

Research Paper

국내 폐금속 광산에 특화된 노출인자를 이용한 두 폐금속 광산 중금속 오염에 대한 인체위해성평가 비교

임태용 · 이상우 · 조현구 · 김순오
경상대학교 지질과학과 및 기초과학연구소

Comparison of Human Health Risk Assessment of Heavy Metal Contamination from Two Abandoned Metal Mines Using Metal Mine-specific Exposure Parameters

Tae-Yong Lim · Sang-Woo Lee · Hyen Goo Cho · Soon-Oh Kim

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

요약 : 현재 국내에는 많은 휴·폐광산들이 존재하며, 이로부터 다양한 중금속 오염물질(As, Cd, Cu, Pb, Zn)들이 광산 주변 토양, 지하수, 지표수, 농작물로 유입되어 주민들의 건강에 심각한 위해를 끼치고 있다. 이에 본 연구에서는 국내 폐금속 광산에 거주하는 주민들의 특성에 맞는 노출인자를 추출하고, 적합한 노출경로를 설정하여, 국내 폐금속 광산인 양곡광산과 삼산제일광산 지역 두 곳을 선정하여 중금속오염에 대한 인체위해성평가를 수행하였다. 최종적으로 얻은 발암위해도의 경우 두 광산 모두 허용 가능한 발암위해도인 1×10^{-6} 의 값을 초과하여 발암위해성이 있는 것으로 나타났다. 그리고, 비발암위해도의 경우 수용체별로 차이를 보였는데, 양곡광산의 성인남자와 성인여자, 삼산제일광산의 성인남자의 위해지수가 1보다 큰 값을 나타내어 비발암위해성이 있는 것으로 조사되었다. 양곡광산의 어린이, 삼산제일광산의 성인여자와 어린이를 대상으로 한 위해지수는 1보다 작은 값을 나타내어 비발암위해성이 낮은 것으로 나타났다. 발암위해성을 유발하는 주요 노출경로는 지하수섭취와 농작물섭취이며, 주요한 중금속 오염물질은 비소인 것으로 밝혀졌다. 비발암위해성을 유발하는 주요 노출경로도 발암위해성과 동일하게 지하수섭취와 농작물섭취이며, 주요 중금속 오염물질은 비소, 구리, 납인 것으로 조사되었다. 두 광산의 발암위해도를 비교해 보면 양곡광산이 삼산제일광산보다 10배 정도 높게 나타났으며, 비발암위해도의 경우에도 양곡광산이 삼산제일광산보다 4배 정도 높게 평가되었다. 이러한 결과는 양곡광산의 상대적으로 매우 높은 비소 지하수노출농도로부터 기인하는 것으로 판단된다. 본 연구에서 수행한 국내 폐금속 광산 중금속 오

First Author: Tae-Yong Lim, Dept. of Geology, Gyeongsang National University and Research Institute of Natural Science (RINS), Jinju, 52828, Korea Tel: +82-55-772-2552, E-mail: sinnanda2928@naver.com

Corresponding Author: Soon-Oh Kim, Dept. of Geology, Gyeongsang National University and Research Institute of Natural Science (RINS), Jinju, 52828, Korea Tel: +82-55-772-1477, E-mail: sokim@gnu.ac.kr

Co-Author: Sang-Woo Lee, Dept. of Geology, Gyeongsang National University and Research Institute of Natural Science (RINS), Jinju, 52828, Korea Tel: +82-55-772-2552, E-mail: lswenv@hanmail.net

Hyen Goo Cho, Dept. of Geology, Gyeongsang National University and Research Institute of Natural Science (RINS), Jinju, 52828, Korea Tel: +82-55-772-1474, E-mail: hgcho@gnu.ac.kr

Received: 2 August, 2016. Revised: 27 October, 2016. Accepted: 31 October, 2016.

염에 대한 인체 위해성평가는 여러 노출인자의 부재로 인해 노출량을 산정하지 못하는 한계가 있었다. 또한 농작물섭취경로에 의한 노출량 산정 시 농작물을 직접 분석하여 얻는 농작물노출농도 대신에 토양노출농도와 토양-농작물 생 축적계수(bioconcentration factor, BCF)를 이용하였는데 이로 인한 오차가 발생할 수 있을 것으로 판단된다.

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

Abstract : There are numerous closed and abandoned mines in Korea, from which diverse heavy metals (e.g., As, Cd, Cu, Pb, Zn) are released into the surrounding soil, groundwater, surface water, and crops, potentially resulting in detrimental effects on the health of nearby residents. Therefore, we performed human risk assessments of two abandoned metal mines, Yanggok (YG) and Samsanjeil (SJ). The exposure parameters used in this assessment were specific to residents near mines and the included exposure pathways were relevant to areas around metal mines. The computed total excess carcinogenic risks for both areas exceeded the acceptable carcinogenic risk (1×10^{-6}), indicating that these areas are likely unsafe due to a carcinogenic hazard. In contrast, the non-carcinogenic risks of the two areas differed among the studied receptors. The hazard indices were higher than the unit risk (=1.0) for male and female adults in YG and male adults in SJ, suggesting that there are non-carcinogenic risks for these groups in the study areas. However, the hazard indices for children in YG and female adults and children in SJ were lower than the unit risk. Consumption of groundwater and crops grown in the area were identified as major exposure pathways for carcinogenic and non-carcinogenic hazards in both areas. Finally, the dominant metals contributing to carcinogenic and non-carcinogenic risks were As and As, Cu, and Pb, respectively. In addition, the carcinogenic and non-carcinogenic risks of YG were evaluated to be 10 and 4 times higher than those of SJ, respectively, resulted from the relatively higher exposure concentration of As in groundwater within SJ area. Because of lacking of several exposure parameters, some of average daily dose (ADD) could not be computed in this study. Furthermore, it is likely that the ADDs of crop-intake pathway included some errors because they were calculated using soil exposure concentrations and bioconcentration factor (BCF) rather than using crop exposure concentrations.

