

# 인체 위해성평가 모델을 이용한 폐광산 주변 농경지 적합성 평가

이준수 · 김영남 · 김계훈\*

서울시립대학교 환경원예학과

## Suitability Assessment for Agriculture of Soils Adjacent to Abandoned Mining Areas Using Different Human Risk Assessment Models

Jun-Su Lee, Young-Nam Kim, and Kye-Hoon Kim\*

Department of Environment Horticulture, The University of Seoul

The current study was performed to examine the agricultural suitability of the cultivated upland nearby abandoned mining areas in Korea using three different scientific risk assessment models of Korea, USA and UK. For this, three mining sites DM, MG and KS were selected among 687 abandoned mines through preliminary risk assessment. A wide range of parameters were obtained through analysis of both soil and crop samples from the selected areas for heavy metal concentration and questionnaires to the communities along with the selected mining sites. Heavy metal concentration in soil samples was lower than the values previously reported by the Ministry of Environment (ME, 2002). However, both As and Cd concentration in the soil samples exceeded the concern level for agricultural area of the Soil Environment Conservation Act. Judging from the contaminant criteria for the crops, only Zn level in pepper, soybean and corn from the mining area DM exceeded the criteria whereas As, Cd, Cr<sup>6+</sup>, Cu, Hg, Ni, Pb did not exceed the criteria. It was demonstrated that there would be human health risk by Pb accumulated in crops from both mining areas MG and KS when estimated by the risk assessment models of Korea and USA. Against it, results of the risk assessment model of UK showed human health risk by Pb in the crops from all study areas.

**Key words:** Abandoned mine, Risk assessment, Heavy metal, Suitability

### 서 언

지난 한 세기 동안 세계적으로 도시화 및 산업화가 급속히 진행됨으로 인해 인간 삶의 질은 점점 향상되었다. 하지만, 무차별적인 개발과 환경오염에 대한 인식 부족으로 지구는 수많은 오염물질들로 인해 오염되었고 이로 인한 피해가 곳곳에서 나타나고 있다. 현재까지 알려진 수많은 오염 물질들 중 중금속은 다양한 이동매체를 통하여 휴·폐광산, 제련공장, 도금제조의 폐수, 군사활동, 에너지원폐기물 등의 오염원으로부터 주변 환경으로 유출되고 있으며, 환경에 노출된 중금속은 독성을 지닌 화학적 형태로 주변 토양 및 지하수에 존재하고 있다 (Adriano, 1986; Cherian and Oliveira, 2005). 이로 인해, 동식물과 인간의 건강에 악영향을 미치고 있다. 우리나라의 중금속 오염실태는 대체로 안전한 수준이지

만 휴·폐광산 주변의 농경지 토양에는 인체 건강에 악영향을 줄 수 있는 독성 중금속들의 농도가 높게 나타나고 있다 (Park, 1997). 휴·폐광산 주변 농경지에서 오염물질의 농도가 높게 나타나는 이유는 과거의 채광이나 선광·제련과정 등의 광산활동으로 인한 폐석, 광물찌꺼기, 광미 등과 같은 오염물질들이 강우나 바람에 의해 주변 토양으로 유입되기 때문이다. 농경지 토양에 유입된 오염물질은 휴폐광산 주변에 거주하는 농민 및 작물을 섭취하는 외지인들의 건강에도 악영향을 끼칠 수 있다. 따라서 이러한 환경오염지역 내 오염물질의 존재나 처리방법 등의 오염도 평가뿐만 아니라, 중금속에 노출됨에 따라 발생할 수 있는 영향을 정량적으로 추정할 수 있는 인체위해성 평가 모델이 오염물질의 관리 및 오염환경 복원 전략에 있어서 상당히 중요한 과정으로 인식되고 있다.

Park et al. (2003)의 조사에 의하면 선진국에서는 광산, 산업 및 공업활동에 의해 야기된 환경오염이 인체에 미치는 부정적인 영향을 정량적으로 평가하기 위한 기법의 개발과 연구가 1980년대부터 이루어졌다. 특히

접수 : 2010. 6. 3 수리 : 2010. 10. 19

\*연락처 : Phone: +82222102605

E-mail: johnkim@uos.ac.kr

미국에서는 1980년에 환경오염물질 방출에 관련된 피해를 방지하기 위한 Superfund법을 제정하면서 유해물질에 대한 장·단기 대책을 수립하게 되었고, 이와 동시에 공중보건을 보전하기 위하여 유독성 물질에 대한 인체 위해성 평가가 연구되기 시작하였다 (EPA, 1991a; EPA, 1991b). 이후 지속적인 연구를 통하여 기존의 모델을 수정함과 동시에 유해물질에 대한 각종 변수들을 보완하여 각종 환경정책에 관련하여 중요한 수단 중 하나로 사용되고 있다. 위해성평가에 대한 선도적인 국가인 영국에서도 기존의 중금속 농도 기준만으로는 과학적인 위해성평가가 불가능하다는 것을 인정하고, 이후 위해성평가 프로그램인 CLEA (contaminated land exposure assessment) 2002 및 CLEA UK model을 개발하여 유해물질의 위해성평가에 대하여 더욱 과학적인 입장으로 접근하고 있다 (DEFRA, 2002).

우리나라의 경우 1990년대 중반부터 오염지역에 대한 위해성평가에 대한 중요성을 인식하고, 위해성평가에 포함되어 있는 세부적인 변수에 대한 연구를 시작하였다 (Gu et al., 2001). 이후 계속된 연구를 통하여, 국내 특성에 적합한 변수를 도출하였고, 그 결과물로서 2006년 9월에 토양오염위해성평가지침 (ME, 2006)을 마련하였다. 이는 더욱 과학적, 통계학적으로 근거를 가진 유해물질로 인한 인체 위해성의 정량적 평가를 가능하게 하였으며, 위해성 평가가 유해물질에 대한 인체의 피해를 예방하는 중요한 재료로서 사용될 수 있음을 보여주는 계기가 되었다.

이와 같은 연구의 일환으로 본 연구에서는 선진국 및 국내의 위해성평가 모델을 사용하여 오염물질이 높은 농도로 축적되어 있는 폐광산 주변 농경지의 토양 및

식물체에 대한 인체 위해성을 예비위해성평가 및 실증 실험을 통하여 정량적으로 분석하였다. 이후 위해성평가 결과를 활용하여 현재 사용 중인 폐광산 주변 농경지의 용도 적합성을 판단하였다.

