경우 모든 분획이 토양에서 검출되었으나, aliphatic C<sub>19</sub>-C<sub>36</sub>과 C<sub>36</sub>-C<sub>40</sub> 분획에 대한 RfC 값은 존재하지 않아 aliphatic C<sub>9</sub>-C<sub>18</sub>과 aromatic C<sub>11</sub>-C<sub>22</sub> 분획들에 대한 위해도만을 산정하여 제시하였다. 실외공기 중 비산먼지량을 실측하여 TSP를 결정하고 이를 frs 기본값과 곱하여 사용한 경우, 현행 지침의 TSP 기본값과 frs 기본값을 곱하여 사용한 경우, PEF를 사용한 경우, 각각에 대해 산정된 TPH 비발암위해도는 6.1E-05, 7.4E-05, 1.2E-11이었다. PEF를 사용했을 때에 비해 (TSP × frs)를 사용했을 때 위해도가 높게 산정되었는데, 이는 (TSP × frs)를 사용하는 것은 오염부지의 토양유래 비산먼지 발생량을 과대추정하기 때문인 것으로 판단된다. PEF를 사용하는 경우 오염부지의 평균풍속, 마찰풍속, 토양입자의 임계마찰풍속 등의 부지 특성을 반영할 수 있다는 점과, (TSP × frs)를 사용하는 경우 frs의 기본값 설정 근거가 부족하다는 점을 고려하면, PEF를 사용하는 방법이 보다 부지특이적으로 위해도를 결정할 수 있는 방법이라고 판단된다.

#### 4. 결론 및 제언

본 연구에서는 실외공기 휘발물질흡입 및 비산먼지흡입 노출경로에 대한 다양한 노출량 산정 방법들을 살펴보고, 실제 TPH 오염부지에서 이들을 적용하여 TPH 흡입위해도를 산정해보았다. 먼저 실외공기 휘발물질흡입 경로의 경우 휘발물질 농도 예측 시 사용하는 VF의 인자들 중 하나인 Q/C의 기본값이 우리나라 부지 및 기상 특성을 반영하고 있지 않았다. 휘발물질 농도를 실측하여 노출량을 산정하는 방법이 있기는 하나, 휘발물질 농도를 실측할 경우 오염부지에서 유래한 물질 뿐 아니라 타 지역에서 확산되어 온 물질의 농도까지 측정될 개연성이 있어 위해도를 과대평가할 개연성이 존재하였다. 비산먼지흡입

경로의 경우, frs 값의 현장 측정이 현실적으로 불가능하며, frs에 대해 제시된 기본값 또한 근거가 불명확한 한계점이 있었다. 반면, Box model을 적용하여 도출한 VF, PEF를 사용할 경우 이러한 한계점들을 보완할 수 있었으며, 오염부지 면적, 길이 등의 오염부지의 정보를 추가적으로 반영할 수 있기 때문에, 보다 부지특이적인 흡입노출량을 산정할 수 있을 것으로 판단되었다. 그럼에도 불구하고, Box model은 많은 가정을 통해 오염물질의 대기 중 확산을 예측하는 단순한 형태의 모델이며(Ortolano, 1985), US EPA에서는 현재 Box model 대신 보다 정교한 기상모델링을 통해 미국 전역에 대해 도출한 Q/C를 사용하고 있다(US EPA, 1996). 이처럼 우리나라에서도 기상모델링을 수행하여 우리나라 기상특성을 반영할 수 있는 Q/C 기본값을 도출하거나, 현장 기상특성을 조사하고 이를 통해 Q/C를 부지특이적으로 결정할 수 있는 방안을 제시할 수 있는 향후 연구가 수행된다면, 우리나라에서도 Q/C를 사용하여 VF, PEF를 산정함으로써 보다 향상된 수준의 부지특이적 위해성평가가 가능할 것으로 기대된다.

#### Acknowledgements

본 논문은 환경부의 재원으로 국립환경과학원의 지원을 받아 수행하였습니다(NIER-2018-03-02-004). 서울대학교 공학연구원의 기술적 지원에도 감사드립니다.

#### References

Cowherd, C., E., M.G., J., E.P., Gillette, D.A., 1985, Rapid assessment of exposure to particulate emissions from surface contamination sites. Office of Health and Environmental Assessment and Office of Research and Development, US EPA,

Washington, DC, USA.

Hawley, J.K., 1985. Assessment of health risk from exposure to contaminated soil. *Risk Anal.*, **5**(4), 289-302.

Jung, J.-W., Ryu, H., and Nam, K., 2011. Analysis on the risk-based screening levels determined by various risk assessment tools (I): Variability from different analyses of cross-media transfer rates. *J. Soil Groundw. Environ.* **16**(2), 12-29.

Jury, W.A., Farmer, W.J., and Spencer, W.F., 1984, Behavior assessment model for trace organics in soil: II. Chemical classification and parameter sensitivity. *J. Environ. Qual.* **13**(4), 567-572.

KMA (Korea Meteorological Administration), Weather Information, [https://www.weather.go.kr/weather/climate/past\\_table.jsp?stn=112&yy=2018&obs=06&x=17&y=1](https://www.weather.go.kr/weather/climate/past_table.jsp?stn=112&yy=2018&obs=06&x=17&y=1) [accessed on August 31<sup>st</sup>, 2020].

KMOE (Korea Ministry of Environment), 2018. Guidelines for risk assessment of soil contaminants.

NIER (National Institute of Environmental Research), 2015. Project on risk assessment of contaminated site and study on the advancement of risk assessment guidance.

NIER (National Institute of Environmental Research), 2016a. Sampling methods in ambient atmosphere.

NIER (National Institute of Environmental Research), 2016b. Suspended particulate matter PM10 in ambient air - Gravimetric measurement method.

NIER (National Institute of Environmental Research), 2019. National air pollutants emission.

Ortolano, L., 1985. Estimating air quality impacts. *Environ. Impact Assess. Rev.*, **5**(1), 9-35.

RIVM (National Institute for Public Health and the Environment), 2007. CSOIL 2000 an exposure model for human risk assessment of soil contamination. A model description.

US EPA (United States Environmental Protection Agency), 1991. Risk assessment guidance for superfund: Volume I - Human health evaluation manual (part B, development of risk-based preliminary remediation goals). Office of Research and Development, US EPA, Washington, DC, USA.

US EPA (United States Environmental Protection Agency), 1996. Soil screening guide: Technical background document. Office of Emergency and Remedial Response, US EPA, Washington, DC, USA.