

폐금속 광산지역 비소 및 중금속 오염에 대한 인체위해성평가 및 복원농도 설정

Human Risk Assessment of Arsenic and Heavy Metal Contamination and Estimation of Remediation Concentration within Abandoned Metal Mine Area

이상우(Sang-Woo Lee)¹ · 김정진(Jeong-Jin Kim)² · 박미정(Mi Jeong Park)³ ·
이상환(Sang-Hwan Lee)³ · 김순오(Soon-Oh Kim)^{1,*}

¹경상대학교 자연과학대학 지질학과 및 기초과학연구소(RINS)

(Department of Geology and Research Institute of Natural Science (RINS), Gyeongsang National University, Jinju, Korea)

²국립안동대학교 지구환경과학과

(Department of Earth and Environmental Sciences, Andong National University, Andong, Korea)

³한국광해관리공단 광해기술연구소

(Institute of Mine Reclamation Technology, Mine Reclamation Corporation, Wonju, Korea)

요약 : 본 연구에서는 폐금속 광산에 특화된 인체위해성평가 방법을 제시하고, 국내 폐금속 광산지역으로부터 도출된 다양한 노출인자 값을 적용하여 폐금속 광산지역의 주민(성인 남자, 성인 여자, 어린이)에 대하여 인체위해성평가를 수행하였다. 또한 인체위해성평가의 결과로부터 중금속 오염에 의한 주민의 건강이 우려되는 경우, 위해성에 기반한 각 매체(토양, 지하수, 지표수)별 복원기준을 제시하고자 하였다. 본 연구 결과, 발암위해도와 비발암위해도를 지시하는 총 초과발암위해도(TCR)와 위험지수(HI)는 지하수섭취와 농작물섭취에 의한 경로로 노출되는 비소에 의해 각각 허용 가능한 수준인 1.00E-6과 1을 크게 초과하는 것으로 나타나서 연구대상 지역의 인체위해성이 큰 것으로 평가되었다. 위해도 저감을 위한 복원농도 산정 결과, 발암위해도 기준 계산 시 As 6.83~6.85 mg/kg, Pb 18.41~18.46 mg/kg, 비발암위해도 기준 계산 시 Cu 17.38 mg/kg, As 9.13 mg/kg의 수준으로 토양정화가 필요한 것으로 나타났다.

주요어 : 인체위해성평가, 폐금속 광산, 중금속 오염, 발암위해도, 비발암위해도, 복원농도

ABSTRACT : This study was initiated to propose the method for human risk assessment suitable to metal mine area. Using a variety of exposure parameters extracted from the investigation of abandoned metal mines, the proposed method was applied to assess the risk of As and heavy metal contamination for inhabitants (male and female adults and child) within an abandoned mine area. Based on the results of risk assessment, in addition, target remediation concentrations of each media (soil, groundwater, and surface water) were estimated. The results indicate that total carcinogenic risk (TCR) and hazard index

*Corresponding author: +82-55-772-1477, E-mail: sokim@gnu.ac.kr

(HI) representing carcinogenic and non-carcinogenic risks, respectively, were calculated to exceed the tolerable levels ($1.00E-6$ and 1) with regard to two exposure pathways (groundwater and crop intakes) and As. Thus, the human risk of study area was evaluated to be significant. Based on the target risk (TR) for carcinogens, the remediation concentrations of soil were computed to be 6.83~6.85 mg/kg and 18.41~18.46 mg/kg for As and Pb, respectively. In terms of target hazard index (THI) for non-carcinogens, the remediation concentrations of soil were calculated to be 17.38 mg/kg for Cu and 9.13 mg/kg for As.

Key words : human risk assessment, abandoned metal mine, arsenic and heavy metal contamination, carcinogenic risk, non-carcinogenic risk, remediation concentration

서 론

우리나라는 1980년대 이후 사회구조의 변화, 에너지 소비패턴의 변화, 3D 노동의 호비, 저렴한 가격의 광산물 수입, 부가가치의 하락 등으로 광업활동이 위축되어 점차 휴·폐광산이 증가하게 되었다(Na *et al.*, 2013). 그러나 당시 광산보안조치 또는 환경보호를 위한 조치가 적절하게 이루어지지 못하였으며, 이에 따라 폐갱도, 광물찌꺼기, 폐석 등의 광산 폐기물과 채광 및 선광제련 등의 시설물들이 그대로 방치되었다. 이들은 집중 강우나 강풍에 의해 인근지역 하부로 분산되어 농경지와 수계에서 지속적으로 환경오염을 발생시켜 왔다(Thornton, 1983; Kelly, 1988; Alloway, 1990; Park, 1994; Lee *et al.*, 2005).

미국 등 선진국에서는 오래전부터 인간 활동에 의해서 초래되는 환경오염이 인체에 미치는 부정적인 영향을 정량적으로 평가하기 위한 시도와 연구들이 활발히 진행되어 다양한 위해성 평가 기법과 프로그램이 개발되었다(EPA, 2004; An *et al.*, 2007; Brant *et al.*, 2007; ASTM, 2010). 국외 선진국에서 토양오염현황 조사와 토양정책수립 등에 활용하기 위하여 다양한 토양위해성 평가모델들을 개발해오고 있다. 대표적인 토양위해성 모델들로는 미국의 CalTOX모델, 영국의 DERFA (The Department for Environment, Food and Rural Affairs)와 EA (Environment Agency)에 의해 개발된 CLEA (Contaminated Land Exposure Assessment)모델, 그리고 오염물질의 인체 및 생태계의 잠재위해성에 근거한 개입기준을 설정하는 네덜란드 CSOIL모델 등이 있다(An *et al.*, 2007). 그러나 우리나라의 경우 1990년대 중반 이후 오염된 토양의 위해성평가에 대한 중요성을 인식하여 위해성평가방법과 이에 이용되는 세부적인 변수에 대한 연구를 시작하

였으며, 2006년에 들어 환경부 토양오염 위해성평가 지침을 제정하여 인체위해성평가를 위한 법적 기반이 마련되었다(KMOE, 2006). 이를 바탕으로 여러 위해성평가 연구가 진행되었으나(Cho, 2012; Lee, 2013), 이는 환경부의 토양오염 위해성평가지침을 폐광산지역에 대해 단순히 적용한 것으로 우리나라 폐광산지역의 특성을 반영한 모델과 인자들 개발을 위한 연구는 아직까지 매우 부족한 실정이다.

따라서 본 연구는 황화 광석광물이 산화됨으로써 독성 중금속들이 유출되어 주변 환경을 광범위하게 오염된 것으로 보고된 주천광산을 대상으로 폐광산지역에 특성화된 모델과 인자를 이용하여 인체위해성평가를 수행하고 인체에 무해한 수준으로 복원사업을 진행하기 위한 복원농도를 산정해 보고자 수행되었다. 먼저, 폐광산지역의 오염원, 오염매체, 노출경로 등의 노출시나리오를 설정하여 국내 폐금속 광산에 적합한 인체위해성평가 모델을 제시하였다. 또한 인체위해성평가에 있어 기존 폐금속 광산지역 거주 주민건강조사 자료로부터 폐광산지역 특성을 반영한 노출인자를 추출하고, 이를 이용하여 정량적 결과를 산출하였다. 그리고 이렇게 산출된 인체위해도를 노출경로별, 오염물질별로 분석하여 주된 오염물질과 노출경로를 확인하고, 매체별(토양, 지하수, 지표수) 복원농도를 제시하였다.