Keywords : human risk assessment, abandoned metal mines, heavy metal contamination, carcinogenic risk, non-carcinogenic risk

I. 서론

국내에 존재하는 휴·폐광산은 약 2000여개가 있으며, 이 중 대부분이 적절한 환경오염 방지시설 없이 광미, 폐석, 갱내수 등의 광산폐기물들을 그대로 방치하여 이로 인한 여러 문제점이 제기되어 왔다(Jung & Jung 2006). 1990년대 중반 이후, 토양환경보전법이 제정되어 토양오염에 대한 관심이 증가하였고, 광산 주변지역에 대한 여러 연구가 진행되면서 선광 과정에서 배출되는 광산폐기물과 광산폐수에 의한

주변 농경지와 그 지역에서 재배되는 농작물 및 광산 주변에 거주하는 주민들의 식수까지 중금속으로 오염되어 이에 대한 복원 및 관리가 주요 관심사로 떠오르고 있다(Ministry of environment 2004). 휴·폐금속 광산에 존재하는 광산폐기물에는 다양한 유해 금속 및 비금속 성분이 고농도로 함유되어 있고 이러한 광산폐기물들이 빗물이나 바람에 의해 주변 농경지 및 생활지역으로 이동하면서 토양(표토), 지하수, 지표수(하천수)로 유출되어 인근에 거주하는 주민들의 건강에 악영향을 미치고 있다(Hwang et

al, 2000; Jung & Jung 2006). 최근 들어 휴·폐광 산 주변 농경지를 대상으로 오염물질의 관리 및 복원이 이루어지고 있으며, 이러한 관리와 복원 전에 이루어지는 인체 위해성평가는 중금속이 인체에 노출되었을 때 발생할 수 있는 악영향을 정량적으로 산정할 수 있어 관리와 복원에 매우 중요한 과정으로 여겨진다(Lee et al, 2007; Choi et al, 2012).

국의 위해성평가 경우에는 광산뿐만 아니라 환경 전반에 걸쳐 인체에 악영향을 미치는 요인들에 대해 정량적인 평가를 시도하고, 여러 연구들이 활발히 진행되었으며, 이를 바탕으로 다양한 인체 위해성평가 기법 및 프로그램들을 개발하고 있다(An et al, 2007). 특히 미국의 경우 1980년에 Superfund법을 통해 유해물질에 대한 장·단기적인 대책을 수립하고 위해성평가의 기틀을 마련하였으며, 기존 위해성평가 모델을 수정·보완하기 위해 지속적인 연구를 하고 있다(US EPA 1989, 1991a, 1991b, 2001a, 2001b, 2004, 2009). 그 외 영국의 CLEA(Contaminated Land Exposure Assessment), 네덜란드의 CSOIL과 같은 위해성평가 모델들이 여러 나라에서 개발 및 활용되고 있다(RIVM 2001; DEFRA & EA 2002; Lee et al, 2010). 그러나, 국내 위해성평가는 토양 환경보전법 제정 이후 토양오염에 대한 위해성 인식이 점차 늘어나기 시작했으며, 이를 바탕으로 위해성평가에 대한 연구가 시작되었다. 환경부에서 2006년 9월에 토양오염 위해성평가지침을 제정하였으며, 국내에서도 토양오염 위해성평가를 수행할 수 있는 법적 기반을 마련하였다(Ministry of environment 2006; Lee et al, 2010). 하지만 이러한 지침이 있음에도 불구하고 대상지역의 환경을 고려한 노출경로 설정이나 그에 적합한 수용체, 환경매질, 오염물질의 특성을 반영한 노출인자들이 부족하여 국내 환경에 맞는 위해성평가를 실시하는데 많은 어려움이 있어 왔다.

본 연구에서는 국내 폐금속 광산 지역에 적합한 노출경로를 설정하고, 국내 폐금속 광산지역에 거주하는 주민들의 특성에 맞는 노출인자를 여러 연구들을 통해 얻어 인체 위해성평가 모델을 마련하였다. 또한 이렇게 얻어진 위해성평가 모델에 국내 폐금속 광산

중 두 곳을 선정하여 광산별 중금속 오염토양의 인체 위해도를 정량적으로 산출하고 이를 노출경로별, 오염물질별, 수용체별로 비교 평가하였다.

II. 연구방법

1. 연구지역

본 연구에서는 국내 폐금속 광산 중 경상북도 봉화군 명호면 양곡리에 위치한 양곡광산과 경상남도 고성군 삼산면 병산리에 위치한 삼산제일광산을 선정하여 인체 위해성평가를 수행하였다. 이 두 광산은 대표적인 비철금속 광산이며 유해 중금속을 함유한 황화광물이 다량으로 존재하고 있어 이들이 광업 활동으로 인해 주변 농경지 및 환경으로 유입되어 일어날 수 있는 악영향이 많다. 이러한 중금속 오염에 대한 우려 때문에 환경부에서 2005년에 수행한 폐금속 광산 오염실태 정밀조사에서 조사대상 광산으로 선정되어 조사가 수행된 바가 있다(Ministry of environment 2005).

첫 번째 연구대상 광산인 양곡광산은 4개의 갱구에서 광업활동이 이루어졌으며, 주요광종은 Au, Ag, Cu, Pb, Zn이다. 주요 지질은 쥐라기의 각섬석화강암과 후기에 이를 관입한 석영반암 및 석영맥으로 구성되어 있고, 광상은 쥐라기 각섬석화강암 내에 발달된 열극충진 함금은 석영맥 광상이다. 이 광산은 1941년에서 1945년까지 광석 70,000 t을 채광하였고, 1971년에서 1984년까지의 가행기간동안 Au 535 g, Ag 1,382 g Cu 13 t, Pb 59 t, 광석 12 t을 생산하고 1994년 폐광된 것으로 알려져 있다(Ministry of environment 2005). 두 번째 연구대상 광산인 삼산제일광산은 11개의 갱구에서 광업활동이 이루어졌으며, 주요광종은 Au, Ag, Cu, Pb, Zn이다. 이 광산의 주요 지질은 백악기의 유천층군 중 고성층을 기저로 하여 후기에 이를 관입한 안산암류로 구성되어 있고, 광상은 고성층과 안산암류 내에 발달하는 단층선이나 열극을 충진한 함동석영맥 광상이며, 1968년에서 1973년까지 Cu 6,587 t을 생산하였고 1992년에 폐광되었다(Ministry of environment 2005).

2. 시료채취 및 분석방법

1) 토양시료 채취 및 분석방법

본 연구의 토양시료는 광산의 갱구로부터 하천에 인접한 농경지의 토양(표토)을 양곡광산의 경우 299 지점, 삼산제일광산 486지점에서 채취하여 폴리에틸렌 용기에 보관하여 실험실로 이동하였다. 토양시료 내 중금속(As, Cd, Cu, Pb, Zn)의 농도를 측정하기 위해 채취한 토양시료를 풍진시킨 다음 100 mesh (0.15 mm)의 표준체로 체거름 하여 시료를 준비하였다. 토양 내 중금속 함량 분석은 체거름한 토양시료 3 g과 질산용액 7 mL, 염산용액 21 mL을 혼합한 후 온도를 천천히 높여 환류조건에 도달하게 하여 2 시간 동안 추출하였다. 분해가 완료된 추출액은 증발량만큼 증류수를 첨가하여 7,000 rpm에서 원심분리시킨 후 그 상등액을 0.45 μm 실린지 필터로 여과하여 분석용 시료용액을 제조하였으며, 대상 시료의 중금속 총 함량을 분석하기 위해 유도결합플라즈마분광기(ICP-OES, 4300, 5300DV, Perkin Elmer, USA)를 이용하였다.