### 재료 및 방법

**대상지역 개황** 본 연구를 위한 대상지역 선정에 필요한 예비위해성 평가에는 환경부가 발간한 "폐금속광산 토양오염 개황조사 (KIGAM, 2005)"를 참고하였다. 즉, 경기·강원·전남북·경남북·충남북 권역의 총 687개 폐광산 지역에 대한 예비위해성평가 (Table 1)로 위해지수를 구하였다. 예비위해성평가를 수행한 폐광산 중 위해지수가 1 이상인 폐광산은 총 53개 지점이었다. 폐광산의 토양 중 Cr<sup>6+</sup>, Hg, Pb을 제외한 As, Cd, Cu,

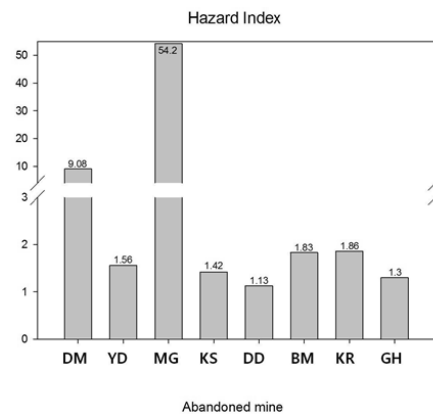


Fig. 1. Hazard Index (HI) of the upland soils around abandoned mines.

Table 1. Equations for preliminary human risk assessment (Gu, 2001).

Equation	
ADD (soil)	$ADD (soil) = \frac{Cs \times CRs \times CF \times FI \times EF \times ED}{BW \times AT}$
HQ (Chemical-specific)	HQ = ADD (from exposure assessment) / RfD (from RAIS* of US EPA)
HI (Total)	HI = $\sum HQ_i$ (Sum of hazard quotients); $i = 1..n$
ADD	Exposure rate from soil (mg kg <sup>-1</sup> day <sup>-1</sup> )
Cs	Concentration of contaminants in soil (mg kg <sup>-1</sup> )
CRs	Consumption of soil (mg day <sup>-1</sup> )
CF	Conversion factor (kg mg <sup>-1</sup> )
FI	Fraction ingested from contaminated source (unitless)
EF	Exposure frequency (days year <sup>-1</sup> )
ED	Exposure duration (years)
BW	Body weight (kg)
AT	Averaging time (years)
RfD	Reference dose (mg kg <sup>-1</sup> )

\*RAIS: Risk Assessment Information System

Table 2. Information of sampling sites.

Site	Latitude	Longitude	Crop
DM	S1	37°37'18.5"	Pepper, soybean, corn
	S2	37°37'24.7"	Pepper, corn
	S3	37°36'86.5"	Corn
MG	S4	36°51'20.8"	Pepper, eggplant, perilla
	S5	36°51'59.3"	Pepper, leek, perilla
KS	S6	36°32'50.8"	Pepper, soybean

Ni, Zn의 농도는 토양오염우려기준 및 대책기준을 초과하고 있었다. 이 중 45개 지점은 선광장 및 산림이었고, 8개 지점은 밭으로 사용되고 있었다. 위해지수는 MG광산에서 54.2로 53개 광산 중 가장 높아 중금속으로 인한 인체영향이 가장 클 것으로 예상되었다 (Fig. 1).

예비위해성평가 결과, 위해성평가 및 토지용도 적합성 판단 대상지역으로 높은 함량의 오염물질이 분포하며 위해지수 (hazard index)가 1보다 높은 DM (9.08), MG (54.2) 및 KS (1.42)광산을 선정하였다 (Figure 1). 모두 금과 은을 채광했던 광산으로 DM광산 (sampling site 1-sampling site 3, S1-S3)은 대규모의 폐석적치장, 광산사무실, 선광장 등이 확인되었으며 그 주위에는 광미가 널려 있었다 (Table 2). 또한 폐석적치장을 통해 침출수가 유출되어 주변의 작물 상태는 좋지 않았다. MG광산 (sampling site 4/sampling site 5, S4/S5)은 갯내수와 2개소의 갯구가 개방된 상태로 존재하여 주변 환경에 영향을 줄 수 있는 가능성을 확인하였다. KS광산 (sampling site 6, S6)은 현재 복원을 통해 휴양림조성 공사가 완료되었다. 광산부지는 수풀이 우거져 식생이 양호한 상태를 보이고 있지만, 농경지 주변의 하천에 광산으로부터의 침출수가 유출되고 있어 광산 주변 농경지에 영향을 줄 것으로 판단되었다.

**토양 및 식물체 분석** 토양 및 식물체 시료는 2007년 8-10월에 채취하였다. 총 28곳의 시료 채취지점에서 토양정밀조사방법 (ME, 2002)으로 토양은 0-30 cm의 표토를 채취하였고 식물체는 18곳에서 옥수수, 가지, 부추, 고추, 들깨, 콩 등을 채취하였다. DM, MG 및 KS 광산에서 채취한 토양 시료는 풍건조 처리 후 보관하였다. 토양 pH는 초자전극법 (Thomas, 1996)으로 분석하였고, 토양 중 유기물 함량은 Walkley-Black법 (Nelson and Sommers, 1996)에 따라 정량하였다. 입경분석은 micro-pipette법 (Miller and Miller, 1987)을 이용하였다. 토양 중 중금속 (As, Cd, Cr<sup>6+</sup>, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) 함량은 왕수를 이용한 시험방법으로 각각의 원소를 분석하였다. 식물체내 중금속 (As, Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) 함량은 Cresser and Parsons (1979)의 방법에 따라

H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-HClO<sub>4</sub>로 분해한 후, 분해액의 중금속농도를 유도결합플라즈마발광광도법 (ICP-AES 7510, Shimadzu, Japan)로 측정하였다.

**인체위해성평가** 폐광산에서 유출된 환경오염물질의 노출경로를 결정하고 인체에 흡입되는 오염물질의 농도를 정량적으로 측정하기 위하여 한국, 미국 및 영국의 위해성평가모형을 적용하였다 (DEFRA and EA, 2002; EPA, 1998; ME, 2006). 농업에 종사하는 농민을 대상으로 노출경로를 결정하였으며, 노출 경로는 오염된 토양을 직접 섭취하는 경로와 오염토양에서 재배된 농작물을 섭취하는 경로로 나누어 각 오염물질에 대한 인체위해성평가를 수행하였다.

먼저 환경부 (2005)의 폐금속광산 토양오염실태 일제 조사를 통하여 대상 오염토양 내 오염물질에 대한 위해성 확인 (hazard identification)단계를 시작으로, 오염물질의 일일 평균 노출량 (average daily dose, ADD)을 산정하는 노출 평가 (exposure assessment)를 통해 오염물질의 이동경로에 따른 인체 노출량을 산정하였으며, 이후 독성 평가 (toxicity assessment)로 확보된 독성수치를 참고하여 위해도 결정 (risk characterization)단계에서 위해성의 크기를 정량적으로 추정하였다.