연구 방법

대상 연구지역

본 연구의 대상 광산인 주천광산은 강원도 영월군 주천면 주천리에 소재하고 있으며, 대상광종은 금, 은, 구리, 납이며, 주된 생산광종은 은이다. 이 광산에서는 1938~1989년 기간 동안 은 130 kg,

1982년까지 은 1,420 kg을 생산한 실적이 있으며, 1995년에 최종적으로 광업권이 소멸되었다(KMOE, 2005). 지질은 조선계 대석회암통에 속하는 삼태산층(암회색석회암)과 시대미상의 삼방산층(세일 및 규장암)으로 구성되며, 서로 부정합의 관계를 이룬다. 광상은 크게 석회암을 모암으로 하는 파이프상의 열수교대광상과 맥상의 열극충진광상(합금은, 납, 아연 석영맥)으로 구분된다. 주 광체는 파이프상의 열수교대광상인 대절광체이다. 주요한 광석광물은 방연석, 섬아연석을 비롯하여 황동석, 황철석, 유비철석, 자류철석 등이다(KMOE, 2007b). 따라서 채광 과정에서 이러한 황화 광석광물이 산화됨으로써 독성 중금속들이 유출되어 주변 환경을 광범위하게 오염시킨 것으로 조사되었다.

토양시료 채취 및 분석

토양 내 중금속함량의 측정을 위해 주천광산 주변에서 논과 밭 토양을 대상으로 토양공정시험방법에 따라 지표로부터 5~10개의 지점에서 토양표면의 잡초, 유기물 등 이물질을 제거한 후 0~30 cm 이내의 토양을 채취하고 혼합하여 토양 시료를 채취하였다. 현장에서 채취된 87개의 시료는 폴리에틸렌 지퍼백에 넣어 실험실로 옮겨왔으며, 중금속 함량 측정을 위한 분석용 시료를 제조하기 위해 채취한 토양 시료를 105 °C의 온도에서 24시간 건조시킨 후 100 mesh (0.16 mm)의 체로 전처리하였다. 토양 내 중금속 함량의 분석을 위해서 왕수(aqua regia)추출법을 적용하였다(Alloway, 1990). 체질 과정을 거친 건조토양 시료 1 g과 질산용액(5 mL)과 염산용액(15 mL)을 1 : 3으로 혼합하여 100 °C의 온도에서 1시간 동안 가열 후 증발된 양만큼 증류수를 첨가하였다. 다음으로 혼합액을 7,000 rpm으로 원심분리하여 상등액을 0.45 µm 실린지 필터로 여과한 후 유도결합플라스마분광기(ICP-OES, 4300, 5300DV, Perkin Elmer, USA)를 이용하여 As와 중금속(Cd, Cu, Pb, Zn)의 총 함량을 분석하였다.

수질시료 채취 및 분석

연구대상인 주천광산의 수질조사를 위하여 하천수는 광산의 갭구를 기준으로 하류방향을 2 km 이내에서 500 m당 1점을 채취하여 총 5개의 하천수 시료를 채취하였으며, 지하수는 현장에 설치된 관

측정으로부터 6개의 시료를 채취하였다. 채취된 시료는 현장에서 membrane filter (0.45 µm)를 사용하여 부유물질을 제거하고 농질산(HNO₃)을 첨가하여 채수병에 보관하였다. 인체위해성평가를 위한 중금속 함량 분석을 위하여 토양시료와 동일하게 유도결합플라스마분광기(ICP-OES, 4300, 5300 DV, Perkin Elmer, USA)를 이용하여 대상 중금속의 총 함량을 분석하였다.

인체위해성평가 방법

일반적으로 인체위해성평가는 유해성 확인(hazard identification), 노출평가(exposure assessment), 용량-반응 평가(dose-response assessment) 또는 독성평가(toxicity assessment), 위험도 결정(risk characterization)의 4단계로 수행된다.

(1) 유해성 확인

1단계 유해성 확인(hazard Identification)은 평가대상 부지, 본 연구에서는 폐금속광산 지역 내 오염물질의 존재여부와 오염물질 종류, 존재하는 오염물질의 유해성을 확인하는 단계로 본 연구에서는 국내 폐금속 광산지역에서 가장 빈도가 높게 나타나는 오염물질인 As와 중금속(Cd, Cu, Pb, Zn)을 선정하여 연구를 수행하였다.

(2) 노출평가

본 연구대상 폐금속광산인 주천광산의 주요 오염원은 광물찌꺼기, 폐석, 갭내수, 침출수 등으로 판단하였고, 이러한 오염원으로부터 As와 중금속(Cd, Cu, Pb, Zn) 오염물질들이 유출되어 주변 토양, 지하수, 지표수, 농작물, 실외공기(비산먼지) 등의 다양한 경로를 통하여 주변 환경으로 전이되는 것을 시나리오로 설정하다. 또한 인체로 오염물질이 유입되는 주요한 노출경로로서 표토섭취, 표토 피부 접촉, 표토 호흡(비산), 지하수섭취, 지표수 피부접촉, 농작물섭취, 실외공기호흡(휘발) 등의 7가지를 고려하였으나, 이 중 휘발에 의한 실외공기 호흡 노출경로는 수은과 같이 휘발성이 큰 중금속 오염물질이 포함된 경우에 고려가 필요한 것이나, 본 연구에서는 휘발성이 없는 As와 중금속(Cd, Cu, Pb, Zn) 등 5종을 대상으로 하기 때문에 이를 제외하였다. 그리고 본 연구에서는 광산지역 거주자인 성인남성과 성인여성, 그리고 어린이 등의 세 종류의 수용체를 평가 대상으로 하였다.

Table 1. Equations for calculating the average daily dose of each exposure pathway

Media	Exposure pathway	Equation for average daily dose*
	① Oral (mg/kg-day)	$\frac{C_s \times CR_s \times CF_1 \times ABS_{GI} \times EF \times ED}{BW \times AT}$
Surface soil	② Dermal (mg/kg-day)	$\frac{C_s \times (AF \times ABS_D \times CF_1) \times SA_e \times EF \times ED}{BW \times AT}$
	③ Inhalation (suspended soil) (mg/m ³)	$\frac{C_s \times ABS_{inh} \times (TSP \times f_{rs} \times Fr) \times EF \times ED \times CF_1}{AT}$
Ground-water	④ Oral (mg/kg-day)	$\frac{C_w \times CR_w \times EF \times ED}{BW \times AT}$
Surface water	⑤ Dermal (mg/kg-day)	$\frac{C_{sw} \times Th_w \times SA_w \times ABS_D \times EF \times ED \times CF_2}{BW \times AT}$
Crop	⑥ Oral (mg/kg-day)	$\frac{C_c \times BCF \times CR_p \times ABS_{GI} \times EF \times ED}{BW \times AT}$

*C_s: Exposure conc. of surface soil (mg/kg); C_w: Exposure conc. of groundwater (mg/L); C_{sw}: Exposure conc. of surface water (mg/L); C_p: Exposure conc. of crop (mg/kg); The other parameters in the equations are given in Tables 2~4

먼저 각 노출경로별 일일 평균 노출량(average daily dose, ADD)은 Table 1에 주어진 식들을 이용하여 계산을 수행하였으며, 이때 각각의 노출농도는 환경매체별 시료로부터 측정된 As와 중금속(Cd, Cu, Pb, Zn)의 농도를 이용하였다. Table 1의 노출량 산정식들에 포함된 다양한 노출인자들은 각 인자들이 나타내는 특성을 반영하여 수용체 인자(Table 2), 오염물질 인자(Table 3), 그리고 환경매질 인자(Table 4) 등으로 구분하여 여러 자료들로부터 도출하여 사용하였다. 이 중 Table 2의 수용체 인자는 평가대상 지역의 거주민들의 특성을 잘 반영한 값들이 이용되어야 인체위해성평가의 신뢰성을 확보할 수 있으나 현재 주로 사용되는 인자값들은 국외 자료 또는 우리나라 전체 인구에 대한 통계값이 이용되고 있어 폐광산 지역의 인체위해성평가에 적합하지 않은 것으로 판단된다. 따라서 본 연구에서는 우리나라 폐금속 광산지역 주변에 거주하는 주민들의 특성을 반영한 수용체 인자를 추출하기 위하여 국립환경과학원에서 2007년에서 2011년까지 5년간 수행한 폐금속광산 주민건강영향조사 결과를 활용하였다(NIER, 2007; 2008; 2009; 2010; 2011). 5년간의 자료에 수록된 성인남성 2,834명, 성인여성 4,248명, 그리고 어린이 285명을 대상으로 하여 각각의 체중, 신장, 노출기간, 평균시간 등의 평균값 획득하였다(Table 2). 본 연구에서 사용한 수용체의 체중은 폐금속 광산 주민건강영향조사의 자료를 바탕으로 연령 및 성별 등