2) 수질시료 채취 및 분석방법

본 연구의 수질시료는 지하수(양곡광산 9지점, 삼산제일광산 10지점)와 지표수(양곡광산 5지점, 삼산제일광산 8지점)를 채취하였으며, 채취한 시료는 즉시 현장에서 0.45 μm 실린지 필터로 여과하여 시료 내 부유물질을 제거하고 농질산(NH_4OH)을 소량 첨가하여 채수병에 채취하였다. 채취한 지하수와 지표수 내 함유된 중금속의 총 함량은 유도결합플라즈마분광기(ICP-OES, 4300, 5300DV, Perkin Elmer, USA)를 이용하여 분석하였다.

3. 인체위해성평가 방법

일반적으로 인체위해성평가는 다음과 같이 4단계로 유해성 확인(hazard identification), 노출평가(exposure assessment), 용량-반응 평가(dose-response assessment) 또는 독성 평가(toxicity assessment), 위해도 결정(risk characterization) 순으로 수행하게 된다.

1) 유해성 확인(hazard identification)

인체위해성평가의 첫 번째 단계인 유해성 확인(hazard identification)은 평가대상 부지 내 오염물질의 존재여부를 확인하고, 존재하는 오염물질의 종류와 유해성을 확인하는 단계이다. 본 연구에서는 폐금속 광산지역을 대상으로 위해성평가를 수행하므로 폐금속 광산 내에 존재할 수 있는 대상오염물질로 국내 폐금속 광산 지역에서 잘 나타나는 중금속 오염물질이며 다른 중금속 오염물질에 비해 인체위해성평가 시 독성자료가 비교적 풍부한 As, Cd, Cu, Pb, Zn 등 5종을 선정하여 연구를 수행하였다.

2) 노출평가(exposure assessment)

다음은 폐금속 광산 지역 중금속 오염에 대한 인체위해성평가의 노출시나리오를 Figure 1에 나타내었다. Figure 1과 같이 폐금속 광산 지역의 주된 오염원은 광미, 폐석, 갱내수, 침출수로 이러한 오염원들에 의해 토양(표토), 지하수, 지표수(하천수), 농작물, 실외공기 등의 매체가 오염되며, 최종적으로 이러한 매체들을 통해 오염된 환경에 노출된 사람들이 악영향을 받게 된다. 보통 국내 인체위해성평가에서 중금속 오염물질이 인체로 유입되는 주요 노출경로는 표토섭취, 표토피부접촉, 표토호흡(비산), 지하수섭취, 지표수피부접촉, 농작물섭취, 실외공기호흡(휘발)등의 7가지를 고려하여 수행하고 있으나, 본 연구에서는 이 중 실외공기호흡(휘발)경로를 제외한 6가지만을 고려하여 수행하였다. 이는 실외공기호흡(휘발)경로의 경우, 수은과 같은 휘발성이 큰 중금속 오염물질이 포함된 경우에만 고려할 수 있어 본 연구에서는 휘발성이 없는 5종의 중금속 오염물질을 대상으로 인체 위해성평가를 실시하였기 때문에 실외공기호흡(휘발)의 경로는 고려하지 않았다. 오염물질에 노출되는 수용체는 성인남자, 성인여자, 어린이로 구분하여 평가하였다.

각 노출경로별 일일평균노출량(average daily dose, ADD)은 Table 1에 제시된 바와 같이 환경매체별 시료로부터 대상 중금속 오염물질의 농도를 측정된 농도를 이용하여 산술적으로 산정한 노출농도와 노출농도 산정식에 이용되는 여러 노출인자들을

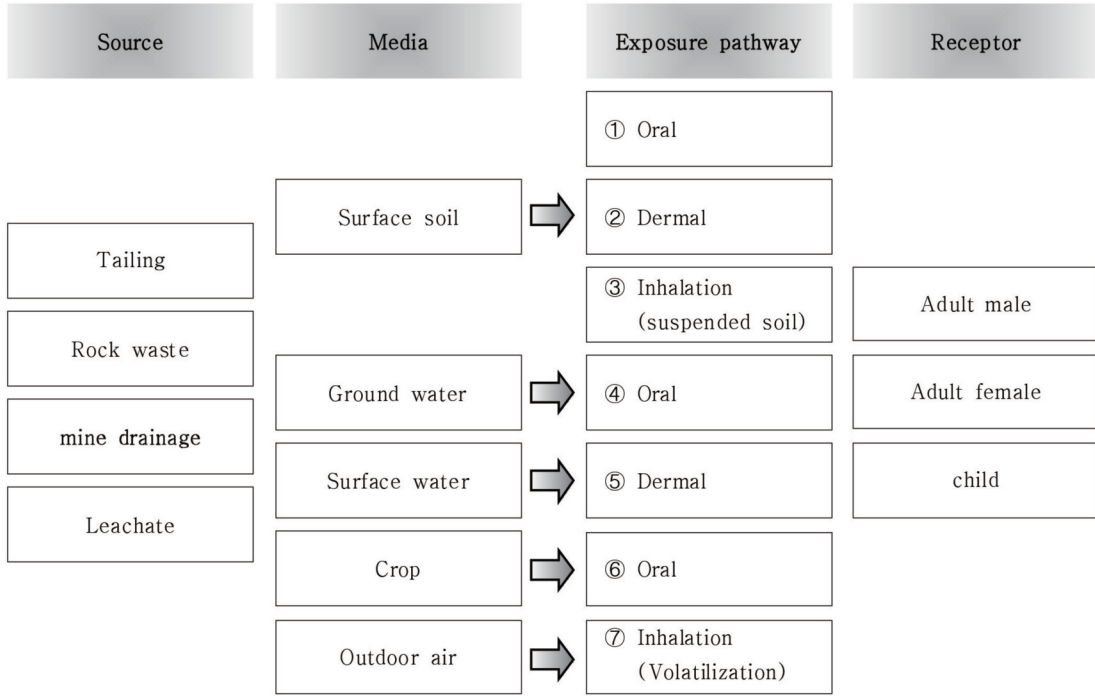


Figure 1. Exposure scenario for human risk assessment of heavy metal contamination in abandoned metal mining areas

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

Media	Exposure pathway	Equation for average daily dose*
Surface soil	① Oral (mg/kg-day)	$\frac{C_s \times CR_s \times CF_1 \times ABS_{GI} \times EF \times ED}{BW \times AT}$
	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)	$\frac{C_s \times ABS_{inh} \times (TSP \times fr_s \times F_r) \times EF \times ED \times CF_1}{AT}$
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)	$\frac{C_s \times BCF \times CR_p \times ABS_{GI} \times EF \times ED}{BW \times AT}$
Outdoor air	⑦ Inhalation (volatilization) (mg/m ³)	$\frac{C_s \times EF \times ED \times 1/VF}{AT}$ <p>Where, $VF = \frac{Q/C_{vol} \times \sqrt{3.14 \times D_A \times T} \times 10^{-4}}{2 \times \rho_b \times D_A}$ (m²/cm²),</p> $D_A = \frac{(\theta_a^{10^3} \times D_i \times H + \theta_a^{10^3} \times D_w)/n^2}{(\rho_b \times K_d \times \theta_w \times \theta_a \times H)}$