발암위해도 (evaluation of cancer risk)는 오염물질의 노출량 (average daily dose, ADD<sub>life</sub> or exposure rate through intake of soil, IS)과 발암잠재력 (slope factor, SF)값의 곱으로 나타내었다. 본 연구에서 산정된 일일노출량을 통하여 발암위해도의 정량화를 실시하였다 (<http://rais.ornl.gov>). 한편 발암잠재력은 As에 대해서만 정의되어 있어 As의 발암위해도만 결정하였다. 또한 비발암위해도 (evaluation of non-cancer risk)는 참고섭취량 (reference dose, RfD)을 이용하여 한국과 미국 EPA (environmental protection agency)모델로 결정하였다. 또한 영국의 CLEA (contaminated land exposure assessment)모델에서는 먼저 유해물질의 토양경로를 통한 일일섭취량 (average daily exposure, ADE)를 계산 후에 일일토양허용섭취량 (tolerable daily soil intake, TDSI)과 허용섭취량 (tolerable daily intake, TDI)을

이용하여 비발암위해도를 결정하였다. 한국과 미국의 EPA 모델에서 비발암위해도는 HQ (hazard quotient)로 계산한 후, 모든 경로의 HQ를 더하여 HI (hazard index)로 종합하였으며, 영국 CLEA 모델의 경우에는 ADE (average daily exposure)/TDSI (or TDI)로 위해성을 평가하였다. Table 3에서 한국, 미국 EPA 및 영국 CLEA 모델에서의 비발암위해도 평가식을 제시하였다.

**토지용도 적합성 판단** 현재 사용되고 있는 토지의 이용 적합성 판단은 한국의 정화목표치와 영국의 토양지침값 (soil guidance value, SGV)를 이용하여 판단하였다. 오염지역의 토양 중 중금속 농도가 각국의 모델로 도출된 기준보다 높은 수준이라고 가정하면, 그 토지

는 이용목적에 부합하지 않는 것으로 간주할 수 있다. 한국의 정화목표치는 오염지역의 위해성평가 결과에 따라 위해성이 존재한다고 판단되면 각 오염물질의 노출 경로에 따른 정화목표치를 설정하게 된다. 이 경우 목표위해도 값은 발암 및 비발암위해도를 결정할 때 사용한 값과 동일한 값을 사용한다. 토양 및 농작물 섭취 경로의 발암 및 비발암물질의 한국 정화목표치는 토양오염 위해성평가 지침에 공시된 산정식을 따라 구하였다 (ME, 2006).

영국의 토양지침값 (SGV)은 특정 토지용도에 따른 위해성과 오염예방 및 관리원칙에 따라 새롭고 추가적인 오염을 평가하기 위한 기준이다 (DEFRA and EA, 2002; Table 4). 토양지침값은 CLEA모델을 사용하여 오염지역 토양특성과 오염물질 농도에 따라 대상부지의 사용자 목적에 부합하는 토양지침값을 도출할 수 있다 (DEFRA and EA, 2002; Fig. 2).

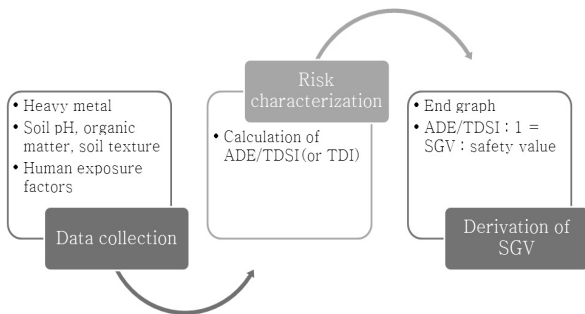


Fig. 2. Process of deriving soil guideline value (SGV).

## 결과 및 고찰

**위해성 검증 실험 및 위해성평가 토양 및 식물체 분석을 통한 유해성 확인** 최종 선정된 3개 폐광산 지역 농경지 토양 및 식물체 시료 채취 후 이들의 중금속 함량 분석 결과, As, Cd, Cr<sup>6+</sup>, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn 농도는 환경부의 폐금속광산 토양오염 개황조사와는

Table 3. Equations for non-cancer risk assessment used in Korea, US and UK (DEFRA and EA, 2002; Gu, 2001).

Country	Equation for estimating non-cancer risk
Korea & US EPA	$HQ^{\dagger} = ADD \text{ (from exposure assessment)} / RfD^{\ddagger}$ (from RAIS <sup>§</sup> of US EPA) $HI^{\parallel} = \sum HQ_i$ (Sum of hazard quotients); $i = 1...n$
UK CLEA	$ADE^{\#} / TDSI^{\jmath}$ and $ADE / TDI^{\jmath\jmath}$
HQ or HI or ADE / TDSI < 1 (No hazard), HQ or HI or ADE / TDSI > 1 (existence of hazard)	
<sup>†</sup> Hazard quotient	<sup>‡</sup> Reference dose
<sup>§</sup> Risk assessment information system	<sup>¶</sup> Hazard Index
<sup>#</sup> Average daily exposure	<sup>\jmath</sup> Tolerable daily soil intake
<sup>\jmath\jmath</sup> Tolerable daily intake	

Table 4. Equation for soil guidance value (SGV) used in UK (DEFRA and EA, 2002).

Equation for soil guidance value	
$SGV = \frac{HCV_{oral} \times HCV_{inhal}}{R_{oral \text{ and } dermal} \times HCV_{inhal} + R_{inhal} \times HCV_{oral}}$	
SGV	Soil guidance value (mg kg <sup>-1</sup> )
HCV <sub>oral</sub>	Health criteria value for oral (mg kg <sup>-1</sup> BW day <sup>-1</sup> )
HCV <sub>inhal</sub>	Health criteria value for inhalation (mg kg <sup>-1</sup> BW day <sup>-1</sup> )
R <sub>oral and dermal</sub>	Ratio of average daily exposure from soil and background sources over the soil concentration for oral and dermal pathways (mg kg <sup>-1</sup> BW day <sup>-1</sup> )
R <sub>inhal</sub>	Ratio of average daily exposure from soil and background sources over the soil concentration for inhalation pathways (mg kg <sup>-1</sup> BW day <sup>-1</sup> )

차이를 보였다 (ME, 2005). 이들 8종류의 중금속 농도를 토양환경보전법의 토양오염물질 기준 (ME, 2009)과 비교하였을 때, DM광산 (S1, S2 및 S3), MG광산 (S4, S5) 및 KS광산 (S6)의 Cd 평균 함량은 각각  $6.23 \text{ mg kg}^{-1}$ ,  $6.09 \text{ mg kg}^{-1}$ ,  $6.07 \text{ mg kg}^{-1}$ ,  $4.86 \text{ mg kg}^{-1}$ ,  $4.94 \text{ mg kg}^{-1}$ ,  $4.45 \text{ mg kg}^{-1}$ 으로 토양환경보전법 (ME, 2009)에서 제시하는 1 지역 토양우려기준을 초과하였다 (Table 5). S3지역의 As함량은  $121.7 \text{ mg kg}^{-1}$ 으로 1 지

역 대책기준을 초과하였으며, S6지역은 As함량이  $39.13 \text{ mg kg}^{-1}$ 으로 1 지역 우려기준을 초과함으로써 오염물질에 의한 위험이 존재하였다. As와 Cd 이외의 중금속 농도는 토양오염우려기준보다 낮은 수준으로 안전한 것으로 나타났다 (Table 5).

