

## 철도정비부지 내 매립된 폐기물에 의해 중금속으로 오염된 토양의 인체위해성 평가

Hatsue Minato Braatz<sup>a†</sup>, 정민정<sup>b</sup>, 문세흠<sup>c</sup>, 박진규<sup>d</sup>

### Human Risk Assessment of Soil Contaminated with Heavy Metal by Waste Reclaimed in Railway Maintenance Site

Hatsue Minato Braatz<sup>a†</sup>, Minjung Jung<sup>b</sup>, Seheum Moon<sup>c</sup>, Jinkyu Park<sup>d</sup>

(Received: Aug. 5, 2019 / Revised: Sep. 10, 2019 / Accepted: Sep. 16, 2019)

**ABSTRACT:** This study carried out a human risk assessment of Cu, Pb, Zn and Ni contained in soil contaminated by improperly buried heavy metal wastes in railway sites. The purpose of the human risk assessment is to derive the need for soil remediation and factors that should be considered during soil remediation. Risk assessment was performed in accordance with the Environment Ministry's Risk Assessment Guidelines. The results of the human risk assessment of contaminated heavy metal soil contaminated by improperly buried waste in the railway site were presented after the process of determining exposure concentration, calculating exposure, and determining carcinogenic hazards. The heavy metal content of soil is 621.3 Cu mg/kg, 2,824.5 Pb mg/kg, 1,559.1 Zn mg/kg and 45 Ni mg/kg, which is the exposure concentration of the target contaminant. The results of human exposure according to exposure pathways were high in the order of soil outdoor dust > soil ingestion > soil contact, and Pb > Zn > Cu > Ni were higher in order of contaminant. The carcinogenic and noncarcinogenic risks of soil contaminated with heavy metal waste were higher than the allowable carcinogenic risks ( $TCR > 10^{-6}$ ) and the risk index ( $Hi < 1.0$ ) suggested by USEPA. Therefore, the site needs to be remediated.

**Keywords:** Human Risk Assessment, Heavy Metal, Reclaimed waste, Railway maintenance site, Exposure Scenario

**초록:** 본 연구에서는 대규모 철도부지를 상업부지로 개발함에 따라 과거 부지 내부에 산업 폐기물 등이 부적절하게 처리되어 중금속 폐기물로 오염된 토양의 Cu, Pb, Zn, Ni 에 대한 인체 위해성 평가를 수행하였다. 위해성 평가는 토양의 복원 및 복원과정에서 필요한 고려요소를 도출하는데 주요한 과정이다. 본 연구에서는 위해성 평가를 위해 환경부 위해성평가지침을 준용하여 노출농도 결정, 노출량 산정, 발암 및 비발암 위해도를 결정하였다. 이를 통해 철도부지의 중금속 오염토양의 인체 위해성 평가 결과를 제시하였다. 노출농도 산정결과 토양내 중금속 함량은 621.3 Cu mg/kg, 2,824.5 Pb mg/kg, 1,559.1 Zn mg/kg, 45 Ni mg/kg이고, 독성금속별 인체 노출량 결과, 노출경로별로는 토양의 실외비산 > 토양섭취 > 토양 접촉 순으로 나타났으며, 오염물질별로는 Pb > Zn > Cu > Ni 순으로 나타났다. 발암위해도 평가 결과, USEPA에서 제시한 허용발암위해도( $TCR > 10^{-6}$ ) 보다 높게 나타났으며, 독성위해도(비발암성)

<sup>a</sup> 주식회사 테라썸 아시아 대표이사(CEO, TerraTherm Asia, Inc)

<sup>b</sup> 안양대학교 교양학부 조교수(Assistant Professor, College of liberal Arts, Anyang University)

<sup>c</sup> 환경부 기후변화정책관 국제협력과 사무관(Deputy Director, Ministry of Environment, Climate Change Policy Bureau, International Cooperation Division)

<sup>d</sup> (주)에코윌플러스 대표이사(CEO, Ecowillplus Co, Ltd)

† Corresponding author(e-mail: hatsuebraatz@gmail.com)

평가 결과, HI 지수(HI< 1.0)도 성인 3.5, 어린이 4.85, Cu 1.94 ~ 2.16, Pb 1.37 ~ 2.90으로 나타났다. 따라서 대상부지의 중금속으로 오염된 토양의 복원관리가 필요할 것으로 판단된다.

**주제어:** 인체위해성평가, 중금속, 폐기물 부적정 처리, 철도정비 부지, 노출시나리오

## 1. 서론

도시화와 산업화로 인한 인간의 삶의 질은 향상되었지만 무분별한 개발행위와 환경오염의 인식의 부재로 다수의 오염피해가 나타나고 있다. 중금속으로 오염된 토양은 피부접촉 및 토양입자의 섭취 등 인체에 직접 노출되거나 주변 지표수 및 지하수, 농작물을 오염시켜 간접적으로 인체에 위해를 끼칠 수 있다<sup>1,2)</sup>. 본 연구의 공간적 범위에 해당하는 철도 정비 기지는 철도차량의 정비와 정차 교통시설을 이용하는 부지이다. 과거 철도차량의 정비 및 시설운영과정에서 발생하는 산업공정 폐기물이 부지내에 매립되거나 여러 오염물질이 흩어져 비산되고 부지 곳곳에 오염물이 쌓이고 적치 되어져 왔다. 특히, 선로 하부의 오염보다는 철도차량 기지의 정비과정에서 발생하는 오염과 폐기물의 부적절한 관리에 의한 오염이 대부분이다. 최근 대규모의 철도 부지를 상업 부지로 개발하는 사업들이 진행되면서 철도부지에 대한 오염의 심각성과 개발과정에서 폐기물의 굴착과 오염토양의 정화에 대한 대책이 필요성이 대두되었다. 철도부지의 오염특성상 매립된 여러 산업폐기물로 인해서 중금속에 의해 오염된 토양이 다수 존재하며, 이는 굴착 또는 부지의 개발 철거 과정 중에 인근 주변으로 유입되어 인체나 생태에 노출될 가능성이 있다. 따라서 오염지역 내 오염물질의 존재나 처리방법 등의 오염도 평가뿐만 아니라 중금속 노출로 인해 발생할 수 있는 영향을 정량적으로 추정할 수 있도록 하는 인체 위해성 평가가 오염물질의 관리 및 오염환경 복원 전략에 있어서 상당히 중요한 과정이다. 미국 등 선진국에서는 토양오염현황 조사와 토양정책 수립 등에 활용하기 위하여 다양한 위해성 평가기법/모델을 구현할 수 있는 프로그램을 개발하고 있다<sup>3)</sup>. 우리나라는 1990년대 중반 이후위해성평가 방법과 이에 이용되는 세부적인 변수에 대