* C_s:Exposure conc. of surface soil (mg/kg); C_w:Exposure conc. of ground water (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 Table 2-4

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

Parameter	Abbreviation in Table1	Unit	Value		
			Adult male	Adult female	Child
Body weight ¹⁾	BW	Kg	59.9	57.7	36.0
Exposure duration ¹⁾	ED	years	48.4	41.9	8.2
Average time ²⁾	AT	ATc*	28,656	31,047	29,908
		ATnc**	17,666	15,294	2,993
Exposure frequency ³⁾	EF	days/year	350	350	350
Surface area of body for demal contact of soil ^{1,4)}	SA _e	cm ² / day	4,212	3,903	2,978
Surface area of body for dermal contact of water ^{5,6)}	SA _w	cm ² / day	23,000	21,312	16,261
Soil-skin adsorption coefficient ⁷⁾	AF	mg/ cm ²	0.07	0.07	0.2
water-skin adsorption thickness ⁷⁾	TH _w	cm	2.34E-03	2.34E-03	2.34E-03
Retention of soil paticles in lung ⁸⁾	Fr	-	0.75	0.75	0.75
Intake rate of soil ⁵⁾	CR _s	mg/ day	50	50	118
Intake rate of ground water ⁵⁾	CR _w	L/day	1.66	1.35	1.00
Intake rate of crop(cereal) ⁵⁾	CR _p	kg/ day	0.159	0.153	0.159

* Average time of carcinogenicity

** Average time of non-carcinogenicity

1) National institute of environmental research(NIER) 2007-2011.

2) Korean statistical information service(KOSIS) 2013.

3) Canadian council of ministers of the environment(CCME) 2006.

4) Lee 2005.

5) Ministry of environment 2007.

6) US EPA 1997.

7) US EPA 2009.

8) Brand et al. 2007.

Table 3. Exposure factors related to the properties of heavy metal contaminants

Parameter	Abbreviation in Table1	Unit	Value				
			As	Cd	Cu	Pb	Zn
Gastrointestinal absorption coefficient ¹⁾	ABS _{GI}	-	0.95	0.025	0.57	N.D.	N.D.
Dermal absorption coefficient ²⁾	ABS _D	-	0.03	0.01	0.06	N.D.	0.1
Inhalation absorption coefficient ³⁾	ABS _{inh}	-	1	1	1	1	1
Soil-crop(rice) bioconcentration factor ^{4,5)}	BCF	-	0.005	0.156	0.387	0.0065	0.1

N.D.=not determined

1) US EPA 2004.

2) Health canada 2007.(RAF_D(Dermal relative absorption factor) 참조)

3) Brand et al. 2007.

4) Kim et al. 2012.

5) US EPA 1996.

Table 4. Exposure factors related to the properties of environmental media and conversion factors

Parameter	Abbreviation in Table1	Unit	Value
Amount of suspended particles in air ¹⁾	TSP	mg/m ³	0.07
Fraction of soil in suspended particles in air ¹⁾	frs	-	0.5
Conversion factor 1	CF1	kg/mg	1.00E-06
Conversion factor 2	CF2	L/m ³	1.00E+03

1) Brand et al. 2007.

이용하여 계산하였다. Table 1에 주어진 식들에 사용되는 각 노출인자들은 수용체 인자(Table 2), 오염물질 인자(Table 3), 환경매질 인자(Table 4)로 나누어 여러 자료들을 이용하여 정리하였다. 특히, 수용체 인자는 평가대상 지역 거주민들의 특성을 잘 반영한 값이 이용되어야 하므로 본 연구에서는 우리나라 폐금속 광산 지역 주변에 거주하는 주민들의 특성을 반영한 국립환경과학원에서 2007~2011년까지 5년간 수행한 폐금속 광산 주민 건강영향조사 결과를 활용하였다(NIER 2007, 2008, 2009, 2010, 2011). 성인남자 2,834명, 성인여자 4,248명, 어린이 285명을 대상으로 체중, 신장, 노출기간, 평균수명 등을 분석하여 획득하였다.

첫째로 체중(Body weight, BW)의 경우 국내 토양 오염물질 위해성평가 지침에서는 한국 노출계수 핸드북(Ministry of environment 2007)의 값을 사용하고 있지만, 본 연구에서는 폐금속 광산 주민건강영향조사의 자료를 바탕으로 구한 평균체중인 성인남자 59.9 kg, 성인여자 57.7 kg, 어린이 36 kg을 사용하였다. 노출기간(Exposure duration, ED)은 일생동안 오염물질에 노출되는 총 연수를 의미하며, 미국의 경우 주거용지 26년, 상업·공업용지 25년(US EPA 2011), 호주의 경우 토지이용에 관계없이 30년을 제시하고 있으며, 국내 토양오염 위해성평가 지침에서는 US EPA 2007에 조사된 30년을 따를 것을 제시하고 있으나 본 연구에서는 폐금속 광산 주민건강영향조사의 자료의 거주기간 정보인 성인남자 48.4년, 성인여자 41.9년, 어린이 8.2년을 적용하였다. 평균시간(Average time, AT)은 사람의 평생 동안 오염물질에 대한 노출을 고려하는 중요한 인자로 미국 환경청(US EPA 1997), 호주(NEPC 1999), 영국(EA 2005) 등에서는 평균시간을 실제 평균수명보다 짧은 70년을 사용하여 위해성평가를 실시하고 있으나, 본 연구에서는 최근 의료기술의 발달로 평균수명 증가를 반영하기 위해 2013년에 실시한 기대수명 자료를 바탕으로 성인남자 78.51년, 성인여자 85.06년, 어린이는 성인남자와 성인여자의 평균수명의 평균인 81.94년을 적용하여, 이를 각각 일수로 환산하여 Table 2에 나타내었다(KOSIS 2013). 표토피부접

촉에 의한 일일평균노출량 산정 시 필요한 토양-피부접촉체표면적(SA_e)과 지표수피부접촉에 의한 일일평균노출량 산정 시 필요한 물-피부접촉체표면적(SA_w)은 폐금속 광산 주민건강영향조사에서 얻은 체중(BW)과 신장(Height, HT)을 Lee (2005)에 의해 제시된 체표면적 산출 공식(식(1))에 대입하여 계산하였다. 그 결과 성인남자 16,848 cm², 성인여자 15,612 cm², 어린이 11,912 cm²로 산정되었다.