이들 폐광산 주변 농작물내 중금속 (As, Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) 함량을 Table 6에 제시하였다. Kabata-pendias and Pendias (1984)는 일반적으로 오염되지 않은 식물

**Table 5. Some of physicochemical properties and heavy metal concentrations of soils from the study area.**

Site	pH (1:5)	OM (%)	Soil texture	Heavy metal							
				As	Cd	Cr <sup>6+</sup>	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
----- mg kg <sup>-1</sup> -----											
S1	5.18	3.86	Loam	8.12 (6.76-9.16)	6.23 (5.78-6.92)	0.38 (0.16-0.62)	48.25 (37.13-58.53)	0.06 (0.00-0.13)	34.16 (29.29-43.41)	31.5 (28.48-34.49)	103.5 (83.61-152.60)
S2	5.49	3.81	Loam	2.82 (0.26-4.16)	6.09 (5.93-6.48)	0.21 (0.11-0.44)	24.12 (22.57-26.85)	0.04 (0.00-0.07)	33.53 (30.98-36.20)	53.63 (48.69-59.97)	99.55 (94.56-104.95)
S3	5.43	2.89	Loam	121.7 (116.55-126.78)	6.07 (5.91-6.22)	0.31 (0.29-0.33)	35.38 (32.97-37.79)	0.10 (0.10-0.11)	27.71 (26.82-28.59)	35.3 (35.24-35.36)	89.07 (85.26-92.87)
S4	6.71	2.38	Loam	5.24 (0.00-7.15)	4.68 (4.16-5.09)	0.21 (0.13-0.29)	19.92 (17.80-21.99)	0.00 (0.00-0.00)	24.07 (20.54-25.35)	25.76 (23.35-27.69)	69.11 (61.97-75.05)
S5	5.89	3.07	Sand	9.59 (5.46-20.72)	4.94 (4.29-5.37)	0.19 (0.08-0.27)	22.69 (15.99-26.92)	0.12 (0.00-0.20)	29.45 (23.61-32.03)	30.4 (28.00-32.99)	78.45 (53.23-101.15)
S6	6.85	1.72	Loam	39.13 (33.27-45.35)	4.45 (3.85-5.67)	0.34 (0.18-0.52)	19.72 (17.34-23.16)	0.11 (0.06-0.19)	22.7 (17.45-29.80)	52.99 (46.57-57.61)	70.4 (66.61-73.65)
BC <sup>†</sup>	-	-	-	0.05	0.09	0	4.38	0.036	12.89	5.85	72.77
PS <sup>‡</sup>	-	-	-	25	4	5	150	4	100	200	300
CS <sup>§</sup>	-	-	-	75	12	15	450	12	300	600	900

<sup>†</sup>Natural background concentration of heavy metals in soil (Korea Environment Institute, 2004).

<sup>‡</sup>Soil contamination precautionary standard (region 1).

<sup>§</sup>Soil contamination countermeasure standard (region 1).

**Table 6. Concentrations of heavy metal in crops cultivated in the study area.**

Site	crops	As	Cd	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
		----- mg kg <sup>-1</sup> -----						
DM	S1	Pepper	ND <sup>†</sup>	ND	17.93	ND	ND	35.08
		Bean	ND	ND	10.97	ND	ND	106.3
		Corn	ND	ND	15.14	ND	10	117.4
	S2	Pepper	ND	ND	7.91	ND	ND	5.32
		Corn	ND	ND	14	ND	18	142
	S3	Corn	ND	ND	12	ND	16	186
MG	S4	Pepper	ND	ND	10.45	ND	9.59	25.25
		Eggplant	ND	ND	8.15	ND	ND	18.45
	S5	Leek	ND	ND	7.3	ND	3.08	34.67
		Perilla	ND	ND	10.87	ND	10.47	24.2
KS	S6	Bean	ND	ND	6.7	ND	17.16	34.41
		Pepper	ND	ND	5.46	ND	11.6	27.03

<sup>†</sup>Not detected.

의 배경농도 범위를 작물의 건조무게 기준으로 As 1-17 mg kg<sup>-1</sup>, Cd 0.05-0.2 mg kg<sup>-1</sup>, Cu 5-30 mg kg<sup>-1</sup>, Pb 5-10 mg kg<sup>-1</sup> 및 Zn 27-150 mg kg<sup>-1</sup>으로 제시하였고, 오염된 식물의 중금속 농도범위는 As 5-20 mg kg<sup>-1</sup>, Cd 5-30 mg kg<sup>-1</sup>, Cu 20-100 mg kg<sup>-1</sup>, Pb 30-300 mg kg<sup>-1</sup> 및 Zn 100-400 mg kg<sup>-1</sup>으로 제시하였는데, 본 연구 대상지에서 S1지역의 고추 (35.08 mg kg<sup>-1</sup>), 콩 (106.29 mg kg<sup>-1</sup>), 옥수수 (117.43 mg kg<sup>-1</sup>)에서 Zn의 함량이 독성수준으로 나타났으며, 나머지 중금속 원소의 함량은 안전수준을 약간 초과하거나 그 이하의 농도를 함유한 것으로 나타났다.

**위해도 결정 발암위해도의 정량화** As의 발암위해도는 크게 토양경로와 식물체 경로로 나누었으며, S3 지역에서 토양경로를 통한 As의 일일섭취량과 As의 발암잠재력은 각각 7.60×10<sup>-5</sup> mg kg<sup>-1</sup>과 1.5 mg kg<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>으로 발암위해도 (발암위해도 = As의 일일섭취량 × As의 발암잠재력)는 1.14×10<sup>-4</sup>으로 10,000명 중 1.14명이 As에 의하여 암이 발생할 수 있는 것으로 추정되었다

(Table 7). 조사지역중 S3지역만이 EPA에서 제안한 허용발암위해도의 수준인 10<sup>-6</sup>~10<sup>-4</sup>을 초과하고 있어 As에 의한 위해 (발암성)가 있을 것으로 판단되었다. 조사된 전 지역에서 농작물 경로를 통한 As의 일일섭취량이 0으로 인체에 대한 노출량이 없었기 때문에 농작물의 As는 인체에 미치는 영향 (발암성)은 없을 것이라 판단되었다.