한 연구를 시작하였으며, 2006년에 환경부 토양오염 위해성 평가지침을 제정하여 인체위해성 평가를 위한 법적 기반이 마련되었다. 이러한 지침을 준용한 위해성평가는 아직 활발하게 이루어지고 있지 않지만 일부 폐광산 지역에서 중금속 오염에 대한 위해성 평가 연구가 진행되고 있다<sup>4)5)6)</sup>. 하지만 다양한 오염형태와 부지에 대한 연구는 미흡한 실정이며, 철도기지 내 중금속으로 오염된 토양에 대한 위해성 평가는 아직까지 전무한 실정이다. 오염된 토양에 대한 인체 위해성 평가는 대기 확산, 지하수, 지표수, 생태, 인체 등 다양한 매체에 대해 종합적으로 이루어져야 하므로 매우 복잡하다. 또한 토양오염은 장소 특이적인 영향이 매우 크기 때문에 그 지역의 위치(주거지, 상업지, 공업지역), 오염의 특성(자동차 이동횟수, 사람의 접촉 횟수 등)과 그 지역의 지리적 영향(예, 지표수와 지하수의 흐름, 기후조건, 토양의 성질 등)에 따라 위해성의 정도가 크게 달라진다.

따라서 본 연구에서는 대규모 철도 부지를 상업부지로 개발 사업을 진행함에 있어서 부지 내부 오염토양을 대상으로 환경부 위해성평가지침을 준용한 인체위해성 평가를 수행하였다. 오염된 토양의 인체 위해성평가를 위해서는 대상지역의 환경 및 여건을 고려한 노출경로 설정과 적합한 노출인자들이 사용되어야 한다. 이에 과거 오랜 기간 산업시설로 이용되어져 오던 부지의 중금속 오염토양 복원에 오염매체, 노출경로 등의 노출시나리오를 설정하고 복원과정 중 발생할 수 있는 노출인자를 추출하여 대상 부지에 적합한 인체위해성 평가 모델을 제시하고자 하였다. 또한 위해성 평가를 통해 폐기물 매립으로 인한 중금속 오염토양의 인체 위해성을 정량적으로 산출하고, 노출경로별, 오염물질별, 수용체별로 비교 평가하였다.

## 2. 연구 방법

### 2.1. 공간적 개요

평가대상 공간적 범위는 철도 기지이며, 주변에 철도역이 위치하고, 대형 상가시설과 병원, 빗물 펌프장 등이 위치한다. 인근에 위치한 철도역은 고속철도의 시발역이며, 교통의 중심지로서 향후 주변지역을 물류 중심의 핵심지역으로 개발 예정이다. 사업 개발 계획에 따라 사업개발 부지 내 철도시설을 철거하고 비위생적으로 부적정 매립된 폐기물 및 오염된 토양이 존재한다. 기존 정밀조사(2009년, 농어촌 공사)를 바탕으로 중금속 및 유류오염의 개연성이 의심되는 지역에 대하여 조사를 실시하였고, 그 결과 중금속 및 유류오염과 더불어 다량의 폐기물이 매립되어 있는 것으로 확인되었다. 또한 사업 부지에는 매립폐기물과 오염토양이 혼재되어 존재하며, 매립폐기물은 철도시설 운영중 건설폐기물, 생활폐기물, 산업폐기물(폐주물사, 폐석탄, 폐카바이트 등)이 부지 내 과거 시설물(건물이나 도로 등) 조성시 성토 및 기층재 등으로 재활용되었다<sup>7)</sup>고 보고하고 있다.

### 2.2. 시료의 채취 및 분석

본 연구에서는 중금속, 유류, 폐기물에 의해 오염된 부지 중 폐기물과 혼재된 오염토양의 복원을 위해 토양의 굴착과 정화 과정에서 발생될 수 있는 오염원으로부터의 인체 위해성을 평가하고자 한다. 폐기물과 오염토양이 혼재할 때에는 폐기물을 최대한 분리·선별하여 성상별로 분리하고 오염토양은 정화처리 하도록 계획하여야 한다. 따라서 본 연구에서는 대상부지 내 인체위해성 평가를 위한 시료는 오염조사도 조사 과정 중 다양한 오염형태가 존재하지만 폐기물과 혼재된 오염토양에 한정하여 평가하였다. 시료의 채취는 등간격으로 구분하여 지점(81개 지점)을 선정하고 부지 특성상 조사가 불가능한 지역을 제외한 68개 지점에 대해 시료를 채취하였다. 채취된 시료 중 오염의 징후가 있는 시료를 선별하여 24개 시료를 분석하였다. 채취한 시료는 풍건 후 파쇄하고, 눈금 간격 0.15mm로 체거름하여

사용하였다. 중금속 매립폐기물에 의해 오염된 토양의 인체위해성 평가를 위하여 대상오염물질인 중금속의 분석은 왕수추출에 의한 전함량 분석법에 기초한 토양오염공정시험기준(2009)<sup>8)</sup>의 ICPS 분석법을 사용하였다.

### 2.3. 인체 위해성 평가 방법

인체 위해성평가는 어떤 독성 물질이나 위험 상황에 노출되어 나타날 수 있는 개인 혹은 집단의 건강 피해 확률을 추정하는 과학적인 과정으로 사람이 환경적 위험에 노출되었을 경우, 발생 가능한 영향을 정성 또는 정량적으로 추정하는 과정이다. 평가는 일반적으로 유해성 확인(hazard identification), 노출평가(exposure assessment), 용량-반응 평가(dose-response assessment) 및 위해도 결정(risk characterization)의 4 단계를 통해 수행된다<sup>9)</sup>.

#### 2.3.1. 유해성 확인

유해성 확인 과정은 사람이 어떤 오염물질에 노출되었을 경우, 과연 유해한 영향을 유발시키는지 여부를 결정하는 단계로서, 그 유해 오염물질의 물리적, 화학적 성질은 파악하고 이에 따른 물질의 환경 중 이동기구 및 인체내 영향기구 등을 파악함으로써 물질이 가지고 있는 유해도를 규명하는 것이다<sup>10,11)</sup>. 본 연구의 위해성평가는 오염조사 과정에서 매립폐기물이 발견된 지역과 지점에서 폐기물의 굴착 선별을 통해 토양환경보전법이 정한 우려기준을 초과한 빈도가 높은 중금속 항목 Cu, Pb, Zn, Ni을 평가 대상으로 하였다.