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

산출된 체표면적을 이용하여 US EPA에서 제시한 의복착용을 제외한 체표면적의 25% 즉, 성인남자 4,212 cm², 성인여자 3,903 cm², 어린이 2,978 cm²의 값을 토양-피부접촉체표면적(SA_e)으로 사용하였고(US EPA 1992), 물-피부접촉체표면적(SA_w)은 국내 자료 부족으로 US EPA에서 제시한 성인남자 23,000 cm²을 기준으로 체표면적의 비를 고려하여 성인여자와 어린이에 대한 물-피부접촉체표면적(SA_w)을 산출하였다. 그 외 토양-피부간 흡착계수(AF)와 물-피부간 흡착두께(Th_w)는 국내 자료 부족으로 US EPA의 자료를 이용하였다. 마지막으로 본 연구에서 토양, 지하수, 농작물섭취에 대한 일일평균 노출량 산정식에 사용된 토양섭취량(CRs)은 성인남자와 성인여자의 경우 국내자료부족으로 US EPA에서 제시한 50 mg/day를 이용하였으며, 어린이의 경우 ME(Ministry of environment 2007)의 한국 노출계수 핸드북에 분변 내 알루미늄을 분석하여 얻은 118 mg/day를 이용하였다. 지하수섭취량(CR_w)은 성인 남자와 성인여자의 경우 ME(Ministry of environment 2007)의 한국 노출계수 핸드북에 제시된 각각 1.66 L/day, 1.35 L/day를 이용하였고, 어린이의 경우는 국내 오염토양 위해성평가지침에서 제시한 1 L/day를 사용하였다. 농작물섭취량(CR_p)은 본 연구 대상인 두 폐금속 광산 지역 인근 농경지에서 공통적으로 생산되는 쌀만을 고려하였고, 폐금속 광산 주민건강영향조사의 자료를 통해 얻은 쌀 섭취량은 성인남자 0.159 kg/day, 성인여자 0.153 kg/day, 어린이 0.159 kg/day를 사용하였다. 토양-농작물 생 축적계수(Bioconcentration factor,

Table 5. Toxicity values of each heavy metal contaminant

	Parameter	Unit	As	Cd	Cu	Pb	Zn
Carcinogenic	Oral slope factor (SF _o)	(mg/kg-day) ⁻¹	1.5E+0	N.D.	N.D.	8.5E-3 ¹⁾	N.D.
	Dermal slope factor (SF _{abs})	(mg/kg-day) ⁻¹	1.6E+0	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	Inhalation unit risk (URF _{inh})	(µg/m ³) ⁻¹	4.3E-3	1.8E-3	N.D.	1.2E-5 ¹⁾	N.D.
Non-carcinogenic	Oral reference dose (RfD _o)	(mg/kg-day)	3.0E-4	5.0E-4	1.4E-1	N.D.	3.0E-1
	Dermal reference dose(RfD _{abs})	(mg/kg-day)	2.9E-4	1.3E-5	8.0E-2	N.D.	N.D.
	Inhalation reference dose (RfC)	(mg/m ³)	N.D.	7.0E-4	1.0E-3	N.D.	N.D.

N.D.=not determined
1) California EPA 2009.

BCF)는 국내의 자료를 이용하여 획득하였으며, 그 외 노출인자 즉, 체내흡수계수(ABS_{GI}), 피부흡수계수(ABS_D), 호흡흡수계수(ABS_{inh}), 호흡기 내 비산먼지 잔류율(Fr), 실외공기 내 먼지량(TSP), 실외비산먼지 내 토양비율(frs)는 국내 오염토양 위해성평가 지침에서 제시된 값을 사용하였다. 그리고 위에서 서술했듯이 Figure 1과 Table 1에 있는 노출경로 중 마지막 7번째 경로인 실외공기호흡(휘발)은 본 연구에서 고려되지 않았으므로 이와 관련된 노출인자 및 노출량은 제시하지 않았다.

3) 독성평가(toxicity assessment)

이 단계에서는 선정된 5종의 중금속 오염물질에 대한 독성자료를 획득하여 사용하였다. 각 중금속 오염물질들의 발암계수 및 비발암참고치는 미국 환경보호청(US EPA)의 통합위해정보시스템(integrated risk information system, IRIS)과 국제암연구소(international agency for research on cancer, IARC)의 자료를 바탕으로 Table 5에 정리하였다.

4) 위험도 결정(risk characterization)

이 단계에서는 Table 1에 나타난 각 노출경로별 일일평균노출량 산정식에 Table 2~4에 정리한 노출인자들을 사용하여 계산된 일일평균노출량(ADD)과 Table 5에 나타난 각 중금속 오염물질의 독성자료를 이용해 발암 및 비발암위해도를 계산하여 나온 값을 이용하여 최종적으로 위해성여부를 판단하였다. 먼저 발암위해성을 나타내는 초과발암위해도(Excess cancer risk, ECR)는 일일평균노출량(ADD)과 발암계수(SF or URF)를 이용하여 식 (2)와 같이 계산하

여 노출경로별로 값을 구하였다. 그리고 식 (3)을 이용하여 평가대상 지역의 총 발암위해성을 나타내는 총 초과발암위해도(Total excess cancer risk, TCR)를 구하였다. 최종적으로 구한 TCR값과 허용 가능한 발암위해도인 1×10⁻⁶과 비교하여 발암위해성 여부를 판단하였다.

$$\text{초과발암위해도(ECR)} = \text{SF(or URF)} \times \text{ADD(2)}$$

$$\text{총 초과발암위해도(TCR)} = \sum \text{ECR} \quad (3)$$

또한 비발암위해도를 산정하기 위하여 일일평균노출량(ADD)과 비발암독성치(RfD or RfC)를 이용하여 식 (4)와 같이 계산하여 노출경로별로 위험비율(Hazard quotient, HQ)값을 구하였으며, 식 (5)를 이용하여 평가대상 지역의 총 비발암위해성을 나타내는 위험지수(Hazard index, HI)를 산정하였다. 위험지수 또한 최종적으로 기준이 되는 1과 비교하여 비발암위해성 여부를 판단하였다.

$$\text{위험비율(HQ)} = \text{ADD} / \text{RfD(or RfC)} \quad (4)$$

$$\text{위험지수(HI)} = \sum \text{HQ} \quad (5)$$

III. 결과 및 고찰

1. 각 광산별 중금속 노출농도

인체 위해성평가에 필요한 각 광산별 토양(표토), 지하수, 지표수(하천수)의 중금속(As, Cd, Cu, Pb, Zn) 노출농도와 이를 구하기 위한 농도 분석결과를 Table 6에 정리하였다. 양곡광산 토양시료는 As 0.038~510.9 mg/kg, Cd 0.008~11.9 mg/kg, Cu 0.17~153.8 mg/kg, Pb 0.29~484 mg/kg, Zn

Table 6. Exposure concentration of heavy metal contaminants contained in environmental media (unit : mg/kg)