에 따라 정리 후에 얻어진 평균 체중인 성인남성 59.9 kg, 성인여성 57.7 kg, 그리고 어린이 36.0 kg 값을 이용하였다. 노출기간(exposure duration, ED)은 일생을 통해 오염물질에 노출되는 총 연수를 의미하는데, 폐금속광산 주민건강영향조사의 자료를 통해 주민들의 평균 거주기간인 성인남성 46.0년, 성인여성 39.8년 그리고 어린이 7.8년을 적용하는 것이 보수적인 위해성평가 결과를 얻는데 타당할 것으로 보였다. 평균시간의 경우 미국 환경청(US EPA, 1997), 호주(NEPC, 1999), 영국(EA, 2005) 등에서는 위해성 평가 시 실제 평균수명보다 적은 70년을 권장하고 있으나, 본 연구에서는 의료기술의 발전에 따른 평균 수명 증가 현상을 반영하기 위하여 2013년 기준 기대수명자료인 성인남성 78.51년, 성인여성 85.06년, 그리고 성인남성과 성인여성의 기대수명의 평균인 81.94년을 어린이의 평균시간으로 적용하여 각각 일수로 환산하여 이용하였다(KOSIS, 2013). 본 연구에서는 표토 피부접촉에 의한 노출량 산정 시 토양 피부접촉체표면적(SA_e)과 지표수 피부접촉에 의한 노출량 산정 시 물 피부접촉체표면적(SA_w)이 이용되고 있는 인자들은 Lee(2005)에 의해 제시된 체표면적 산출 공식(식 (1))에 폐금속 광산 주민건강영향조사 자료로부터 얻어진 주민들의 평균 체중(BW)과 신장(HW) 값을 대입하여 계산하였으며, 산정 결과 체표면적은 성인남성 16,848 cm², 성인여성 15,612 cm², 그리고 어린이 11,912 cm²로 산출되었다.

Table 2. Exposure factors specified for residents around abandoned metal mine area

Parameter	Abbreviation in Table 1	Unit	Value			Reference
			Adult male	Adult female	Child	
Body weight	BW	kg	59.9	57.7	36.0	NIER (2006)
Exposure duration	ED	years	46.0	39.8	7.8	NIER (2006)
Average time	AT	days	28,656	31,047	29,908	KOSIS (2013)
Exposure frequency	EF	days/year	350	350	350	CCME (2006)
Surface area of body for dermal contact of soil	SA _e	cm ² /day	4,212	3,903	2,978	NIER (2006~2011), Lee (2005)
Surface area of body for dermal contact of water	SA _w	cm ² /day	5,750	5,328	4,065	MOE (2007), EPA (1997)
Soil-skin adsorption coefficient	AF	mg/cm ²	0.070	0.070	0.200	EPA (2009)
Water-skin adsorption thickness	Th _w	cm		2.340E-03		EPA (2009)
Retention of soil particles in lung	Fr	-		0.75		Brand (2007)
Intake rate of soil	CR _s	mg/day	50	50	118	MOE (2007)
Intake rate of groundwater	CR _w	L/day	1.660	1.346	1.000	MOE (2007)
Intake rate of crop (cereal)	CR _p crop	kg/day	0.159	0.153	0.159	MOE (2007)

$$\text{체표면적} = 73.31 \times \text{BW}^{0.425} \times \text{HT}^{0.725} \quad (1)$$

US EPA (1997)은 성인과 어린이의 체중과 신장을 이용하여 산출된 체표면적에서 의복착용을 제외한 체표면적의 25%를 토양 피부접촉체표면적(SA_e)으로 제시하고 있다. 본 연구에서도 폐광산 지역주민의 신장과 체중을 적용하여 산출된 체표면적의 25%를 토양 피부접촉체표면적(SA_e)으로 고려하여 성인남성 4,212 cm², 성인여성 3,903 cm², 그리고 어린이 2,978 cm²의 값을 산정하였다. 지표수 피부접촉에 의한 노출량 산정 시 이용되는 물 피부접촉체표면적(SA_w)은 국내 자료가 부족하여 US EPA (1997)에서 제시한 성인남성 23,000 cm²를 기준으로 하였으며, 성인여성과 어린이의 경우 토양 피부접촉체표면적(SA_e)에서의 성인남성에 대한 성인여성과 어린이 체표면적을 비를 고려하여 성인남성 5,750 cm², 성인여성 5,328 cm², 그리고 어린이 4,065 cm²의 값을 선정하였다. 그외 토양-

피부간 흡착계수(AF)와 물-피부간 흡착두께(Th_w)의 경우 국내 자료의 부족으로 US EPA(2009)의 자료로부터 획득하였다. 또한 본 연구에서는 토양, 지하수, 농작물 섭취에 의한 노출경로를 고려하여, 이들에 의한 오염물질 인체노출량 산정에 있어 Table 1과 같이 토양섭취량(CR_s), 일일지하수섭취량(CR_w), 농작물섭취량(CR_p)이 필요하다. 토양섭취량(CR_s)은 오염된 토양의 섭취에 의한 경로 고려 시 중요한 인자로서 본 연구에서는 국내 제안된 자료가 없는 성인남성과 성인여성의 토양 섭취량은 US EPA 제시값과 동일하게 50 mg/day를 이용하였으나, 어린이의 경우 KMOE (2007a)의 한국 노출계수 핸드북에 분변 내 알루미늄 분석을 통해 추정된 값인 118 mg/day을 이용하였다. 일일지하수섭취량(CR_w)은 미국과 네덜란드의 경우 위해성 평가 시 2 L/day, 어린이 1 L/day로 적용할 것을 권장하고 있으나, 여기에서는 KMOE (2007a) 한국 노출계수 핸드북의 자료를 이용하여 성인남성

Table 3. Exposure factors related to properties of As and heavy metals

Parameter	Abbreviation in Table 1	Unit	Value					Ref.
			Cd	Cu	As	Pb	Zn	
Gastrointestinal absorption coefficient	ABS _{GI}	-	0.025	0.570	0.950	ND	ND	EPA (2004)
Dermal absorption coefficient	ABS _D	-	0.140	0.100	0.030	0.006	0.020	Health Canada (2007)
Inhalation absorption coefficient	ABS _{inh}	-	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	Brand (2007)
Soil-crop bio-concentration factor	BCF	-	0.081	ND	0.029	0.007	0.100	Kim <i>et al.</i> (2012), EPA (1996)

ND = not determined

Table 4. Exposure factors related environmental media and conversion factors

Parameter	Abbreviation in Table 1	Unit	Value	Ref.
Amount of suspended particles in air	TSP	mg/m ³	0.070	Brand (2007)
Fraction of soil in suspended particles in air	f _{rs}	-	0.500	Brand (2007)
Conversion factor 1	CF ₁	kg/mg	1.000E-06	-
Conversion factor 2	CF ₂	L/m ³	1.000E+03	-
Conversion factor 3	CF ₃	ug/mg	1.000E+03	-

1.66 L/day, 성인여성 1.35 L/day, 그리고 어린이의 경우에는 자료 부족으로 국내 오염도양 위해성 평가지침에서 제시한 1 L/day를 그대로 사용하였다. 농작물 섭취는 폐광산지역의 인체위해성평가 시 중요한 노출경로로서 이에 의한 노출량을 산정하기 위해서는 농작물섭취량(CRp)이 검토되어야 한다. 본 연구에서는 폐금속 광산지역 인근 농경지에 넓게 분포된 논에서 생산되는 쌀만 고려하였다. 쌀의 섭취량(CRp)은 KMOE (2007a) 한국 노출계수 핸드북의 자료에서 제시된 식품원재료 기준 곡류의 섭취량을 이용하였으며, 성인남성 0.159 kg/day, 성인여성 0.153 kg/day, 어린이 0.159 kg/day 값을 이용하였다. 그 외의 일일 평균 노출량 산정에 이용되는 오염물질 및 환경 매질 특성과 연관된 노출 인자들은 각각 Tables 3과 Table 4에 정리하였다. 대부분의 노출인자들에 대한 국내 자료가 없어서

주로 국외 자료를 적용하였다.