위해성평가에서 노출농도 결정은 가장 중요한 사항이며, 이는 토양조사계획 및 방법 단계에서 결정된다. 분석시료의 평균농도를 기준으로 인체 위해성 평가를 위한 토양의 노출농도를 산정할 수 있다. 위해성평가의 일일노출량을 결정하는데 있어 1개의 노출농도가 필요하므로, 채택되는 노출농도는 오염부지의 오염현상을 가장 대표할 수 있는 값이 선정되어야 하기 때문이다. 일반적인 노출농도의 정의는 노출 기간 중 접촉하게 되는 농도들의 대표 평균값이라고 규정하고 있다<sup>12)</sup>. 미국 EPA에서는 현장조사 및 분석결과로부터 나타나는 오염농도의 값들이 매

우 다양하며, 이들 값들이 가지고 있는 불확실성이 발생할 수 있으므로, 위해성 평가를 위한 대표 농도로 평균값에 대한 상위 95% 신뢰구간 값(CL95%)을 노출농도로 결정하고 있다. CL95%은 식 (1) 과 같이 평균(m)과 표준편차(s), 데이터 수 (n)와 t-분포함수 값 (t-95%)으로서 산정된다<sup>13)</sup>.

$$CL_{95\%} = m + t_{95\%,df} \frac{s}{\sqrt{n}} \quad (\text{식 } 1)$$

신뢰구간(confidence intervals or confidence limits)은 일부 시료로부터 얻어지는 표본평균(sample mean)과 표본표준편차(sample standard deviation)로부터 전체 토양 모평균(population mean)이 얻어질 수 있는 범위를 규정한 것이다. 따라서 95% 신뢰구간 또는 신뢰 값이란 전체토양의 모평균은 확률분포면적 95%에 해당하는 이 값 이내에 존재한다는 의미이다. t-분포를 이용한 상위 95% 신뢰 구간 값 산정의 가정은 데이터의 분포가 정규분포(normal distribution)를 따른다는 가정 하에 산정된다. 데이터의 정규분포여부를 판단하기 위한 normality test 등이 있으나, 본 연구에서는 폐기물이 매립된 현장조건과 대표적인 최종 노출농도의 산정과정에서 충분하지 않은 시료채취 개수 등의 여러 가지 제한사항이 발생한다. 따라서 대표적인 최종 노출농도를 산정할 수 있도록 일반적 정규분포 형태를 가정하였다. t-분포를

이용한 상위 95% 신뢰 구간 값은 데이터의 분포가 정규분포(normal distribution)를 따른다는 가정 하에 산정하였다.

### 2.3.2. 노출평가

본 연구에서 고려한 사업부지 내 매립폐기물로 오염된 토양의 복원과정에서 발생될 수 있는 인체 위해성 평가 노출시나리오는 Fig. 1에 요약하였다. 노출시나리오 설정을 위해 주요 오염원은 토양 내 중금속을 고려하였으며, 오염원들로부터 농작물, 지하수, 실외 공기, 실내공기 등의 매체를 통해 오염물질이 주변으로 확산될 가능성을 확인하고, 확산 매체 중 실외공기에 의한 전이되는 것으로 노출시나리오를 설정하였다. 인체로 오염물질이 유입되는 주요 노출경로는 토양섭취, 토양 접촉, 비산먼지 흡입 등 3가지를 고려하였다. 휘발물질에 의한 공기호흡 경로는 대상 중금속 오염물질이 휘발성이 없는 오염물질이므로 노출경로에서 고려하지 않았다. 오염물질에 노출되는 수용체는 어린이와 성인으로 구분하여 적용하였다. 평가의 공간적 범위가 현재 상업, 공업 용지로 활용되고 미래에는 상업용지로 활용될 계획이며, 대도시에 위치하기 때문에 농작물에 의한 섭취는 시나리오에서 제외하였다. 또한 폐기물 매립에 의해 표토와 낮은 깊이 토양이 중금속으로 오염되어 있어 지하수 오염과 건물 내 실내 환경으로의

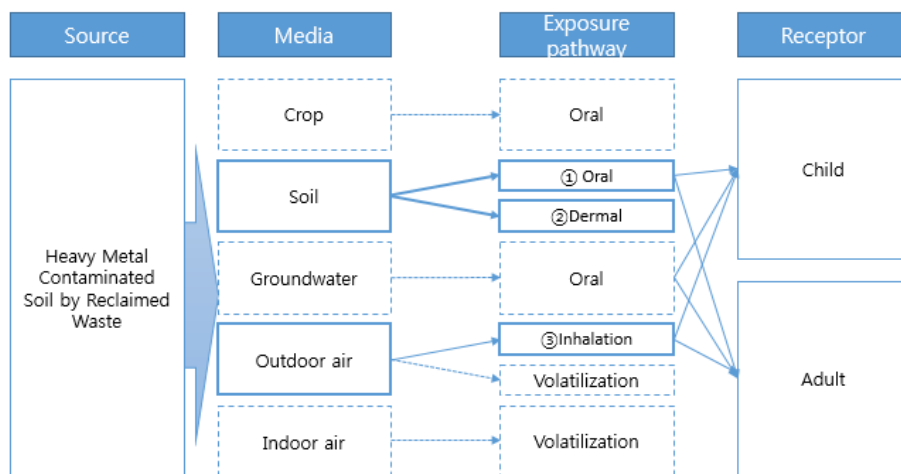


Fig. 1. Exposure scenario for human risk assessment of contaminated soil generated by waste reclaimed in railway maintenance Site.

중금속의 휘발에 의한 오염은 제한적일 것으로 판단하여 지하수의 접촉 및 섭취, 실내공기의 휘발 경로는 제외하였다. 하지만 토양의 비산은 표토의 굴착 과정에서 발생 가능하므로 비산하는 고형물 또는 미세분진은 인간에게 흡입될 수 있다. 토양이 오염되어 있을 경우 비산되는 고형물 및 미세분진에는 토양오염물질이 함유되어 있으므로 비산되는 분진 내 오염물질의 농도는 일반적으로 토양의 오염농도로부터 산정되고 있다. 미국에서는 비휘발성 유기물과 중금속 항목에 대해 비산분진을 통한 토양오염물질 노출을 고려하고 있다<sup>14)</sup>. 따라서 본 위해성평가의 노출경로는 토양의 섭취와 접촉, 복원 시 굴착과정에서 발생하는 실외 공기 비산 흡입을 노출 경로로 포함하였다.

노출평가는 오염원으로부터 파악된 독성 중금속들의 노출경로를 파악하고 인체 노출량을 정량적으로 산출하는 것이다. 각각의 노출경로에 따른 노출평가는 인체노출량인 ADD를 산출함으로써 수행할 수 있다. 각각의 노출경로별로 일일평균 노출량 ADD(average daily dose, unit: mg/kg-day)은 Table 1에서 주어진 식들을 이용하여 계산하였다. 노출 산정식에 포함된

다양한 노출인자들은 각 인자들이 나타내는 특성을 반영하여 수용체, 오염물질, 환경매질 등으로 구분하고 여러 자료를 수집하여 그 수치를 적용하였다.