Media	Mine	Statistics	As	Cd	Cu	Pb	Zn
Surface soil (mg/kg)	Yanggok mine (N=299)	min	0.038	0.008	0.17	0.29	0.89
		max	510.9	11.9	153.8	484	639.5
		median	17.6	0.88	10.1	27.7	113.2
		average	29.1	1.14	14	36.1	123.3
		Exposure concentration(Cs)	33.2	1.24	15.2	39.9	128.4
	Samsanjeil mine (N=486)	min	4.2	0.66	12.5	16.7	63.8
		max	397.4	2.86	532.7	755.6	337
		median	11.6	1.55	62.1	65.3	127.5
		average	16.5	1.56	72.4	73.2	131.5
		Exposure concentration(Cs)	18.6	1.58	76.4	77.3	133.7
Ground water (mg/L)	Yanggok mine (N=9)	min	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.02
		max	0.06	N.D.	0.04	0.04	1.03
		median	N.D.	N.D.	0.01	N.D.	0.08
		average	0.007	N.D.	0.016	0.004	0.24
	Samsanjeil mine (N=9)	min	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.029
		max	N.D.	N.D.	0.029	0.1	3.65
		median	N.D.	N.D.	0.009	N.D.	0.078
		average	N.D.	N.D.	0.011	0.01	0.43
Surface water (mg/L)	Yanggok mine (N=5)	min	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.01
		max	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.02
		median	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.01
		average	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.012
	Samsanjeil mine (N=8)	min	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.01
		max	N.D.	0.01	0.27	N.D.	1.13
		median	N.D.	N.D.	0.011	N.D.	0.073
		average	N.D.	0.001	0.076	N.D.	0.2

N.D.=not detected

0.89~639.5 mg/kg의 농도 범위를 보였으며, 계산된 노출농도는 Zn이 128.4 mg/kg으로 가장 높게 나타났으며, Cd이 1.24 mg/kg으로 가장 낮게 나타났다. 삼산제일광산 토양시료의 경우 As 4.2~397.4 mg/kg, Cd 0.66~2.86 mg/kg, Cu 12.5~532.7 mg/kg, Pb 16.7~755.6 mg/kg, Zn 63.8~337 mg/kg의 농도 범위를 보였으며, 계산된 노출농도는 양곡광산과 동일하게 Zn이 133.7 mg/kg으로 가장 높게, Cd이 1.58 mg/kg으로 가장 낮게 나타났다. 지하수의 경우, 양곡광산은 Cd의 농도가 검출되지 않았으며, 검출된 중금속의 농도 범위는 As 0~0.06 mg/kg, Cu 0~0.04 mg/kg, Pb 0~0.04 mg/kg, Zn 0.02~1.03 mg/kg으로 나타났다. 삼산제일광산

의 경우, As와 Cd의 농도가 검출되지 않았으며, 검출된 중금속의 농도 범위는 Cu 0~0.029 mg/kg, Pb 0~0.1 mg/kg, Zn 0.029~3.65 mg/kg을 나타내었다. 지표수의 경우, 양곡광산은 Zn만 0.01~0.02 mg/kg의 범위로 검출되었고, 삼산제일광산은 As와 Pb의 농도는 불검출, Cd 0~0.01 mg/kg, Cu 0~0.27 mg/kg, Zn 0.01~1.13 mg/kg의 범위를 나타내었다.

여기서 토양 노출농도는 분석된 토양시료농도를 국내 토양오염물질 위해성평가지침에서 제시한 방법을 이용하여 상위 95% 신뢰 값을 사용하였으며, 지하수와 지표수 노출농도는 시료 개수가 부족하여 분석결과 중 가장 높은 농도값을 노출농도로 사용하였

Table 7. The results of average daily dose (ADD) for the Yanggok mine

HM	Receptor	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)
As	Adult male	1.6E-05	2.9E-06	5.2E-07	9.8E-04	N.D.	2.5E-04
	Adult female	1.3E-05	2.2E-06	4.1E-07	6.6E-04	N.D.	2.0E-04
	Child	9.9E-06	1.6E-06	8.4E-08	1.6E-04	N.D.	6.7E-05
Cd	Adult male	1.5E-08	3.6E-08	1.9E-08	N.D.	N.D.	7.6E-06
	Adult female	1.3E-08	2.8E-08	1.5E-08	N.D.	N.D.	6.1E-06
	Child	9.8E-09	2.0E-08	3.1E-09	N.D.	N.D.	2.0E-06
Cu	Adult male	4.3E-06	2.7E-06	2.4E-07	6.6E-04	N.D.	5.3E-03
	Adult female	3.5E-06	2.0E-06	1.9E-07	4.4E-04	N.D.	4.2E-03
	Child	2.7E-06	1.4E-06	3.8E-08	1.1E-04	N.D.	1.4E-03
Pb	Adult male	N.D.	N.D.	6.2E-07	6.6E-04	N.D.	N.D.
	Adult female	N.D.	N.D.	4.9E-07	4.4E-04	N.D.	N.D.
	Child	N.D.	N.D.	1.0E-07	1.1E-04	N.D.	N.D.
Zn	Adult male	N.D.	3.7E-05	2.0E-06	1.7E-02	1.1E-06	N.D.
	Adult female	N.D.	2.9E-05	1.6E-06	1.1E-02	8.2E-07	N.D.
	Child	N.D.	2.0E-05	3.2E-07	2.7E-03	2.0E-07	N.D.

N.D.=not determined

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

HM	Receptor	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)
As	Adult male	8.7E-06	1.6E-06	2.9E-07	N.D.	N.D.	1.4E-04
	Adult female	7.2E-06	1.2E-06	2.3E-07	N.D.	N.D.	1.1E-04
	Child	5.6E-06	8.9E-07	4.7E-08	N.D.	N.D.	3.8E-05
Cd	Adult male	1.9E-08	4.6E-08	2.5E-08	N.D.	5.3E-08	9.7E-06
	Adult female	1.6E-08	3.5E-08	2.0E-08	N.D.	4.1E-08	7.7E-06
	Child	1.2E-08	2.5E-08	4.0E-09	N.D.	1.0E-08	2.6E-06
Cu	Adult male	2.1E-05	1.3E-05	1.2E-06	4.7E-04	8.6E-06	2.6E-02
	Adult female	1.8E-05	1.0E-05	9.5E-07	3.2E-04	6.6E-06	2.1E-02
	Child	1.4E-05	7.3E-06	1.9E-07	7.7E-05	1.6E-06	7.1E-03
Pb	Adult male	N.D.	N.D.	1.2E-06	1.6E-03	N.D.	N.D.
	Adult female	N.D.	N.D.	9.6E-07	1.1E-03	N.D.	N.D.
	Child	N.D.	N.D.	1.9E-07	2.7E-04	N.D.	N.D.
Zn	Adult male	N.D.	3.9E-05	2.1E-06	6.0E-02	6.0E-05	N.D.
	Adult female	N.D.	3.0E-05	1.7E-06	4.0E-02	4.6E-05	N.D.
	Child	N.D.	2.1E-05	3.4E-07	9.7E-03	1.1E-05	N.D.