(3) 독성자료

본 단계에서는 선정된 As와 중금속(Cd, Cu, Pb, Zn) 등 5종의 오염물질에 대한 발암성 여부는 미국 환경보호청(EPA)의 통합위해정보시스템(integrated risk information system, IRIS)과 국제암연구소(international agency for research on cancer, IARC)의 자료를 바탕으로 하여 독성자료를 획득하였다. 본 연구에서는 Cd (호흡 경로), As (섭취, 피부접촉 및 호흡 경로), Pb (섭취 및 호흡 경로) 등 3종의 오염물질을 발암물질로 고려하였다. 그리고 각 오염물질별 독성자료를 통합위해정보시스템(integrated risk information system, IRIS) 자료를 바탕으로 하여 발암성 오염물질과 비발암성 오염물질별로 Table 5에 정리하였다.

Table 5. Toxicity values of As and heavy metals

		Cd	Cu	As	Pb	Zn
Carcinogenic	Oral slope factor (SF _o) (mg/kg-day) ⁻¹	ND	ND	1.5	8.5E-3	ND
	Dermal slope factor (SF _{abs}) (mg/kg-day) ⁻¹	ND	ND	61	ND	ND
	Inhalation unit risk (URF _{inh}) (µg/m ³) ⁻¹	1.8E-3	ND	4.3E-3	1.2E-5	ND
Non-carcinogenic	Oral reference dose (RfD _o) (mg/kg-day)	5.0E-4	0.14	3.0E-4	5.0E-4	0.3
	Dermal reference dose (RfD _{abs}) (mg/kg-day)	1.3E-5	ND	2.9E-4	ND	ND
	Inhalation reference dose (RfC) (mg/m ³)	7.0E-4	1.0E-3	ND	ND	ND

ND = not determined

(4) 위해도 결정

본 단계에서는 산출된 일일평균노출량(average daily dose, ADD)과 독성자료(Table 5)를 이용하여 발암 및 비발암위해도를 산정하여 최종적으로 위해 여부를 판단하였다. 먼저 발암위해성을 나타내는 초과발암위해도(excess cancer risk, ECR)는 노출량과 발암독성치 자료를 이용하여 식 (2)와 같이 산정하여 노출경로별 값을 구하였다. 그리고 식 (3)을 이용하여 평가대상 지역의 발암위해성을 결정할 수 있는 총 초과발암위해도(total excess cancer risk, TCR)를 계산하였다. 최종적으로 TCR 값과 일반적인 발암 허용위해도인 1×10^{-6} 과 비교하여 발암 위해성 여부를 판단하였다.

$$\begin{aligned} \text{초과발암위해도}(ECR_{ij}) &= SF(\text{or } URF) \times ADD_{ij} \quad (2) \\ \text{총 초과발암위해도}(TCR) &= \sum ECR_{ij} \quad (3) \end{aligned}$$

여기서, i = 각각의 원소, j = 노출 경로

또한 비발암위해도를 산정하기 위하여 일일 평균 노출량(ADD)과 비발암독성치, 식 (4)를 이용하였다. 이로부터 노출경로별 위험비율(hazard quotient, HQ)을 구하고, 모든 위험비율(HQ)을 식 (5)와 같이 합산하여 위험지수(hazard index, HI)를 산출하였다. 최종적으로 위험지수(HI)가 1보다 큰 경우에는 비발암위해성이 있는 것으로 판단하였다.

$$\begin{aligned} \text{위험비율}(HQ_{ij}) &= ADD_{ij} / RfD_j(\text{or } RfC) \quad (4) \\ \text{위험지수}(HI) &= \sum HQ_{ij} \quad (5) \end{aligned}$$

여기서, i = 각각의 원소, j = 노출 경로

연구대상 광산의 매체별 복원목표농도 산정

연구대상 광산지역의 인체위해도를 목표수준 이하로 만들기 위한 오염물질에 따른 매체별 복원농도를 산정하여 보았다. 이를 위해 목표발암위해도(target risk, TR)와 목표비발암위해도(target hazard index, THI)를 각각 앞서 제시한 발암위해도와 비발암위해도 유무의 기준인 1×10^{-6} 과 1로 설정하고, 이를 이용하여 오염물질별, 노출경로별 정화목표 산정을 위한 각각의 목표초과발암위해도(target excess cancer risk, TECR)와 목표위험비율(target hazardous quotient, THQ)를 설정하였다.

$$\begin{aligned} \text{목표초과발암위해도}(TR_{ij}) &= TR \times (ECR_{ij} / TCR) \quad (6) \\ \text{목표위험비율}(THQ_{ij}) &= THI \times (HQ_{ij} / HI) \quad (7) \end{aligned}$$

여기서, i = 오염물질, j = 노출경로

최종적으로 광산지역의 As와 중금속(Cd, Cu, Pb, Zn) 오염에 의한 위해도를 기준 이하로 낮추기 위한 각 매체별(토양, 하천수, 지하수)의 복원농도는 각 노출경로별 노출량을 구하기 위해서 사용된 Table 1에 제시된 노출량 산정식의 역을 이용하였으며, 이를 Table 6에 정리하여 나타내었다.

실험 결과 및 토의

매체별 오염물질 농도 분포

주천광산 지역에 대한 인체위해성평가를 수행하기 위하여 채취한 토양, 지표수, 지하수의 As와 중금속(Cd, Cu, Pb, Zn)에 대한 농도 분석결과를 Table 7

Table 6. Equations for calculating remediation concentrations of each media according to exposure pathway

Media	Exposure pathway	Equation for average daily dose*
Surface soil	① Oral (mg/kg)	Carcinogenic $C_s = \left[\frac{TR \times BW \times AT}{SF_o \times (CR_s \times ABS_{GI} \times CF_1) \times EF \times ED} \right] + BGC_s$
		Non-carcinogenic $C_s = \left[\frac{THQ \times RfD_o \times BW \times AT}{(CR_s \times ABS_{GI} \times CF_1) \times EF \times ED} \right] + BGC_s$
	② Dermal (mg/kg)	Carcinogenic $C_s = \left[\frac{TR \times BW \times AT}{SF_{abs} \times (AF \times ABS_D \times CF_1) \times SA_e \times EF \times ED} \right] + BGC_s$
		Non-carcinogenic $C_s = \left[\frac{THQ \times RfD_{abs} \times BW \times AT}{(AF \times ABS_D \times CF_1) \times SA_e \times EF \times ED} \right] + BGC_s$
	③ Inhalation (suspended soil) (mg/kg)	Carcinogenic $C_s = \left[\frac{TR \times AT}{URF_{inh} \times ABS_{inh} \times (TSP \times fr_s \times Fr) \times EF \times ED \times CF_1 \times CF_3} \right] + BGC_s$
		Non-carcinogenic $C_s = \left[\frac{THQ \times RfC \times AT}{ABS_{inh} \times (TSP \times fr_s \times Fr) \times EF \times ED \times CF_1} \right] + BGC_s$
Groundwater	④ Oral (mg/L)	Carcinogenic $C_w = \left[\frac{TR \times BW \times AT}{SF_o \times CR_w \times EF \times ED} \right] + BGC_w$
		Non-carcinogenic $C_w = \left[\frac{THQ \times RfD_o \times BW \times AT}{CR_w \times EF \times ED} \right] + BGC_w$
Surface water	⑤ Dermal (mg/L)	Carcinogenic $C_{sw} = \left[\frac{TR \times BW \times AT}{SF_{abs} \times Th_w \times SA_w \times ABS_D \times CF_2 \times EF \times ED} \right] + BGC_{sw}$
		Non-carcinogenic $C_{sw} = \left[\frac{THQ \times RfD_{abs} \times BW \times AT}{Th_w \times SA_w \times ABS_D \times CF_2 \times EF \times ED} \right] + BGC_{sw}$
Crop	⑥ Oral (mg/kg)	Carcinogenic $C_s = \left[\frac{TR \times BW \times AT}{SF_o \times (BCF \times CR_p \times ABS_{GI}) \times EF \times ED} \right] + BGC_s$
		Non-carcinogenic $C_s = \left[\frac{THQ \times RfD_o \times BW \times AT}{(BCF \times CR_p \times ABS_{GI}) \times EF \times ED} \right] + BGC_s$