**비발암위해도의 정량화** 위해성 존재여부는 계산된 HQ, HI, IS 또는 ADE/TDSI 값을 1과 비교하여 판단한다. 이들 값이 1을 초과할 경우에는 오염물질의 노출에 따른 위해 영향이 발생할 가능성이 있음을 나타내며, 1이하이면 발생 가능성이 없음을 보여준다. 오염물질의 비발암위해도는 각 오염물질의 RfD값을 이용하여 한국과 미국 EPA의 위해성평가모델을 적용하여 각각의 중금속에 대한 HQ를 산정하였다 (Table 8). 오염물질의 비발암위해도 산출결과, 토양 경로를 통한 HQ는 모두 1이하로서 오염물질의 위해는 없는 것으로 나타났다. 하지만 농작물 경로에서는 S5와 S6지역에서 Pb의 HQ가 1.30과 2.14로서 위해기준인 1을 초과하고 있으므로, 이 지역들의 농

**Table 7. Cancer risk of inorganic As in the study area calculated by risk assessment models used by Korea ME and US EPA.**

Site	Cancer risk	
	Soil pathway	Crop pathway
DM	S1	7.69×10 <sup>-2</sup>
	S2	3.75×10 <sup>-6</sup>
	S3	1.14×10 <sup>-4</sup>
MG	S4	7.78×10 <sup>-7</sup>
	S5	7.36×10 <sup>-6</sup>
KS	S6	3.81×10 <sup>-5</sup>

**Table 8. Hazard quotient (HQ) of heavy metal with different exposure pathway in study area calculated by risk assessment models used by Korea ME and US EPA.**

Pathway	Site	Hazard Quotient (HQ)								
		As	Cd	Cr <sup>6+</sup>	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	
Soil ingestion and dermal contact	DM	S1	1.71×10 <sup>-2</sup>	7.66×10 <sup>-3</sup>	5.85×10 <sup>-5</sup>	8.08×10 <sup>-4</sup>	3.70×10 <sup>-8</sup>	1.02×10 <sup>-3</sup>	3.94×10 <sup>-2</sup>	2.44×10 <sup>-4</sup>
		S2	8.33×10 <sup>-3</sup>	7.76×10 <sup>-3</sup>	3.29×10 <sup>-5</sup>	3.82×10 <sup>-4</sup>	2.61×10 <sup>-8</sup>	1.05×10 <sup>-3</sup>	6.91×10 <sup>-2</sup>	2.16×10 <sup>-4</sup>
		S3	1.68×10 <sup>-5</sup>	7.71×10 <sup>-3</sup>	7.19×10 <sup>-5</sup>	6.16×10 <sup>-4</sup>	6.52×10 <sup>-8</sup>	8.75×10 <sup>-4</sup>	3.84×10 <sup>-5</sup>	2.02×10 <sup>-4</sup>
	MG	S4	1.73×10 <sup>-3</sup>	5.97×10 <sup>-3</sup>	4.49×10 <sup>-5</sup>	3.06×10 <sup>-4</sup>	0.00×100	7.59×10 <sup>-4</sup>	3.22×10 <sup>-2</sup>	1.58×10 <sup>-4</sup>
		S5	1.63×10 <sup>-2</sup>	6.59×10 <sup>-3</sup>	4.53×10 <sup>-5</sup>	3.92×10 <sup>-4</sup>	9.57×10 <sup>-8</sup>	9.85×10 <sup>-4</sup>	3.90×10 <sup>-2</sup>	1.73×10 <sup>-4</sup>
	KS	S6	8.47×10 <sup>-2</sup>	5.07×10 <sup>-3</sup>	9.99×10 <sup>-5</sup>	3.03×10 <sup>-4</sup>	6.85×10 <sup>-8</sup>	6.82×10 <sup>-4</sup>	7.03×10 <sup>-2</sup>	1.55×10 <sup>-4</sup>
Vegetable	DM	S1	0.00×10 <sup>0</sup>	0.00×10 <sup>0</sup>	0.00×10 <sup>0</sup>	3.16×10 <sup>-2</sup>	0.00×10 <sup>0</sup>	0.00×10 <sup>0</sup>	1.74×10 <sup>-1</sup>	2.03×10 <sup>-2</sup>
		S2	0.00×10 <sup>0</sup>	0.00×10 <sup>0</sup>	0.00×10 <sup>0</sup>	1.14×10 <sup>-2</sup>	0.00×10 <sup>0</sup>	0.00×10 <sup>0</sup>	3.14×10 <sup>-1</sup>	4.88×10 <sup>-3</sup>
		S3	0.00×10 <sup>0</sup>	0.00×10 <sup>0</sup>	0.00×10 <sup>0</sup>	2.61×10 <sup>-3</sup>	0.00×10 <sup>0</sup>	0.00×10 <sup>0</sup>	2.79×10 <sup>-1</sup>	5.40×10 <sup>-3</sup>
	MG	S4	0.00×10 <sup>0</sup>	0.00×10 <sup>0</sup>	0.00×10 <sup>0</sup>	1.60×10 <sup>-2</sup>	0.00×10 <sup>0</sup>	0.00×10 <sup>0</sup>	8.15×10 <sup>-1</sup>	5.05×10 <sup>-3</sup>
		S5	0.00×10 <sup>0</sup>	0.00×10 <sup>0</sup>	0.00×10 <sup>0</sup>	2.89×10 <sup>-2</sup>	0.00×10 <sup>0</sup>	4.03×10 <sup>-3</sup>	1.30×10 <sup>0</sup>	1.58×10 <sup>-2</sup>
	KS	S6	0.00×10 <sup>0</sup>	0.00×10 <sup>0</sup>	0.00×10 <sup>0</sup>	1.15×10 <sup>-2</sup>	0.00×10 <sup>0</sup>	1.97×10 <sup>-2</sup>	2.14×10 <sup>0</sup>	7.70×10 <sup>-3</sup>

**Table 9. Total hazard index (HI) from soil and crop pathways in study areas calculated by risk assessment models used by Korea ME and US EPA.**

Site	Soil pathway	Crop pathway	Total HI
DM	S1	$6.62 \times 10^{-2}$	$2.26 \times 10^{-1}$
	S2	$8.68 \times 10^{-2}$	$3.30 \times 10^{-1}$
	S3	$9.53 \times 10^{-3}$	$2.87 \times 10^{-1}$
MG	S4	$4.12 \times 10^{-2}$	$8.36 \times 10^{-1}$
	S5	$6.35 \times 10^{-2}$	$1.34 \times 10^0$
KS	S6	$1.61 \times 10^{-1}$	$2.18 \times 10^0$