Table 2의 수용체와 관련된 노출인자 중 체중(body weight, BW)은 우리나라 오염토양 위해성평가지침<sup>15)</sup>에서는 한국 노출계수 핸드북(ME)<sup>20)</sup>의 값인 성인 62.8 kg, 어린이 16.8 kg 을 제시하고 있다. 또한 노출기간 (exposure duration, ED)은 일생을 통해 오염물질에 노출되는 총 연수를 의미하는데, 미국의 경우 주거용지에서는 30년, 상업·공업용지에서는 25년을 기본값으로 제시하고 있으며(US EPA), 호주에서는 토지이용도를 구분하지 않고 30년을 기본값으로 제시하고 있다(NEPC). 그러나 한국은 대표값이 제시되기 전까지 주거지역 30년 그리고 상업·공업지역의 경우 25년을 적용할 것을 권고하고 있다.

따라서 본 연구대상지역의 지역구분(상업/공업지역)을 고려하여 성인은 25년, 어린이는 6년을 적용하였다. 평균시간(average time, AT)은 사람의 평생 동안의 노출을 고려하는 발암위해도 평가에서 중요한 인자로 노출량 산정식들에서 보는 바와 같이 평균시간이 짧으면 노출량이 증가하여 잠재적

Table 1. Equations for Calculating the Average Daily Dose of Each Exposure Pathway(Average Daily Dose)

Media	Exposure Pathway	Equation for average daily dose
Soil (mg/kg-day)	Oral	$ADD(mg/kg-day) = \frac{C_s \times (BCF \times CR_n + CR_s \times CF_1) \times ABS_{GI} \times EF \times ED}{BW \times AT}$
	Dermal	$ADD(mg/kg-day) = \frac{C_s \times (AF \times ABS_D \times CF_1) \times SAe \times EF \times ED}{BW \times AT}$
Outdoor air (mg/m <sup>3</sup> )	Inhalation	$ADE(mg/m^3) = \frac{C_s \times ABS_{=h} \times (TSP \times fr_s \times Fr) \times EF \times ED \times CF_1}{AT}$

Table 2. Exposure Factors Specified for Residents

Parameter	Unit	Value		Reference	
		Adult	Child		
BW	Body weight	kg	62.8	16.8	(15), (21)
AT	Average time	days	28689	28689	(15), (21)
ED	Exposure duration	years	25	6	(15), (21)
EF	Exposure frequency	days/year	350	350	(15), (21)
SAe	Surface area of body for dermal contact for soil	cm <sup>2</sup> /day	4271	1828	(15), (21)
AF	Soil-skin adsorption coefficient	mg/cm <sup>2</sup>	0.07	0.2	(17)
Fr	Retention of soil particles in lung		0.75	-	(22)
CRs	Intake rate of soil	mg/day	50	118	(13), (15)

발암위해도가 커지고, 평균시간이 길어지면 잠재적 발암 위해도는 작아진다. 미국, 호주, 영국 등에서는 위해성 평가시 실제 평균 수명보다 적은 70년을 권장하고 있으나 본 연구에서는 환경부 지침에서 권고하고 있는 성인 남성 기대수명인 78.6년을 평균시간으로 적용하여 일수로 환산한 28,689일을 적용하였다. 토양피부접촉체표면적(SAe)은 식 (2)에 대입하여 계산하였다<sup>16)</sup>.

$$\text{체표면적} = 73.31 \times \text{BW}^{0.425} \times \text{HT}^{0.725} \quad (\text{식 } 2)$$

미국 EPA는 성인과 어린이의 체중과 신장을 이용하여 산출된 체표면적에서 의복착용을 제외한 체표면적 25%를 토양 피부접촉체표면적(SA<sub>e</sub>)로 제시하였으며, 이를 근거로 환경부지침(2007)에 성인과 어린이 토양접촉 체표면적을 적용하여 노출량을 산정하는데 적용하였다. 토양-피부간 흡착계수(AF)는 US EPA 자료<sup>17)</sup>를 참고로 하는 환경부 지침(2015) 자료<sup>18)</sup>를 활용하였다. 일일토양섭취량(CR<sub>s</sub>)은 오염된 토양의 섭취에 의한 경로 고려시 중요한 인자로서 본 연구에서는 US EPA에서 제시한 값<sup>19)</sup>과 동일하게 50 mg/day를 이용하였으나, 어린이의 경우 한국 노출계수 핸드북<sup>20)</sup>에 분변 내 알루미늄 분석을 통해 추정된 값인 118 mg/day를 적용하도록 하는 위해성 평가지침의 값을 적용하였다.

Table 3에 제시한 체내흡수계수(ABS<sub>GI</sub>), 피부흡수계수(ABS<sub>D</sub>), 호흡흡수계수(ABS<sub>inh</sub>)는 미국 EPA의 매뉴얼과 가이드스를 참고로 한 환경부 지침<sup>21)</sup>에서 제

공하는 자료를 활용하였다. Table 4는 실외 비산먼지 흡입과 관련된 노출인자이다. 실외 비산먼지 흡입과 관련된 노출인자의 계수는 네덜란드 CSOIL의 산정식을 적용하여 환경부 지침에서 그 인자값들을 제공하고 있다. 따라서 본 연구에서는 공기내 먼지량(TSP)는 대상부지 오염조사 과정에서 주변 환경질 측정을 통해 측정된 총부유분진의 평균값을 적용하였다. 또한 실외 비산먼지내 토양비율(frs)은 실외에 적용하고 있는 0.5를 적용하였다.