*C_s: Exposure conc. of surface soil (mg/kg); C_w: Exposure conc. of groundwater (mg/L); C_{sw}: Exposure conc. of surface water (mg/L); C_p: Exposure conc. of crop (mg/kg); BGC: background concentration; The other parameters in the equations are given in Tables 2-4

Table 7. Concentration of As and heavy metals in surface soil, surface water and groundwater around each mine area

Media		Cd	Cu	As	Pb	Zn
Surface soil (mg/kg, N = 87)	Min.	ND	10.4	5.7	23.8	45.5
	Max.	2.1	68.3	246.2	192.1	275.4
	Median	ND	32.8	25.3	80.5	80.2
	Average	0.2	33.0	32.2	83.6	88.6
	Standard deviation	0.3	11.4	36.2	35.3	31.9
Groundwater (mg/L, N = 6)	Minimum	ND	ND	ND	ND	0.031
	Maximum	ND	0.046	0.780	0.023	0.160
	Median	ND	ND	0.021	0.003	0.089
	Average	ND	0.010	0.217	0.006	0.100
	Standard deviation	ND	0.018	0.332	0.009	0.052
Surface water (mg/L, N = 5)	Minimum	ND	ND	ND	ND	0.027
	Maximum	ND	0.008	0.032	0.017	0.044
	Median	ND	ND	0.008	ND	0.034
	Average	ND	0.002	0.012	0.003	0.035
	Standard deviation	ND	0.003	0.012	0.008	0.007

ND = not determined

Table 8. The results of average daily dose(ADD) for Jucheon mine

		Surface soil oral (mg/kg-day)	Surface soil dermal (mg/kg-day)	Surface soil inhalation (mg/m ³)	Ground -water oral (mg/kg-day)	Surface water dermal (mg/kg-day)	Crop oral (mg/kg-day)
Cd	Adult male	2.74E-09	9.05E-08	3.45E-09	ND	ND	7.06E-07
	Adult female	2.27E-09	6.95E-08	2.75E-09	ND	ND	5.63E-07
	Child	1.75E-09	4.94E-08	5.60E-10	ND	ND	1.91E-07
Cu	Adult male	9.36E-06	9.68E-06	5.16E-07	1.56E-04	2.52E-08	ND
	Adult female	7.76E-06	7.44E-06	4.12E-07	1.05E-04	1.94E-08	ND
	Child	5.97E-06	5.29E-06	8.39E-08	2.54E-05	4.82E-09	ND
As	Adult male	1.72E-05	3.21E-06	5.71E-07	3.38E-03	4.54E-08	1.59E-03
	Adult female	1.43E-05	2.47E-06	4.56E-07	2.27E-03	3.49E-08	1.27E-03
	Child	1.10E-05	1.75E-06	9.28E-08	5.50E-04	8.68E-09	4.30E-04
Pb	Adult male	ND	1.49E-06	1.33E-06	9.34E-05	2.27E-09	ND
	Adult female	ND	1.15E-06	1.06E-06	6.28E-05	1.75E-09	ND
	Child	ND	8.14E-07	2.15E-07	1.52E-05	4.34E-10	ND
Zn	Adult male	ND	5.22E-06	1.39E-06	1.56E-03	8.83E-08	ND
	Adult female	ND	4.01E-06	1.11E-06	1.05E-03	6.79E-08	ND
	Child	ND	2.85E-06	2.26E-07	2.54E-04	1.69E-08	ND

ND = not determined

에 제시하였다. 먼저, 토양시료 내 농도(mg/kg)의 범위(평균)는 Cd 0~2.1 (0.2), Cu 10.4~68.3 (33.0), As 5.7~246.2 (32.8), Pb 23.8~192.1 (83.6), 그리고 Zn 45.5~275.4 (88.6)로 Cd를 제외한 중금속의 평균 농도가 우리나라 자연배경농도(mg/kg)(Cd 0.3, Cu 15.3, As 6.83, Pb 18.4, Zn 54.3)보다 다소 높은 것으로 나타났다. 지하수 내의 농도(mg/L) 범위(평균)는 Cd는 검출되지 않았고, Cu 0~0.046 (0.010), As 0~0.780 (0.217), Pb 0~0.023 (0.006), 그리고 Zn 0.031~0.160 (0.100)의 농도분포를 나타냈다. 하천수의 경우, Cd는 검출되지 않았으며, Cu 0~0.008 (0.002), As 0~0.032 (0.012), Pb 0~0.017 (0.003), Zn 0.027~0.044 (0.035)의 농도분포를 보였다. 토양 내에 자연배경농도에 비해 상대적으로 높은 농도를 보인 Cu, As, Pb 그리고 Zn이 지하수와 하천수 내에서도 유사한 농도를 보여, 폐광산의 오염원으로부터 폐광산 인근지역으로의 오염이 진행되고 있는 것으로 판단된다.

주천광산의 위해성평가를 위해서는 Table 1에 주어진 식에 나타난 바와 같이 각 매체별 노출농도

가 필요하므로, 본 연구에서는 표토의 노출농도(Cs) 산정에 있어 국내 토양오염물질 위해성평가지침(KMOE, 2015)에서 제시하고 있는 통계처리를 이용하여 상위 95% 신뢰값을 표토노출농도(Cs)로 결정하였다. 하지만 지하수와 지표수의 경우 시료 개수가 충분하지 않아서 산출된 평균농도를 지하수노출농도(Cw)와 지표수노출농도(Csw)로 사용하였다.