N.D.=not determined

다(Table 6).

노출인자 그리고 노출농도를 이용하여 양곡광산과 삼산제일광산의 일일평균노출량(ADD)을 구하여 Table 7과 8에 각각 나타내었다.

2. 각 경로별 일일평균노출량

Table 1, Table 2~4, Table 6의 노출량 산정식과 양곡광산의 중금속에 대한 노출경로별 일일평균노출

출량을 살펴보면, As는 지하수섭취 > 농작물섭취 > 표토섭취 > 표토피부접촉 > 표토호흡, Cd는 농작물섭취 > 표토피부접촉 > 표토호흡 ≈ 표토섭취, Cu는 농작물섭취 > 지하수섭취 > 표토섭취 > 표토피부접촉 > 표토호흡, Pb는 지하수섭취 > 표토호흡 순으로 나타났으며, Zn의 경우 지하수 섭취 > 표토피부접촉 > 표토호흡 > 지표수피부접촉 순으로 나타났다. 삼산제일광산에서의 일일평균노출량을 살펴보면, As는 농작물섭취 > 표토섭취 > 표토피부접촉 > 표토호흡, Cd는 농작물섭취 > 지표수피부접촉 ≈ 표토피부접촉 > 표토호흡 ≈ 표토섭취, Cu는 농작물섭취 > 지하수섭취 > 표토섭취 > 표토피부접촉 > 지표수 피부접촉 > 표토호흡, Pb는 지하수섭취 > 표토호흡, 그리고 Zn은 지하수 섭취 > 표토피부접촉 ≈ 지표수피부접촉 > 표토호흡의 순서를 보였다. 두 광산의 중금속에 대한 노출 경로별 일일평균노출량은 양곡광산의 Cd와 삼산제일광산 As, Cd와 같이 지하수노출농도(Cw)가 검출되지 않은 경우와 Pb, Zn 같이 체내흡수계수(ABS_{GI})에 대한 자료가 부족하여 산정이 어려운 경우를 제외하면 대부분 농작물섭취와 지하수섭취에 의한 경로에 의한 중금속 노출이 지배적인 것으로 나

타났다.

노출경로에 대한 중금속별 일일평균노출량을 비교했을 때, 표토섭취는 As ≈ Cu > Cd, 표토피부접촉은 Zn > As ≈ Cu > Cd, 표토호흡은 Zn > Pb ≈ Cu > As > Cd, 지하수섭취는 Zn > As > Pb ≈ Cu, 지표수피부접촉은 Zn > Cu > Cd, 농작물섭취는 Cu > As > Cd 순으로 나타났으며, 주로 As, Cu, Zn에 의한 일일평균노출량이 높았음을 보였다. 이렇듯 각 경로별 일일평균노출량은 앞에서 살펴본 노출농도와 차이를 보이는데, 예를 들어 표토피부접촉의 경우 Zn > Pb > As > Cu > Cd 순의 노출농도를 보이므로 일일평균노출량 또한 이와 비슷한 순으로 나타날 것으로 예상되지만, 삼산제일광산의 경우 Zn > Cu > As > Cd 순으로 나타났다. 이는 각 노출경로별 일일평균노출량이 노출농도에 의한 영향을 받을 뿐만 아니라, Table 3에서 제시된 각 중금속별 특성을 반영한 노출인자, 즉 체내흡수계수(ABS_{GI}), 피부흡수계수(ABS_D), 호흡흡수계수(ABS_{inh})에도 영향을 받기 때문인 것으로 판단된다. 또한, 수용체별로도 성인남자 > 성인여자 > 어린이 순으로 차이를 보이는데, 이는 동일한 노출경로와 중금속 일지라도 Table 2에서

Table 9. Carcinogenic and non-carcinogenic risk for exposure pathway

	Mine	Receptor	Excess cancer risk (ECR)						Total excess cancer risk (TCR)
			Surface soil oral	Surface soil dermal	Surface soil inhalation	Ground water oral	Surface water dermal	Crop oral	
Carcinogenic	Yanggok mine	Adult male	2.3E-05	4.6E-06	2.3E-06	1.5E-03	N.D.	3.7E-04	1.9E-03
		Adult female	1.9E-05	3.6E-06	1.8E-06	1.0E-03	N.D.	3.0E-04	1.3E-03
		Child	1.5E-05	2.5E-06	3.7E-07	2.4E-04	N.D.	1.0E-04	3.6E-04
	Samsan jeil mine	Adult male	1.3E-05	2.6E-06	1.3E-06	1.4E-05	N.D.	2.1E-04	2.4E-04
		Adult female	1.1E-05	2.0E-06	1.0E-06	9.4E-06	N.D.	1.7E-04	1.9E-04
		Child	8.3E-06	1.4E-06	2.1E-07	2.3E-06	N.D.	5.6E-05	6.8E-05
	Mine	Receptor	Hazard quotient (HQ)						Hazard index soil (HI)
			Surface soil oral	Surface soil dermal	Surface soil inhalation	Ground water oral	Surface water dermal	Crop oral	
Non-carcinogenic	Yanggok mine	Adult male	8.4E-02	2.1E-02	4.3E-04	5.4E+00	N.D.	1.4E+00	6.9E+00
		Adult female	8.7E-02	2.0E-02	4.3E-04	4.6E+00	N.D.	1.4E+00	6.1E+00
		Child	3.3E-01	7.0E-02	4.3E-04	5.4E+00	N.D.	2.4E+00	8.2E+00
	Samsan jeil mine	Adult male	4.7E-02	1.5E-02	2.0E-03	3.3E-01	6.8E-03	1.1E+00	1.5E+00
		Adult female	4.9E-02	1.5E-02	2.0E-03	2.8E-01	6.5E-03	1.1E+00	1.4E+00
		Child	1.9E-01	5.1E-02	2.0E-03	3.3E-01	8.0E-03	1.8E+00	2.4E+00