### 2.3.3. 용량-반응 평가

용량-반응 평가는 유해 오염물질의 용량과 노출된 인구집단에서의 유해건강영향 발생간의 관계를 규명하고 노출로 인한 유해건강영향의 발생수준을 예측하는 과정으로써, 발암성 및 비발암성 물질에 대해 구분하여 수행한다. 비발암물질의 용량-반응평가는 기준노출량(Reference dose, RfD)을 사용하는데 이것은 정상인이 평생 노출되었을 경우 유해한 영향이 발생하지 않을 것으로 기대되는 일일노출허용량이다. 발암물질의 용량-반응평가는 단위위해도(unit risk) 혹은 발암력(slope factor)으로 평가한다. 본 연구에서는 오염원으로 선정한 4종의 중금속에 대한 독성자료를 확보하여 용량-반응평가를 수행하였다. 평가는 각 사안마다 독립적인 실험을 통하여 생산된, 현장의 특수성을 가장 잘 반영하는 자료를 이용하는 것이 가장 이상적이겠지만 현실적인 이유로 기존의 객관적으로 검증되고 표준화된 독성자료를 이용하였다. 각 오염물질들의 발암성 여부는 미국 환

Table 3. Exposure Factors Related to Properties of Heavy Metals

Parameter	Value				Reference	
	Cu	Pb	Zn	Ni		
ABS <sub>GI</sub>	Gastrointestinal absorption coefficient	0.57	ND	ND	0.04	(15), (21)
ABS <sub>D</sub>	Dermal absorption coefficient	0.1	0.006	0.02	0.35	(15), (21)
ABS <sub>inh</sub>	Inhalation absorption coefficient	1	1	1	1	(15), (21)

Table 4. Exposure Factors Related Environmental Media and Conversion Factors

Exposure factor	Unit	Value	Reference	
TSP	Amount of suspended particles in air	mg/m <sup>3</sup>	66.5	measured value
frs	Fraction of soil in suspended particles in air		0.5	(22)

경보호청(EPA)의 통합위해정보시스템(integrated risk information system, IRIS)과 국제암연구소(international agency for research on cancer, IARC)의 자료를 바탕으로 정리한 환경부 토양위해성지침(2015)<sup>18)</sup>을 근거로 발암성 및 비발암성을 오염물질별로 그 수치를 Table 5에 제시하였다.

2.3.4. 위해도 결정

각 노출단계별 노출량 산정식과 제시된 노출인자를 이용하여 노출량을 산정하였다. 산정된 노출량과 위해도 자료를 이용하여 발암과 비발암 위해도를 산정하고 최종적인 위해 여부를 판단하였다. 발암물질의 위해도는 용량-반응 평가를 통해 각 수학적 모델에서 산출된 단위위해도 추정값 중 가장 보수적인 모델에서 산출된 값을 이용하여 현재 노출수준에서의 발암 위해도를 산정하였다. 발암위해도는 식 (3)과 같이 계산하여 노출경로별 값을 구했으며, 식 (4)를 이용하여 대상지역의 발암 위해성을 결정할 수 있는 총 발암위해도를 계산하였다. 발암물질의 허용 위해도는 10<sup>-4</sup>~10<sup>-6</sup> 사이에서 결정하였다.

초과발암위해도(excess cancer risk, ECR)  
= SF(or URF) × ADD (식 3)

총 초과발암위해도(total excess cancer risk, TCR)  
= ∑ECR (식 4)

비발암물질의 노출에 따른 위해도 결정은 용량-반응 평가를 통해 산출된 기준노출량 또는 평생 건강 권고치와의 비교를 통해 위험지수를 산출하였다.

식 (5)을 이용하여 위험비율(HQ)를 산출하고, 식 (6)과 같이 모든 위험 비율을 합산하여 위험지수(HI)를 계산하였다.

위험비율(Hazard quotient, HQ)  
= ADD / RfD(or RfC) (식 5)

위험지수(Hazard index, HI) = ∑HQ (식 6)

3. 결과 및 고찰

3.1. 노출농도

우리나라의 위해성평가 지침은 토양환경보전법의 규정에 따라 토양오염우려기준을 초과하는 지역에 대해 토양정밀조사를 실시하도록 규정하고 있다. 위해성 평가시 기 시행한 정밀조사 결과를 충분히 활용하는 방안이 가장 효율적인 위해성평가 방법이며, 기 시행한 정밀조사 결과를 충분히 활용하는 방안이 가장 효율적인 위해성평가 방법이라고 언급하고 있다. 이를 바탕으로 본 연구에서는 토양정밀조사 지침 내용과 연계하여 토양조사계획을 수립하였으며, 폐기물 트랜치 조사를 통해 오염된 토양의 중금속 오염 분석 결과를 바탕으로 위해성평가를 수행하였다. 조사는 전체 부지 중 부적정 매립된 폐기물에 의해 토양의 중금속 오염을 대상으로 하고, 대상 중금속은 법적 우려기준을 초과하는 Cu, Pb, Zn, Ni이며, 그 함량과 오염원인, 노출농도를 Table 6에 나타내었다.

대상부지의 중금속 오염형태는 매립폐기물, 유류 등 다양하지만 중금속 오염의 주요 원인은 매립된

Table 5. Toxicity Values of Each Heavy Metal

Heavy metals		Cu	Pb	Zn	Ni
Carcinogenic	SF <sub>o</sub> (mg/kg-day) <sup>-1</sup>	ND	8.5x10 <sup>-3</sup>	ND	ND
	SF <sub>abs</sub> (mg/kg-day) <sup>-1</sup>	ND	ND	ND	ND
	URF(ug/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	ND	1.2x10 <sup>-5</sup>	ND	2.4x10 <sup>-4</sup> (Particle material)
Non-carcinogenic	RfD <sub>o</sub> (mg/kg-day)	1.4x10 <sup>-1</sup>	5.0x10 <sup>-4</sup>	3.0x10 <sup>-1</sup>	2.0x10 <sup>-2</sup> (Dissolved solids)/ 5.0x10 <sup>-2</sup>
	RfD <sub>abs</sub> (mg/kg-day)	ND	ND	ND	8.0x10 <sup>-4</sup>
	RfC(mg/m <sup>3</sup> )	1.0x10 <sup>-3</sup>	ND	ND	ND

ND = not determined.

Table 6. Concentration of Heavy Metals in Soil

Sample ID	Heavy metal concentration(mg/kg)			
	Cu	Pb	Zn	Ni
AW-1	170	258	224	29
AW-3	127	101	446	39.1
AW-6-①	797	1,330	565	40.8
AW-8	663	4,810	626	52.5
AW-9	822	34,000	1,620	50.6
AW-12	234	559	358	42.9
AW-17-①	406	2,900	3,350	36.3
AW-17-②	1,250	2,860	23,900	134
AW-23-①	6,970	15,700	1,130	58.4
AW-23-②	57.6	87.5	53.6	4.29
AW-23-③	36.8	38.3	96.4	28.1
AW-25	761	1,700	578	36.2
AW-26-①	206	310	196	30.3
AW-26-②	26.2	53.8	92.2	20.6
AW-28	823	1,310	405	52.4
CW-3	131	215	302	28.3
CW-8-①	131	86.3	69.1	22.8
DW-2	23	45.6	63.3	17.1
DW-3	655	671	1,530	30.3
DW-6-①	103	98.3	73.5	42.5
DW-6-②	250	333	87.1	17.5
EW-2	216	264	1,480	37.3
EW-8-①	41.3	50.4	152	16.5
EW-8-②	11.9	7.59	22	17
<b>Average</b>	<b>621.3</b>	<b>2,824.5</b>	<b>1,559.1</b>	<b>36.9</b>
Standard deviation	1,366.0	7,240.8	4,718.3	24.2
Statistical sampling count	188	255	355	18
Coefficient of variation	2.20	2.56	3.03	0.66
<b>Exposure concentration(mg/kg)</b>	<b>1,098.4</b>	<b>5,353.4</b>	<b>3,207</b>	<b>45.3</b>

폐기물이다. 시료의 오염 농도 분석은 매립된 폐기물의 중금속 오염을 확인하고 트렌치 조사를 실시하였으며, 폐기물이 매립된 68개 지점에서 토양시료를 채취하였다. 하지만 채취된 시료 중 법적 우려기준을 초과한 시료 24개에 대해 중금속 함량을 분석하였다.