일일평균노출량(ADD)

주천광산의 위해성평가를 수행하기 위해 먼저, Table 1에 주어진 일일평균노출량(ADD)과 Table 2~4의 다양한 인자값들을 이용하여 계산을 수행하였다. Table 8과 같이 노출경로별 노출량을 비교하면 Cd인 경우 농작물섭취 > 표토피부접촉 > 표토섭취 ≈ 표토 흡입, Cu인 경우 지하수섭취 > 표토섭취 ≈ 표토피부접촉 > 표토흡입 > 지표수피부접촉, As의 경우에는 농작물섭취 ≈ 지하수섭취 > 표토섭취 > 표토피부접촉 > 표토흡입 > 지표수피

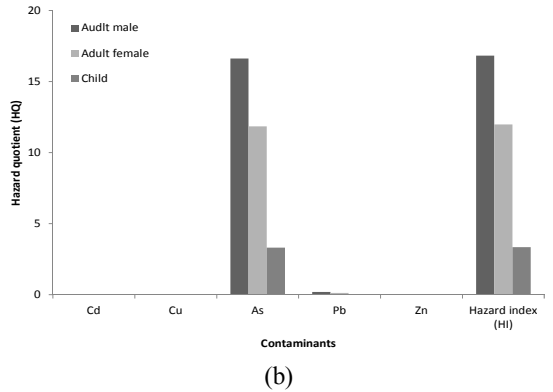
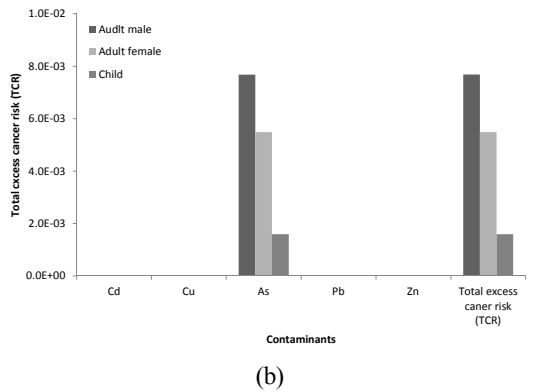
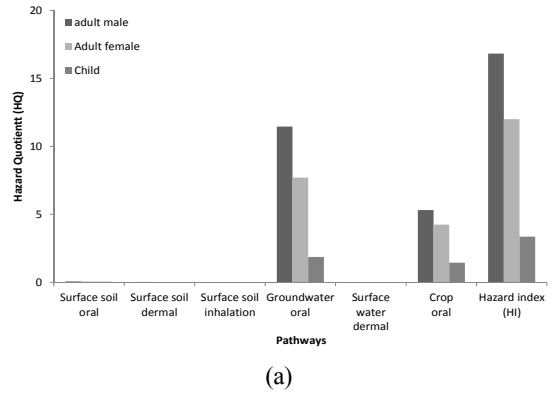
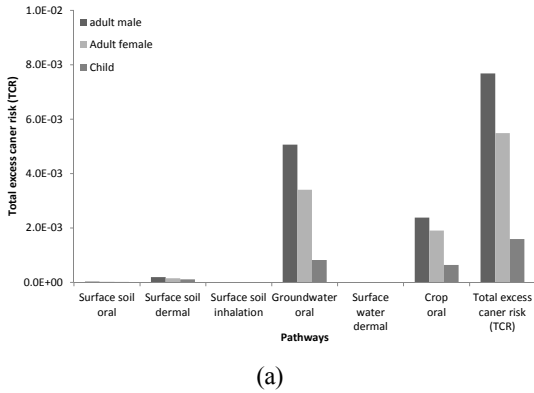


Fig. 1. Carcinogenic risk of Jucheon mine according to exposure pathway (a) and type of contaminant (b).

Fig. 2. Non-carcinogenic risk of Jucheon mine according to exposure pathway (a) and type of contaminant (b).

부접촉, Pb는 지하수섭취 > 표토피부접촉 ≈ 표토흡입 > 지표수피부접촉, 그리고 마지막으로 Zn은 지하수섭취 > 표토피부접촉 ≈ 표토흡입 > 지표수피부접촉 등의 순위로 나타났으며, 종합적으로 볼 때 농작물섭취와 지하수섭취가 주요한 노출경로로 판단된다. 또한 동일한 노출경로에서 오염물질 종류별 노출량을 비교하면, 표토섭취인 경우 As > Cu > Cd, 표토피부접촉 Cu ≈ Zn ≈ As ≈ Pb > Cd, 표토흡입 Zn ≈ Pb > As ≈ Cu > Cd, 지하수섭취 As ≈ Zn > Cu > Pb, 지표수피부접촉 Zn ≈ As ≈ Cu > Pb, 그리고 농작물섭취는 As ≫ Cd 등의 순서로 나타났다. 중금속별 노출량은 노출 농도의 함량(Zn > Pb, Cu ≈ As > Cd)과 높은 상관성이 있을 것으로 생각되었으나, 결과적으로 다소 상이한 경향을 나타내었다. 그 이유는 Table 3에 제시된 각 오염물질별 특성을 반영한 노출인자, 특히 체내흡수계수(ABS_{GI}), 피수흡수계수(ABS_D) 호흡흡수계수(ABS_{inh})가 일일평균노출량 산정에 있어

더 큰 영향을 미치기 때문으로 판단된다.

또한 한 수용체별 노출량 산정 결과, 성인남성 > 성인여성 > 어린이 순으로 나타나 동일한 오염조건일지라도 수용체별 영향은 상이할 수 있을 것으로 보인다. Table 8에서 몇 가지 노출경로의 경우 노출량이 산정되지 않았는데 이는 노출인자, 노출농도 등이 부족하기 때문으로, 보다 적절한 인체위해성평가를 위해서는 이들과 관련된 인자들에 대한 연구를 통해 적절한 인자값을 도출하려는 노력이 지속되어야 할 것이다.

인체위해도

추천광산에 대한 인체위해성평가를 위하여 앞서 제시한 오염물질별 독성자료(Table 5)와 일일평균 노출량 결과(Tables 8)를 식 (2)~(5)에 의하여 계산하여 경로별 및 원소별 초과발암위해도(ECR)와

Table 9. Relative contribution of each pathway to the Carcinogenic and non-carcinogenic risks

	Excess cancer risk (ECR, %)					
	Surface soil oral	Surface soil dermal	Surface soil inhalation	Ground -water oral	Surface water dermal	Crop oral
Adult male	0.34	2.55	0.03	65.98	0.04	31.06
Adult female	0.39	2.74	0.04	62.10	0.04	34.69
Child	1.03	6.71	0.03	51.76	0.03	40.44
	Hazard quotient (HQ, %)					
	Surface soil oral	Surface soil dermal	Surface soil inhalation	Ground -water oral	Surface water dermal	Crops oral
Adult male	0.34	0.11	0.00	68.04	0.00	31.50
Adult female	0.40	0.12	0.00	64.21	0.00	35.28
Child	1.10	0.29	0.00	55.76	0.00	42.84

Table 10. Relative contribution of each contaminant to the carcinogenic and non-carcinogenic risks

	Excess cancer risk (ECR, %)				
	Cd	Cu	As	Pb	Zn
Adult male	0.00	0.00	99.99	0.01	0.00
Adult female	0.00	0.00	99.99	0.01	0.00
Child	0.00	0.00	99.99	0.01	0.00
	Hazard quotient (HQ, %)				
	Cd	Cu	As	Pb	Zn
Adult male	0.05	0.01	98.80	1.11	0.03
Adult female	0.05	0.01	98.86	1.05	0.03
Child	0.12	0.01	98.94	0.91	0.03

위험비율(HQ)을 산정하여 이를 각각 Figs. 1과 2에 나타내었으며, 각 노출경로별 및 오염물질별 기여율을 각각 Tables 9와 10에 제시하였다. 주천광산의 발암위해도 산정 결과, Fig. 1과 같이 총 초과발암위해도(total excess cancer risk, TCR)는 모든 수용체에 대하여 허용 가능한 발암위해도인 1.00E-6의 값보다 크게 조사되어 발암위해성이 있는 것으로 판명되었다. 이에 대해 좀 더 세밀하게 검토해 보면, Fig. 1a와 같이 본 연구에서 고려된 6가지 노출경로 중 지하수섭취 경로에 의한 성인남성, 성인여성, 그리고 어린이에 대한 발암위해도는 각각 5.07E-03, 3.41E-03, 8.25E-04으로 가장 높게 나타났으며, Table 9와 같이 TCR에 대한 기여율은 수용체별로 약 51.8~66.0%로 나타났다. 다음으로 영향을 크게 미치는 것은 농작물섭취 경로로 각 수용