**Table 10. Average daily exposure/tolerable daily soil intake (ADE/TDSI) values of the study area calculated by CLEA model.**

Pathway	Site	As	Cd	Cr <sup>6+</sup>	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	
Soil	DM	S1	$1.71 \times 10^{-2}$	$4.97 \times 10^{-3}$	$1.00 \times 10^{-4}$	$8.08 \times 10^{-4}$	$1.42 \times 10^{-4}$	$7.52 \times 10^{-3}$	$4.37 \times 10^{-2}$	$2.44 \times 10^{-4}$
		S2	$8.33 \times 10^{-3}$	$5.04 \times 10^{-3}$	$5.63 \times 10^{-5}$	$3.82 \times 10^{-4}$	$1.00 \times 10^{-4}$	$7.79 \times 10^{-3}$	$7.67 \times 10^{-2}$	$2.16 \times 10^{-4}$
		S3	$2.53 \times 10^{-1}$	$3.70 \times 10^{-6}$	$1.68 \times 10^{-5}$	$1.68 \times 10^{-5}$	$1.68 \times 10^{-5}$	$1.68 \times 10^{-5}$	$1.68 \times 10^{-5}$	$1.68 \times 10^{-5}$
	MG	S4	$1.73 \times 10^{-3}$	$3.88 \times 10^{-3}$	$7.67 \times 10^{-5}$	$3.07 \times 10^{-4}$	$0.00 \times 10^0$	$5.63 \times 10^{-3}$	$3.58 \times 10^{-2}$	$1.58 \times 10^{-4}$
		S5	$1.63 \times 10^{-2}$	$4.28 \times 10^{-3}$	$7.75 \times 10^{-5}$	$3.93 \times 10^{-4}$	$3.68 \times 10^{-4}$	$7.29 \times 10^{-3}$	$4.33 \times 10^{-2}$	$1.73 \times 10^{-4}$
	KS	S6	$8.47 \times 10^{-2}$	$3.29 \times 10^{-3}$	$1.71 \times 10^{-4}$	$3.04 \times 10^{-4}$	$2.63 \times 10^{-4}$	$5.05 \times 10^{-3}$	$7.81 \times 10^{-2}$	$1.55 \times 10^{-4}$
Crop	DM	S1	$0.00 \times 10^0$	$0.00 \times 10^0$	$0.00 \times 10^0$	$6.91 \times 10^{-1}$	$0.00 \times 10^0$	$0.00 \times 10^0$	$3.56 \times 10^0$	$1.09 \times 10^0$
		S2	$0.00 \times 10^0$	$0.00 \times 10^0$	$0.00 \times 10^0$	$2.89 \times 10^{-1}$	$0.00 \times 10^0$	$0.00 \times 10^0$	$6.47 \times 10^0$	$3.68 \times 10^{-1}$
		S3	$0.00 \times 10^0$	$0.00 \times 10^0$	$0.00 \times 10^0$	$5.18 \times 10^{-2}$	$0.00 \times 10^0$	$0.00 \times 10^0$	$7.91 \times 10^0$	$6.76 \times 10^{-1}$
	MG	S4	$0.00 \times 10^0$	$0.00 \times 10^0$	$0.00 \times 10^0$	$4.91 \times 10^{-1}$	$0.00 \times 10^0$	$0.00 \times 10^0$	$2.09 \times 10^1$	$9.85 \times 10^{-2}$
		S5	$0.00 \times 10^0$	$0.00 \times 10^0$	$0.00 \times 10^0$	$5.78 \times 10^{-1}$	$0.00 \times 10^0$	$9.54 \times 10^{-2}$	$1.66 \times 10^1$	$3.96 \times 10^{-1}$
	KS	S6	$0.00 \times 10^0$	$0.00 \times 10^0$	$0.00 \times 10^0$	$2.36 \times 10^{-1}$	$0.00 \times 10^0$	$1.25 \times 10^0$	$3.71 \times 10^1$	$2.09 \times 10^{-1}$

작물 노출경로에 따른 Pb에 대한 인체위해성 (만성독성)이 있을 것으로 판단되었다.

조사지역의 토양경로와 농작물경로의 위해지수를 합한 종합위해지수 (Hazard Index)를 Table 9에 제시하였다. 종합 위해지수 역시 농작물의 위해지수가 1을 초과한 S5와 S6지역에서 1을 초과하고 있었으며, 이들 폐광산지역에서 토양 및 작물 섭취로 인한 종합적인 오염물질 노출 환경이 주변농민들에게 영향을 미칠 것으로 판단되었다.

**영국의 ADE (average daily exposure)/TDSI (tolerable daily soil intake)** 한국과 미국 EPA 위해성평가모델의 HI와 동일한 개념으로 영국의 CLEA모델에서는 ADE/TDSI를 사용하고 있다. 하지만 발암 및 비발암위해도로 나누어서 산정할 수 없고, 오직 하나의 위해도 값만을 결정한다. 따라서 본 연구에서는 토양과 농작물 노출경로로 나누어 ADE/TDSI값을 산정하였다 (Table 10). 위해성평가 결과, 토양 중 오염물질에 대한 ADE/TDSI값은 위해기준인 1을 초과하지 않아 이들 오염물질에 의한 인체위해성은 나타나지 않을 것으로 판단되었다. 그렇지만 농작물경로의 ADE/TDI값은 Ni이 S6지역에서 1.25,

Zn이 S1지역에서 1.09로 1을 초과하고 있어 이곳의 주민들에게 Ni과 Zn에 대한 위해성이 발생할 수 있으며, Pb의 ADE/TDI값은 전 지역에서 1을 초과하고 있으므로, 모든 조사지역에서 Pb가 인체에 미치는 악영향이 크다고 판단되었다.

조사지역의 Total ADE/TDSI를 Table 11에 제시하였다. Total ADE/TDSI는 S1-S6지역에서 1을 초과하고 있었으며, 이 중 S4, S5과 S6지역에서의 종합위해지수는 21.5, 17.7과 38.9로 Total ADE/TDSI가 상당히 높은 것을 확인하였으며, 주변 주민들에게 오염물질의 노출로 인하여 상당한 영향이 있을 것으로 예상되었다. 영국의 CLEA모델을 이용한 위해성평가에서는 조사된 모든 폐금속 광산 지역 주변의 농경지 사용은 부적합할 것이라 평가되었다.

**토지 용도의 적합성 판단** 토양 중 중금속의 위해성평가를 실시하여 위해성이 존재한다고 판단되면, 환경부의 토양 정화목표치와 UK CLEA모델로 도출한 토양 지침값으로 현재 농경지 용도로 사용되고 있는 지역의 안전 기준을 설정하고, 토지 이용 용도의 적합성을 판단할 수 있다.