대상부지 내 토양시료는 Cu 11.9~6,970mg/kg, Pb 7.59~34,000mg/kg, Zn 22~23,900mg/kg, Ni 4.29~134mg/kg의 농도범위를 나타내고 있으며, 각각 중금속별 평균

값은 Cu 624.3mg/kg, Pb 2,824.5mg/kg, Zn 1,559.1mg/kg, Ni 36.9mg/kg으로 나타났다. 우리나라 토양내 중금속 토양오염 우려기준(Cu 150mg/kg, Pb 200mg/kg, Zn 300mg/kg, Ni 40mg/kg)과 비교할 때, Ni를 제외하고 Cu, Pb, Zn은 법적 우려기준을 초과하는 것으로 나타났다. 대상부지 내 법적기준을 초과한 시료는 Cu와 Pb 14개(전체 분석 시료의 58.3%), Zn 13개(전체 분석시료의 54.2%) Ni 7개(전체 분석시료의 29.2%)로 조사되었다.



Table 6에 제시된 분석 결과를 바탕으로 토양오염 위해성 평가지침이 제시하고 있는 통계처리 방법을 적용하여 상위 95% 신뢰값을 노출농도를 계산하였다. 또한 지침에 따라 산정된 자유도는 24, 95% t-통계값은 1.711을 적용하여 계산하였다. 각 중금속들의 노출농도는 Cu 1,088.8 mg/kg, Pb 5,302.3 mg/kg, Zn 2,173.7 mg/kg, Ni 45.3 mg/kg로 계산되었다. 지침에 따른 통계학적으로 유의한 시료채취 개수는 Cu 188개, Pb 255개, Zn 355개, Ni 18개로 Ni를 제외하고 Cu, Pb, Zn의 통계처리를 위한 시료개수가 미달된다. 또한 평균값과 통계적 노출농도 계산식과의 차이가 나타났다 따라서 미달된 시료개수로 인한 노출농도와 위해도의 과잉 계산될 수 있는 한계점을 고려하여 본 연구에서는 분석된 시료 24개의 평균 중금속 함량인 Cu 621.3mg/kg, Pb 2,824.5mg/kg, Zn 1,559.1mg/kg, Ni 36.9mg/kg 을 적용하여 위해성 평가를 수행하였다.

### 3.2. 노출량

노출량 산정식Table 1과 노출인자Table 2~3, 주어진 매체별 노출농도Table 4를 이용하여 일일 평균 노출량을 계산하고 그 결과를 Table 7에 정리하였다. 노출경로별 노출량을 비교하면, Cu와 Pb는 토양의 실외 비산 > 토양의 섭취 > 토양의 접촉, Zn 도 토양의 실외 비산 > 토양의 섭취 > 토양의 접촉, Ni 은 토양의 비산 > 토양의 접촉 > 토양의 섭취 순으로 나타나 토양의 실외 비산이 주요한 노출경로로 조사되었다. 오염물질별 노출량을 비교하면 토양섭취의 경우 Pb > Zn > Cu > Ni, 토양접촉 Cu > Zn >

Pb ≥ Ni, 표토 실외비산 Pb > Zn > Cu > Ni 순으로 조사되었다. 중금속별 노출량은 노출농도(평균농도)의 분포양상과 유사한 결과를 보이며, 이는 중금속별 노출농도에 영향을 받는 것으로 판단되지만 토양접촉의 경우 노출농도와 다소 차이를 보였다. 이는 피부흡수계수(ABS<sub>D</sub>)의 영향을 받은 것으로 판단된다.

수용체별 노출량을 비교하면, 토양섭취와 토양접촉에 따른 노출경로에서는 어린이 > 성인, 토양 실외 비산은 성인 > 어린이 순으로 조사되었다. 이는 토양의 실외 비산먼지 흡입에 대한 수용체별 노출기간, 흡수기간에 영향으로 판단된다.

Fig. 2는 오염물질별 노출경로와 수용체별 노출농도와의 상관성을 나타낸 그림이다. Cu는 토양섭취 경로와 비산먼지 흡입 경로에 의한 노출량이 노출농도보다 낮게 나타났으나 토양접촉 경로에서 반대의 경향을 나타냈다. 이는 앞서 언급한 바와 같이 토양의 피부접촉계수의 영향을 판단된다. Pb도 유사한 경향을 띄며, 이는 오염물질의 노출인자 등의 영향으로 판단된다. 수용체별 노출농도와의 관계는 유사한 경향을 띄고 노출량 값에 미세한 차이가 나타났다.

### 3.3. 발암 및 비발암 위해도

각 중금속 오염물질별 독성자료, 노출량, 그리고 산정식을 이용하여 계산한 발암 및 비발암 위해도를 Table 8에 제시하였다. 평가대상 중금속의 피부흡수 발암계수(SF<sub>abs</sub>)와 피부흡수비발암참고치(RfD<sub>abs</sub>)가 없기 때문에 토양접촉 경로에 대한 발암 비발암도는 결정할 수 없었다. 초과발암 위해도값은 10<sup>-4</sup>~10<sup>-6</sup>의

Table 7. The Results of Average Daily Dose(ADD) for Exposure Pathway

Heavy meter	Receptor	soil oral	soil dermal	Outdoor air Inhalation
Cu	Adult	8.60x10 <sup>-5</sup>	9.02x10 <sup>-5</sup>	2.16x10 <sup>-3</sup>
	Child	1.82x10 <sup>-4</sup>	9.90x10 <sup>-5</sup>	1.94x10 <sup>-3</sup>
Pb	Adult	6.86x10 <sup>-4</sup>	2.46x10 <sup>-5</sup>	9.81x10 <sup>-3</sup>
	Child	1.45x10 <sup>-3</sup>	2.70x10 <sup>-5</sup>	8.80x10 <sup>-3</sup>
Zn	Adult	3.79x10 <sup>-4</sup>	4.53x10 <sup>-5</sup>	5.42x10 <sup>-3</sup>
	Child	8.02x10 <sup>-4</sup>	4.97x10 <sup>-5</sup>	4.86x10 <sup>-3</sup>
Ni	Adult	4.39x10 <sup>-7</sup>	2.29x10 <sup>-5</sup>	1.57x10 <sup>-4</sup>
	Child	9.29x10 <sup>-7</sup>	2.52x10 <sup>-5</sup>	1.41x10 <sup>-4</sup>