체에 대해 2.39E-03, 1.90E-03, 6.45E-04의 값을 보였으며, 31.1~40.4%의 기여율을 보였다. 이와 같이 노출경로별로 위해도가 상이하게 나타나는 이유는 Table 1에 제시된 노출량 산정식에서 노출농도, 노출인자 등의 차이에 의해서 노출경로별 노출량이 다르게 산정되며, 이러한 노출경로별 노출량에 따라 최종적인 위해도가 산정되기 때문이다. 원소별 발암위해도에 대한 결과, Fig. 1b와 같이 본 연구에서 고려된 5가지 오염물질(Cd, Cu, As, Pb, Zn) 중 As 오염이 발암위해도에 큰 영향을 미치는 것으로 나타났으며, 기여도 계산 결과 99.9%의 값을 나타냈다. 이는 다른 중금속 오염물질과 비교하여 노출경로별 발암독성치가 모두 존재하여 모든 노출경로에 대한 발암위해도가 계산되기 때문에 상대적으로 다른 중금속 오염물질보다 큰

Table 11. Remediation concentrations calculated based on the carcinogenic risk

		Surface soil oral (mg/kg)	Surface soil dermal (mg/kg)	Surface soil inhalation (mg/kg)	Ground -water oral (mg/L)	Surface water dermal (mg/L)	Crop oral (mg/kg)
Cd	Adult male	ND	ND	0.23	ND	ND	ND
	Adult female	ND	ND	0.23	ND	ND	ND
	Child	ND	ND	0.23	ND	ND	ND
Cu	Adult male	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Adult female	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Child	ND	ND	ND	ND	ND	ND
As	Adult male	6.83	6.84	6.84	ND	ND	6.89
	Adult female	6.84	6.84	6.84	ND	ND	6.91
	Child	6.85	6.85	6.85	ND	ND	7.12
Pb	Adult male	ND	ND	18.41	0.00	ND	ND
	Adult female	ND	ND	18.42	0.00	ND	ND
	Child	ND	ND	18.46	0.00	ND	ND
Zn	Adult male	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Adult female	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Child	ND	ND	ND	ND	ND	ND

ND = not determined

ECR 값을 나타내기 때문인 것으로 판단된다.

비발암위해도에 대한 산정 결과, Fig. 2와 같이 위험지수(hazard index, HI)가 1보다 큰 값을 보여 비발암위해성이 있는 것으로 나타났다. 또한 각각의 노출경로별 및 오염물질별 비발암위해도 조사 결과, 발암위해도와 유사하게 지하수섭취경로의 위험비율(HQ)이 가장 높게 나타났으며(Fig. 2a), 이 경로의 위험지수(HI)에 대한 기여율은 55.8~68.0% (Table 10)로 조사되었다. 다음으로 농작물섭취경로의 위험비율이 크게 나타났으며, 기여율은 31.5~42.8%로 대부분의 비발암위해성은 지하수섭취와 농작물섭취에 의한 것으로 판단된다. 또한 비발암위해도에 가장 영향을 미치는 오염물질은 As인 것으로 기여율이 98.8% 이상인 것으로 나타났다(Table 10).

매체별 복원목표

As와 중금속(Cd, Cu, Pb, Zn) 오염에 의한 인체위해도가 높은 것으로 나타난 주천광산지역에 대한 복원농도를 산정하여 보았다. 복원농도 설정을

위해 일반적으로 위해 여부 판단의 기준값이 되는 발암위해도 기준인 1.00E-6과 비발암위해도 1을 목표발암위해도(TR)로 목표위험지수(THI)로 설정하였으며, 식 (6)과 (7)을 이용하여 각각의 목표초과발암위해도(target excess cancer risk, TECR)와 목표위험비율(Target hazardous quotient, THQ)을 설정하였으며, 각각의 경로별 원소들에 대한 복원농도는 Table 6에 제시된 식을 이용하여 계산하였다. 이때 계산에 이용되는 토양의 배경농도는 국내 위해성평가지침의 자료(Cd 0.3 mg/kg, Cu 15.3 mg/kg, As 6.83 mg/kg, Pb 18.4 mg/kg, Zn 54.3 mg/kg)를 이용하였으며, 지하수와 지표수의 배경농도는 0으로 가정하여 복원농도를 산정하여 보았다(NIER, 2004; 2005).

주천광산에 대한 발암위해도를 목표수준(=1.00E-6) 이하로 낮추기 위한 토양, 지하수, 그리고 지표수에 대한 5가지 오염물질의 목표복원농도 산정 결과, Table 11과 같이 산정에 필요한 인자들에 대한 정보 부족으로 인하여 대부분의 노출경로 및 오염물질에 대하여 산정할 수 없었으나, 주천광산

Table 12. Remediation concentrations calculated based on the non-carcinogenic risk

		Surface soil oral (mg/kg)	Surface soil dermal (mg/kg)	Surface soil inhalation (mg/kg)	Ground -water oral (mg/L)	Surface water dermal (mg/L)	Crop oral (mg/kg)
Cd	Adult male	0.23	0.23	0.23	0.00	0.00	0.23
	Adult female	0.23	0.23	0.23	0.00	0.00	0.23
	Child	0.23	0.23	0.23	0.00	0.00	0.23
Cu	Adult male	17.38	ND	17.38	0.00	ND	ND
	Adult female	17.38	ND	17.38	0.00	ND	ND
	Child	17.38	ND	17.38	0.00	ND	ND
As	Adult male	9.13	9.13	ND	0.01	0.00	9.13
	Adult female	9.13	9.13	ND	0.01	0.00	9.13
	Child	9.13	9.13	ND	0.01	0.00	9.13
Pb	Adult male	ND	ND	ND	0.00	ND	ND
	Adult female	ND	ND	ND	0.00	ND	ND
	Child	ND	ND	ND	0.00	ND	ND
Zn	Adult male	ND	ND	ND	0.00	ND	ND
	Adult female	ND	ND	ND	0.00	ND	ND
	Child	ND	ND	ND	0.00	ND	ND

ND = not determined

에 주된 오염원으로 작용하는 토양-식물 전이계수 (Soil-crop bio-concentration factor, BCF, Table 3에 제시됨)를 이용하여 토양농도를 기준으로 산정된 농작물 노출경로 및 토양섭취, 토양접촉, 토양 호흡 등에 의한 산정 결과 As를 토양의 배경농도 수준인 6.83~6.85 mg/kg 수준까지 정화해야 하는 것으로 나타났으며, Pb의 경우 18.4~18.46 mg/kg까지 저감시켜야 하는 것으로 나타났다. 또한, 주천광산의 비발암위해도를 목표수준(= 1) 이하로 낮추기 위한 복원목표농도 산정 결과, 주요 오염물질인 As의 경우 토양농도는 9.13 mg/kg, Cu의 경우 17.38 mg/kg, 지하수 및 지표수의 As 농도는 0.01 mg/L와 불검출의 수준까지 낮추어야 할 것으로 보인다.

결 론

본 연구는 국내 폐금속 광산의 다양한 중금속 오염을 고려하여 설정된 인체위해성평가 방법을 제시하였으며, 이를 국내 폐광산지역에 대한 자료를 이용하여 도출된 다양한 인자값들을 적용하여

폐금속 광산에 대한 인체위해도를 정량적으로 산출해 보고자 하였다. 이를 위하여, 국내 폐광산지역에서 주로 문제 발생을 유발하는 중금속의 함량이 고르게 나타나는 주천광산을 대상으로 하여 발암 및 비발암 위해특성을 노출경로별, 오염물질별, 수용체별로 분석하였으며, 이들에 대한 복원농도를 산정하여 보았다.

연구대상 광산의 평균 토양오염 농도는 Cd를 제외한 중금속의 함량이 우리나라 자연배경농도에 비하여 다소 높은 값을 보였다. 또한 지하수와 하천수에서도 이들에 대한 농도가 상대적으로 높게 나타나 폐광산 오염원에 의한 중금속 오염이 발생됨을 확인할 수 있었다.