**Table 11. Average daily exposure/tolerable daily soil intake (ADE/TDSI) from soil and crop pathways.**

Site	Soil pathway	Crop pathway	Total ADE/TDSI
DM	S1	$7.46 \times 10^{-2}$	$5.34 \times 10^0$
	S2	$9.87 \times 10^{-2}$	$7.12 \times 10^0$
	S3	$2.54 \times 10^{-13}$	$8.63 \times 10^0$
MG	S4	$4.76 \times 10^{-2}$	$2.15 \times 10^1$
	S5	$7.22 \times 10^{-2}$	$1.77 \times 10^1$
KS	S6	$1.72 \times 10^{-1}$	$3.88 \times 10^1$

**Table 12. Equation and exposure factors of target concentration of non-carcinogenic contaminants according to crop & soil routes.**

$C_s = \frac{THQ \times RfDo \times BW \times AT}{EF \times ED [SFo(BCF \times CRp \times FI + CF \times CRs \times FI)]}$		
Factor	Definition (unit)	Default
THQ	Target hazard quotient (unitless)	1
RfDo	Oral reference dose (mg kg <sup>-1</sup> day <sup>-1</sup> )	Chemical-specific
BW	Body weight (kg)	60
AT	Averaging time (years)	73.5
EF	Exposure frequency (days year <sup>-1</sup> )	365
ED	Exposure duration (years)	50
SFo	Oral slope factor (mg kg <sup>-1</sup> )	Chemical-specific
BCF	Bioconcentration factor (unitless)	Chemical-specific
CRp	Consumption of crops (kg day <sup>-1</sup> )	Variable
CRs	Consumption of soil (mg day <sup>-1</sup> )	100
FI	Fraction ingested from contaminated source (unitless)	1
CF	Conversion factor (kg mg <sup>-1</sup> )	10 <sup>-6</sup>

**Table 13. The target values of heavy metal for soil remediation.**

Crop	Site	As	Cd	Cr <sup>6+</sup>	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
		----- mg kg <sup>-1</sup> -----							
Corn	SD <sup>†</sup>	177	174	1800	24000	167	11450	300	131579
	S1	8.12	6.23	0.38	48.25	0.06	31.50	34.16	103.50
	S2	2.82	6.09	0.21	24.12	0.04	53.63	33.53	99.55
	S3	121.7	6.07	0.31	35.38	0.10	35.30	27.71	89.07
Egg-plant	SD	172	101	1800	24000	148	10601	300	89463
	S4	5.24	4.68	0.21	19.92	0.00	25.76	24.07	69.11
Leek	SD	37	7	241	2034	97	2693	131	6429
	S5	9.59	4.94	0.19	22.69	0.12	30.40	29.45	78.45
Pepper	SD	75	20	539	4898	137	5338	204	16744
	S1	8.12	6.23	0.38	48.25	0.06	31.50	34.16	103.50
	S2	2.82	6.09	0.21	24.12	0.04	53.63	33.53	99.55
	S4	5.24	4.68	0.21	19.92	0.00	25.76	24.07	69.11
	S6	39.13	4.45	0.34	19.72	0.11	52.99	22.7	70.4
Perilla	SD	98	32	756	7273	152	6912	235	26667
	S5	9.59	4.94	0.19	22.69	0.12	30.40	29.45	78.45
Soy-bean	SD	169	79	1800	24000	137	174	10118	74196
	S1	8.12	6.23	0.38	48.25	0.06	31.50	34.16	103.50
	S6	39.13	4.45	0.34	19.72	0.11	52.99	22.7	70.4

<sup>†</sup>Concentration of heavy metals in plant inducing human risk.



**환경부의 토양 정화목표치** Table 12에 제시한 환경부의 ‘토양오염위해성평가지침’에 따라 농작물 및 토양 섭취 경로에 대한 정화목표치를 산정하였다 (Table 13). 폐광산 주변의 농경지 토양 중 오염물질의 함량은 산출된 각 원소별 정화목표치보다 낮은 수준이었으며, 따라서 조사 대상 지역을 현재 용도로 사용하는데 있어서 큰 문제는 발생하지 않을 것이라 추정되었다. 그렇지만 파를 재배하는 S5지역 토양에서 Cd의 농도가 설정된 정화목표치에 근접하여 있기 때문에 S5지역 토양에 대한 지속적인 모니터링이 이루어져야 할 것으로 판단된다.

**영국의 토양지침값 (SGVs)** 경작지 토양의 토양지침값을 도출하기 위하여 CLEA모형을 이용하였다 (Figure 3). 먼저 SGV 설정은 pH, 유기물함량, 토성 및 인체노출인자를 이용하여 일일노출량 (ADE)/허용섭취량 (TDSI or TDI)=1이 되는 각 오염물질의 농도를 구하였다. 최종 산출물인 End graph에서 위해성이 급격히 증가하는 변곡점을 Safety value로 설정하여 비례식으로 SGV를 도출하였다 (Table 14).

본 연구에서 조사된 지역의 오염물질 농도와 토양지침값을 비교해 볼 때, DM광산의 S3와 KS광산의 S6지

역의 토양 중 AS의 농도는 토양지침값을 초과하였고, Cd의 농도는 모든 조사 지역의 토양에서 토양지침값을 초과한 수준이었다. 그 외에 조사 대상 토양 중 Cr<sup>6+</sup>, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn 농도의 경우, 토양지침값보다 낮은 농도로 존재하는 것을 확인할 수 있었다. 따라서 CLEA 모델로 도출한 토양지침값으로 볼 때 S3와 S6지역에서는 As에 대한 오염 가능성이 있었고, S1-S6지역에서 Cd의 오염 가능성이 있을 것이라고 추정되었다. 또한 조사 대상 지역 토양의 As와 Cd의 복원이 필요할 것으로 판단되었고, 이와 같은 이유로 위해성 평가 대상 지역의 농경지 이용은 부적합할 것으로 평가되었다.