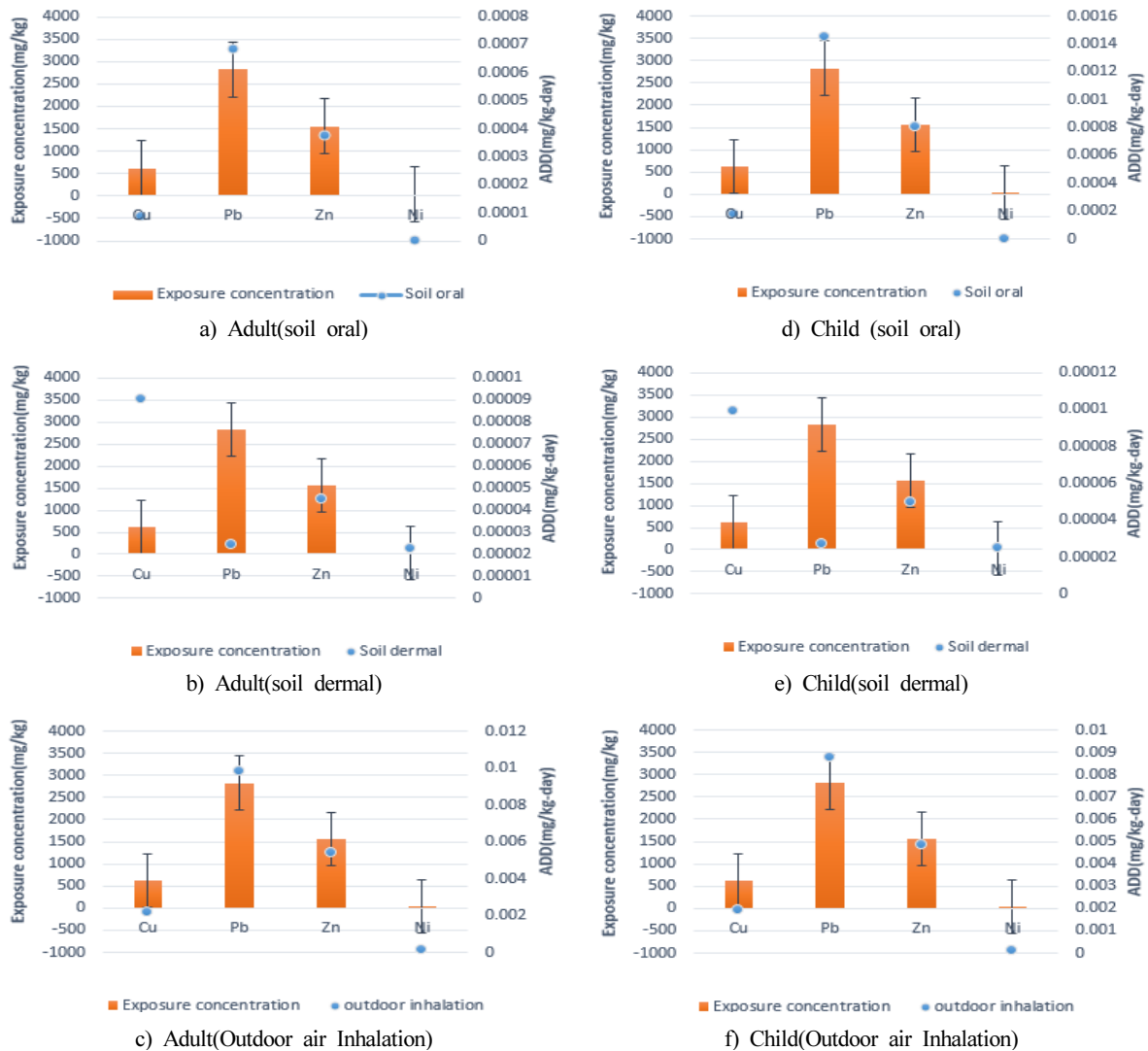


Fig. 2. Comparison of exposure dose and concentration by exposure pathways and receptor.

Table 8. The Results of Each Contaminant to the Carcinogenic and Non-carcinogenic Risks

	Receptor	Excess cancer risk(ECR)			total excess cancer risk (TCR)
		soil oral	soil dermal	Outdoor air Inhalation	
Carcinogenic	Adult	$5.83 \times 10^{-6}$	ND	$1.55 \times 10^{-4}$	$1.61 \times 10^{-4}$
	Child	$1.23 \times 10^{-5}$	ND	$1.39 \times 10^{-4}$	$1.52 \times 10^{-4}$
Non-carcinogenic	Receptor	Hazard quotient(HQ)			Hazard index (HI)
		soil oral	soil dermal	Outdoor air Inhalation	
Non-carcinogenic	Adult	1.37	ND	2.16	3.53
	Child	2.91	ND	1.94	4.85

범위에서 결정될 수 있다. 미국의 경우  $10^{-6}$ 을 기본 값으로 설정하고 있으며, 일본의 위해성평가 모델은 이보다 보수적인  $10^{-5}$ 을 초과발암위해도 값으로 사

용하고 있다. Table 8에 발암과 비발암 위해도 산정 결과를 제시하였다.

TCR(총 초과발암위해도, total excess cancer risk)

값이 초과발암위해도 값보다 크면 발암위해성이 우려되어 복원할 필요가 있다고 결정된다. 본 대상 부지의 총 초과발암 위해도 값은 모든 수용체에서 허용가능 발암위해도  $1 \times 10^{-6}$ 의 값보다 크게 조사되어 발암위해성이 있는 것으로 판단된다. 총 초과발암 위head는 어린이의 경우, 십만명 중에 5명( $4.95 \times 10^{-5}$ )으로 높게 나타났고, 성인은 십만 명 중에 2명으로 나타났다. 또한 Pb와 Ni에 의한 발암성 확률이 크며, Ni은 비산먼지의 흡입에 의한 발암성 확률이 높고, Pb은 토양섭취 및 비산먼지 흡입 두가지 경로에 의한 발암성 확률이 크다고 판단된다. HI(위해지수, Hazard Index)는 1로 설정된다. 위해지수 값이 1 이상 일 때, 비 발암 위해성이 존재하므로 복원의 필요성을 시사한다. 대상부지(평가부지)의 위험지수는 성인 3.5, 어린이 4.85로 나타났으며, 1 이상이다. 중금속별 위해 지수를 산정한 결과 Cu는 어린이 1.94, 성인 2.16으로 나타났고, Pb는 어린이 2.90, 성인 1.37로 Cu와 Pb에 대해 독성 위head가 존재하는 것으로 판단되며, 비산먼지 흡입에 의한 독성위head가 발생할 가능성이 크다는 것을 시사한다. 총 초과발암도와 위해지수에 대한 노출경로별 기여도를 분석한 결과, 토양 섭취와 토양 실외비산에 의한 발암위head는 각각 3.6~8.1%, 96.3 ~ 91.4%로 높게 나타났으며, 위해지수는 성인의 경우 토양섭취 38.8%, 토양의 실외비산이 61.2%, 어린이는 토양섭취가 60%, 토양의 실외비산이 40%로 나타났다.