주천광산에 대한 토양, 지하수, 지표수의 평균농도를 이용한 발암위해도와 비발암위해도의 평가 결과, 성인남성, 성인여성, 어린이에 대한 총초과발암위해도(TCR)는 각각 7.680E-03, 5.486E-03, 1.595E-03로 허용 가능한 발암위해도인 1.00E-6을 크게 초과하는 값을 보였다. 주된 오염물질은 As로 파악되었으며, 주된 노출경로는 지하수와 농작물인 것

으로 나타났다. 또한 비발암위해도의 평가에서도 위험지수(HI)가 16.83, 11.99, 3.35로 기준인 1을 크게 초과하는 것으로 나타났으며, 역시 지하수와 농작물 내 As 섭취가 주된 문제인 것으로 파악되었다. 따라서 주천광산의 경우 지역 주민의 건강에 대한 악영향 발생을 막기 위해서는 토양과 지하수 내 존재하는 As에 대한 처리가 필요할 것으로 판단된다.

위해도저감을 위한 각 매체별 복원농도 산정 결과, 발암위해도 기준 계산 시 토양의 경우 수용체에 따라 As 6.83~6.85 mg/kg, Pb 18.41~18.46 mg/kg, 지하수는 Pb의 경우에는 검출이 되지 않을 정도의 농도까지 정화하는 것이 필요한 것으로 나타났다. 그리고 비발암위해도 기준 계산 시 수용체에 따라 Cu 17.38 mg/kg, As 9.13 mg/kg, 지하수와 지표수의 경우 As 0.01 mL와 불검출 농도로 정화가 필요한 것으로 계산되었다. 그러나 그 외 중금속들의 경우 노출량, 발암위해도 및 비발암위해도, 그리고 복원농도 산정 시 필요한 인자값이 존재하지 않거나 또는 0의 값을 가지고 있어 복원농도산정에 제약이 있는 것으로 나타났다.

본 연구의 경우 토양분석결과 토양 내 Cd, Cu, As, Pb, Zn의 평균함량은 As만이 국내 토양오염 우려기준을 초과하나 위해성평가 결과 전반적으로 높은 발암 및 비발암 위해성을 보이고 있다. 뿐만 아니라, 정화 목표치도 거의 우리나라 자연배경 농도 값과 유사한 낮은 농도로 산정되었다. 즉 위해성평가 결과와 정화 목표치가 너무 과다하게 평가 되었다고 할 수 있다. 따라서 좀 더 현실적이고 타당한 위해성평가 결과를 산출하기 위해서는 적절한 노출인자를 획득하기 위한 노력이 지속적으로 필요할 것으로 생각된다. 뿐만 아니라 본 연구와 같이 위해성평가 결과를 기반으로 하여 산정된 정화 목표치를 활용할 때에는 자연배경농도 뿐만 아니라 토양환경보전법 상의 우려기준 및 대책기준들을 고려한 종합적인 의사결정이 이루어져야 할 것이다.

사 사

본 연구는 한국광해관리공단(광산지역 위해성평가 통합시스템 구축)의 지원을 받아 수행한 연구과제입니다.

REFERENCES

- Alloway, B.J. (1990) Heavy Metals in Soil, Blackie and Son Ltd.
- 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 and Groundwater Environment*, 12(1), 53-63 (in Korean with English abstract).
- ASTM (2010) Standard guide for Risk-Based Corrective Action (RBCA).
- Brand, E., Otte, P.F., and Lijzen, J.P.A. (2007) CSOIL 2000: an exposure model for human risk assessment of soil contamination (A model description) (RIVM report 711701054/2007).
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) (2006) A protocol for derivation of environmental and human health.
- Cho, C.G. (2012) Heavy metal contamination and risk assessment of an abandoned metal mine, MS Thesis, Soonchunhyang University, Korea.
- EA (2005) CLEA UK Handbook (Draft), Support document for the CLEA UK software Beta Version 1.0, Environmental Agency, Bristol, United Kingdom.
- Environmental Agency (2009) CLEA software (version 1.05) handbook.
- Health Canada (2007) Federal contaminated site risk assessment in Canada. Part I: Guidance on human health preliminary quantitative risk assessment. http://kosis.kr/nsportalStats/nsportalStats_0102Body.jsp?menuId=6&NUM=156.
- Kelly, M. (1988) Mining and the freshwater environment. London: Elsevier science Publishers, 9, 231.
- Kim, J.Y., Lee, J.H., Kunhikrishnan, A., Kang, D.W., Kim, M.J., Yoo, J.H., Kim, D.H., and Lee, Y.J. (2012) Transfer factor of heavy metals from agricultural soil to agricultural products. *Korean J. Environ. Agr.*, 31(4), 300-307 (in Korean with English abstract).
- Korean Statistical Information Service (KOSIS) (2013) KOSIS 100 indices.
- Lee, J.Y. (2005) A study on the body surface area of Korean adults, Ph.D Thesis, Seoul National University, Korea.
- Lee, G.H. (2013) Health risk assessment of heavy metals in residents around abandoned metal mines, Ph.D Thesis, Soonchunhyang University, Korea.
- Lee, J.S. Chon, H.T., and Kim, K.W. (2005) Human risk assessment of As, Cd, Pb, Cu and Zn in the

- abandoned metal mine site. *Environ Geochem Health*, 27, 185-191.
- Korea Ministry of Environment (KMOE) (2005) Investigation of environments of abandoned mines.
- Korea Ministry of Environment (KMOE) (2006) Guidelines for risk assessment of soil contaminants.
- Korea Ministry of Environment (KMOE) (2007a) Korean exposure factor handbook.
- Korea Ministry of Environment (KMOE) (2007b) Investigation of environments of abandoned mines.
- Korea Ministry of Environment (KMOE) (2015) Guidelines for risk assessment of soil contaminants.
- Na E.S., Lee Y.J., Ko K.Y., Chung D.Y., and Lee K.S. (2013) Risk assessment for heavy metals in soil, ground water, rice grain nearby abandoned mine areas. *Korean J. Environ. Agr.*, 32(4), 245-251 (in Korean with English abstract).
- National Institute of Environmental Research (NIER) (2004) A study on estimation and establish of soil contamination criteria (I).
- National Institute of Environmental Research (NIER) (2005) A study on estimation and establish of soil contamination criteria (II).
- National Institute of Environmental Research (NIER) (2007) Investigation of health effect on inhabitants around abandoned metal mines.
- National Institute of Environmental Research (NIER) (2008) Investigation of health effect on inhabitants around abandoned metal mines.
- National Institute of Environmental Research (NIER) (2009) Investigation of health effect on inhabitants around abandoned metal mines.
- National Institute of Environmental Research (NIER) (2010) Investigation of health effect on inhabitants around abandoned metal mines.
- National Institute of Environmental Research (NIER) (2011) Investigation of health effect on inhabitants around abandoned metal mines.
- National Environment Protection Council (NEPC) (1999) Guideline on exposure scenarios and exposure setting, National Environment Protection Council, Adelaide, South Australia.
- Park, Y.H. (1994) Management of Wastes from Inactive or Abandoned Mines, p. 588, Korea Environment Institute.
- Thornton, I. (1983) Applied Environmental Geochemistry, p. 501, Academic Press. London.
- US EPA (1996) Soil screening guidance: Technical background document.
- US EPA (1997) Exposure factor handbook.
- US EPA (2004) Framework for inorganic metals risk assessment (EPA/630/P-04/068).
- US EPA (2004) Risk assessment guidance for Superfund Volume I: Human health evaluation manual (Part E, Supplemental guidance for dermal risk assessment).
- US EPA (2009) Risk assessment guidance for super-fund volume I: Human health evaluation manual, Part F, Supplemental guidance for inhalation risk assessment.

Received December 2, 2015, Revised December 15, 2015, Accepted December 18, 2015, Responsibility Editor: Kangjoo Kim