**요 약**

본 연구에서는 폐광산 주변 농경지 용도의 경작 적합성을 판단하고자 토양의 위해성을 정량적으로 측정할 수 있는 과학적 방법인 한국, 미국 및 영국의 위해성평가 방법을 이용하였다. 예비위해성평가를 통하여 선택한 DM, MG 및 KS광산을 위해성평가 대상 지역으로 선택하여 토양 및 농작물 시료를 채취하였다. 이후 토양과 농작물 시료 중 중금속 분석을 통하여 위해성 평가 및 농경지 적합성 판단을 위한 변수를 확보하였다. 토양 중 중금속 분석결과, 환경부 보고서에 수록된 수치보다 토양 중 중금속의 함량이 낮은 것을 확인하였으며, 대상 광산지역 모두에서 토양 중 Cd의 함량이 토양 환경보전법의 1 지역 토양오염우려기준을 초과하고 있는 것을 확인할 수 있었다. S3와 S6지역은 As함량이 각각 1 지역의 대책기준과 우려기준을 초과하였다. 농작물 내 중금속 농도는 작물의 중금속 한계 농도를 근거로 DM광산주변에서 재배되고 있는 고추, 콩, 옥수수에서 Zn의 경우에만 오염식물의 범위로 판단되었으며, 이 외의 중금속 함량은 Kabata-pendias and Pendias의 일반적으로 오염되지 않은 식물의 배경농도 범위에 비교하여 안전한 수준을 보였다. 위해성평가 결과에 따르면 한국과 미국의 위해성평가 모델의 경우, MG광산과 KS광산에서 농작물 내

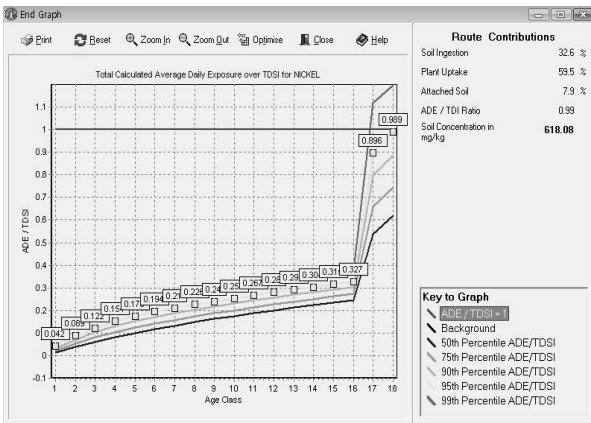


Fig. 3. An example of end graph results by CLEA model.

Table 14. Soil guidance values (SGVs) of heavy metals in the soils from study area.

Site		As	Cd	Cr <sup>6+</sup>	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
		mg kg <sup>-1</sup>							
DM	S1	26	0.0	85	1540	4	195	200	9520
	S2	27	0.1	87	763	4	192	200	4647
	S3	26	0.1	85	1534	4	195	200	9574
MG	S4	27	0.7	85	1544	3	194	200	9410
	S5	27	0.1	85	410	4	194	200	4237
KS	S6	27	0.7	85	699	3	192	200	3387
Ave. SGV		27	0.3	85	1081	4	194	200	6796

Pb에 의한 인체 위해성이 나타날 것으로 예상되었고, 영국의 모델에서는 조사 전 지역에서 농작물의 Pb에 의한 독성이 나타날 것으로 예상되었다. 이 후 위해성평가 모델을 통한 토양 중 중금속의 오염기준을 한국의 정화 목표치과 영국의 토양지침값으로 도출하고, 현재 토양 중 중금속 농도와 비교하였다. 그 결과 현재 토양 중 중금속의 농도가 영국의 토양지침값을 초과하여 MG광산, DM광산 및 KS광산지역에서 농경지 용도로 토지를 사용하는 데 문제가 있을 것으로 판단되었고, 오염물질에 대한 대책이 필요함을 알 수 있었다.

## 인 용 문 헌

- Adriano, D.C. 1986. Trace element in the terrestrial environment. Springer-Verlag, New York.
- Cherian, S. and M.M. Oliveira. 2005. Transgenic Plants in Phytoremediation: Recent Advance and New Possibilities. *Environmental Science & Technology* 39: 9377-9390.
- Cresser M.S. and J.W. Parsons. 1979. Sulfuric-perchloric acid digestion of plant material for the determination of nitrogen, phosphorus, potassium, calcium and magnesium. *Analytica Chimica Acta* 109:431-436.
- DEFRA. 2002. Note on the withdrawal of ICRCCL trigger values. CLAN 3/02.
- DEFRA. and EA. 2002. The Contaminated Land Exposure Assessment Model (CLEA). Technical basis and algorithms. R & D Publication, UK.
- EPA. 1991a. Risk assessment guidance for superfund (RAGS). Volume I: Human health evaluation manual (HHEM), part B, development of risk-based preliminary remediation goals.
- EPA. 1991b. Risk assessment guidance for superfund (RAGS). Volume I: Human health evaluation manual (HHEM), supplemental guidance, Standard Default Exposure Factors, Interim Guidance.
- EPA. 1998. Microwave assisted acid digestion of sediments, sludgeds, soils and oils (EPA 3051a).
- Gu, J.M., K.S. Kim, J.I. Dong, Y.H. Park, W.G. Bae, J.W. Yang, I.T. Yeom, S.P. Yoon, J.Y. Lee, J.S. Lee, Y.Y. Jang, J.C. Jung, S.I. Choi, K.Y. Hwang, and J.S. Hwang. 2001. *Soil Environmental Engineering*. Hyangmunsa. pp.148-175.
- Kabata-Pendias, A. and H. Pendias, 1984. Trace elements in soils and plants. CRC press, Inc. United States. p.315.
- KIGAM. 2005. Soil Contamination Survey of Areas around Abandoned Mining sites. Korea Institute of Geoscience and Mineral Resources.
- Miller, W.P. and D.M. Miller. 1987. A micro pipette method for soil mechanical analysis. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 18:1-15.
- Ministry of Environment. 2002. The Analysis Method of Soil Contamination. Ministry of Environment, Korea.
- Ministry of Environment. 2005. Overall Condition Survey of the Soils Contaminated Around Abandoned Mining Areas. Department of Soil & Groundwater, Korea.
- Ministry of Environment. 2006. Risk assessment guideline for contaminated lands. Ministry of Environment, Korea.
- Ministry of Environment. 2009. Soil Environment Conservation Act. Ministry of Environment of the Republic of Korea, Seoul, Republic of Korea. pp.12.
- Nelson, D.W. and L.E. Sommers. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: A.L. Page (ed.) *Methods of soil analysis*. Part 2. 2nd ed. Agronomy 9:961-1110.
- Park, Y.H. 1997. A Scheme for the Management System of Soil Quality Survey Data. Korea Institute of Policy Evaluations. p.6-8.
- Park, Y.H., M.J. Kim, S.W. Jung, Y.H. Lee, M.J. Kim, and J.E. Jo. 2003. A Study for Standards of Soil Contamination and Restoration by land-use. Korea Institute of Policy Evaluations.
- Thomas, G.W. 1996. Soil pH and soil acidity. In D.L. Sparks, A.L. Page, P.A. Helemke, R.H. Loeppert, P.N. Soltanpour, M.A. Tabatabai, C.T. Johnston and M.E. Sumner (eds.) *Method of soil analysis part 3: chemical methods*. SSSA book series 5. SSSA and ASA, Madison, WI. pp.475-490.