#### 4. 결론

철도시설로 이용되어지던 부지의 개발로 인해 철도 시설을 철거하고 비위생적으로 부적정 매립된 폐기물에 의해 오염된 토양의 Cu, Pb, Zn, Ni 등 중금속 함량 분석 결과를 바탕으로 인체위해성을 평가한 결과 다음과 같은 결론이 도출되었다.

토양내 중금속 평균함량은 중금속별 법적 우려기준을 초과하고 있으며, 토양내 중금속 함량은 621.3 Cu mg/kg, 2,824.5 Pb mg/kg, 1,559.1 Zn mg/kg, 45 Ni mg/kg 으로 나타났다. 또한 독성중금속별 인체 노출량 결과, 노출경로별의 경우 토양의 실외비산 > 토양섭

취 > 토양 접촉 순으로 나타났으며, 오염물질별로는 Pb > Zn > Cu > Ni 순으로 나타났고, 중금속별 노출량은 노출농도(평균농도)의 분포양상과 유사한 결과를 보였다. 발암위head 평가 결과, 총 초과발암 위head 값은 모든 수용체에서 허용가능 발암위head  $1 \times 10^{-6}$ 의 값보다 크기 때문에 발암위해성이 있는 것으로 판단되었다. 또한 총 초과발암 위head(TCR)는 어린이  $1.52 \times 10^{-4}$ , 성인  $1.61 \times 10^{-4}$ 으로 나타났다. 이는 US EPA에서 제시한 허용발암위head 보다 높게 나타났으며, Pb와 Ni에 의한 발암성 확률이 크며, Ni은 비산먼지의 흡입에 의한 발암성 확률이 높고, Pb는 토양섭취 및 비산먼지 흡입 두가지 경로에 의한 발암성 확률이 크다고 판단된다. 따라서 부지 사업 개발시(폐기물의 굴착 선별, 처리과정) 비산먼지와 토양 섭취에 대한 수용체의 노출 차단과 관련된 저감 방안 수립이 필요할 것으로 판단된다. 독성위head(비발암성) 평가 결과, HI 지수가 성인 3.5, 어린이 4.85, Cu 1.94 ~ 2.16, Pb 1.37 ~ 2.90으로 1 보다 높게 나타났다. 따라서 대상 부지 개발시(폐기물의 굴착 선별, 처리과정) 표토의 비산먼지 등의 관리가 필수적이며, 지속적 노출시 발암의 확률이 높아질 것으로 판단된다.

#### References

1. Adriano, D. C., "Trace element in the terrestrial environment", Springer-Verlag, New York. (1986).
2. Cherian, S. and Oliveira, M. M., "Transgenic Plants in Phytoremediation : Recent Advance and New Possibilities", Environmental Science & Technology 39, pp. 9377~9390. (2005).
3. An, Y. J., Baek, Y. W., Lee, W. M., Jeong, S. W. and Kim, T. S., "Comparative study of soil risk assessment models used in developed countries", J. Soil and Groundwater Environment, 12(1), pp. 53~63. (2007).
4. Cho, C. G., "Heavy metal contamination and risk assessment of an abandoned metal mine", MS Thesis, Soonchunhyang University, Korea. (2012).

5. Lee, G. H., "Health risk assessment of heavy metals in residents around abandoned metal mines", Ph.D Thesis, Soonchunhyang University, Korea. (2013).
6. Lee, S.-W. and Kim, J.-J., Park, M. J., Lee, S.-H. and Kim, S.-O., "Human Risk Assessment of Arsenic and Heavy Metal Contamination and Estimation of Remediation Concentration within Abandoned Metal Mine Area", Journal of the mineralogical society of korea, 28(4), pp. 309~323. (2015).
7. Korea railroad and Korea rural community corporation, "Yonsan station area remedial investigation of soil and groundwater". (2009).
8. Ministry of Environment, "Soil environmental standard test methods". (2009).
9. Ministry of Environment, "Risk Assessment method of contaminated soil". pp. 102. (2003).
10. Kolluru, R. V., Bartell, S. M., Pitblado, R. M. and Stricoff, R. S., "Risk Assessment and Management Handbook. McGraw-Hill", New York. (1996).
11. Paustenbach, D. J., "Human and Ecological Risk Assessment: Theory and Practice", John Wiley and Sons, New York. (2002).
12. US EPA, "Methods for -Evaluating the Attainment of Cleanup Standards Volume 1 : Soils and Solid Media". USEPA/230/02-89-042. (1989).
13. McBean, E. A. and Rovers, F. A., "Statistical Procedures for Analysis of Environmental Monitoring Data and Risk Assessment. Prentice Hall". New Jersey. (1998).
14. US EPA, "Soil Screening Guidance: Technical Background Document". (1996).
15. Ministry of Environment, "Risk Assessment guidance for contaminated soil". (2015).
16. Lee, J. Y., "A study on the body surface area of Korean adults, Ph.D Thesis", Seoul National University, Korea. (2005).
17. US EPA, "Risk assessment guidance for Superfund Volume I : Human health evaluation manual (Part E, Supplemental guidance for dermal risk assessment)". (2004).
18. Ministry of Environment, "Guidelines for risk assessment of soil contaminants". (2015).
19. US EPA, "Risk assessment guidance for superfund volume I : Human health evaluation manual, Part F, Supplemental guidance for inhalation risk assessment". (2009).
20. Ministry of Environment, "Korean exposure factor handbook". (2007).
21. National Institute of Environmental Research (NIER), "Investigation of health effect on inhabitants around abandoned metal mines". (2007).
22. Brand, E., Otte, P. F. and Lijzen, J. P. A., "CSOIL 2000: an exposure model for human risk assessment of soil contamination(A model description)", RIVM report 711701054/200. (2007).