N.D.=not determined

Table 10. Carcinogenic and non-carcinogenic risk for heavy metals

	Mine	Receptor	Excess cancer risk (ECR)					Total excess cancer risk (TCR)
			As	Cd	Cu	Pb	Zn	
Carcinogenic	Yanggok mine	Adult male	1.9E-03	3.5E-08	N.D.	5.6E-06	N.D.	1.9E-03
		Adult female	1.3E-03	2.8E-08	N.D.	3.8E-06	N.D.	1.3E-03
		Child	3.6E-04	5.6E-09	N.D.	9.1E-07	N.D.	3.6E-04
	Samsan jeil mine	Adult male	2.2E-04	4.4E-08	N.D.	1.4E-05	N.D.	2.4E-04
		Adult female	1.8E-04	3.5E-08	N.D.	9.4E-06	N.D.	1.9E-04
		Child	6.6E-05	7.2E-09	N.D.	2.3E-06	N.D.	6.8E-05
	Mine	Receptor	Hazard quotient (HQ)					Hazard index soil (HI)
			As	Cd	Cu	Pb	Zn	
Non-carcinogenic	Yanggok mine	Adult male	6.8E+00	2.9E-02	6.9E-02	N.D.	9.1E-02	6.9E+00
		Adult female	5.9E+00	2.9E-02	6.8E-02	N.D.	7.7E-02	6.1E+00
		Child	7.9E+00	5.6E-02	1.1E-01	N.D.	9.1E-02	8.2E+00
	Samsan jeil mine	Adult male	8.1E-01	4.4E-02	3.1E-01	N.D.	3.2E-01	1.5E+00
		Adult female	8.1E-01	4.3E-02	3.1E-01	N.D.	2.7E-01	1.4E+00
		Child	1.5E+00	8.0E-02	5.2E-01	N.D.	3.2E-01	2.4E+00

N.D.=not determined

와 같이 수용체별 특성이 반영된 노출인자의 영향을 받기 때문인 것으로 판단된다.

3. 발암 및 비발암위해도

두 광산의 노출경로별, 중금속별 발암 및 비발암위해도를 Table 9, 10에 나타내었다. 양곡광산의 지표수피부접촉경로에 대한 발암 및 비발암위해도와 삼산제일광산의 발암위해도가 산정되지 않은 이유는 양곡광산의 경우 지표수농도 분석결과 Zn만 검출되었기 때문에 Zn만이 노출농도가 산정되어 일일평균 노출량 또한 Zn만 산정되었다(Table 6, 7). 그러나 Table 5에서와 같이 Zn의 피부흡수 발암계수(SF_{abs})와 피부흡수 비발암참고치(RfD_{abs})가 없어 양곡광산의 지표수피부접촉경로에 대한 발암 및 비발암위해도가 산정되지 않았다. 삼산제일광산의 경우는 양곡광산과 달리 Zn뿐만 아니라 Cd, Cu도 지표수 농도 분석결과 검출되었으며, 이를 바탕으로 노출농도와 일일평균노출량을 구할 수 있었다(Table 6, 8). 그러나 Table 5에서와 같이 역시 Cd, Cu의 피부흡수 발암계수가 없어 삼산제일광산의 지표수 피부접촉 경

로에 대한 발암위해도도 산정되지 않았으며, 비발암위해도는 Cd의 일일평균노출량과 비발암참고치에 의해 산정된 것으로 보인다.

두 광산의 발암위해도를 비교하면, 두 광산 모두 총 초과발암위해도(Total excess cancer risk, TCR)가 허용 가능한 발암위해도인 1×10^{-6} 보다 크게 나타나 발암위해성이 있는 것으로 판단된다. 또한 발암위해도가 산정되지 않은 지표수피부접촉경로를 제외한 노출경로에서 초과발암위해도(Excess cancer risk, ECR)가 대부분 허용 가능한 발암위해도보다 높은 값으로 나타났다(Table 9).

각 광산별로 발암위해도를 자세히 살펴보면, 양곡광산의 경우 지하수섭취경로의 ECR이 가장 크며, TCR의 67.1~78.7%의 기여율을 보였고, 다음으로 농작물섭취와 표토섭취경로가 각각 19.7~27.9%, 1.2~4.1%로 TCR의 나머지 기여율을 보였다(Table 11, Figure 2(a)). 삼산제일광산의 경우 양곡광산과 다르게 농작물섭취경로에서 ECR이 가장 크며, TCR의 82.1~87.7%의 기여율을 보였다. 그리고 표토섭취와 지하수섭취경로에서 각각 5.5~12.2%, 3.3~5.8%

Table 11. Relative contribution of each exposure pathway Carcinogenic and non-carcinogenic risk(unit : %)

	Mine	Receptor	Excess cancer risk (ECR)						Total excess cancer risk (TCR)
			Surface soil oral	Surface soil dermal	Surface soil inhalation	Ground water oral	Surface water dermal	Crop oral	
Carcinogenic	Yanggok mine	Adult male	1.2	0.2	0.1	78.7	0.0	19.7	100.0
		Adult female	1.5	0.3	0.1	75.6	0.0	22.5	100.0
		Child	4.1	0.7	0.1	67.1	0.0	27.9	100.0
	Samsanjeil mine	Adult male	5.5	1.1	0.5	5.8	0.0	87.1	100.0
		Adult female	5.7	1.1	0.5	4.9	0.0	87.7	100.0
		Child	12.2	2.1	0.3	3.3	0.0	82.1	100.0
	Mine	Receptor	Hazard quotient (HQ)						Hazard index soil (HI)
			Surface soil oral	Surface soil dermal	Surface soil inhalation	Ground water oral	Surface water dermal	Crop oral	
Non-carcinogenic	Yanggok mine	Adult male	1.2	0.3	0.0	78.0	0.0	20.5	100.0
		Adult female	1.4	0.3	0.0	74.9	0.0	23.4	100.0
		Child	4.0	0.9	0.0	66.2	0.0	28.9	100.0
	Samsanjeil mine	Adult male	3.2	1.0	0.1	22.1	0.5	73.1	100.0
		Adult female	3.4	1.0	0.1	19.3	0.5	75.7	100.0
		Child	7.8	2.1	0.1	13.8	0.3	75.8	100.0

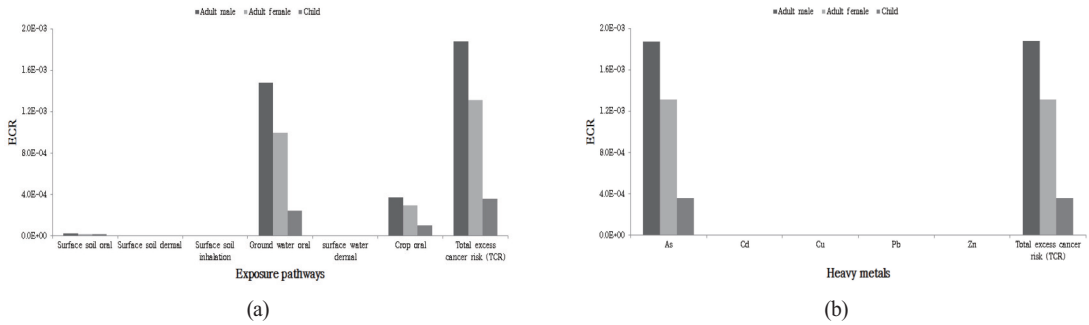


Figure 2. Carcinogenic risk of each exposure pathway (a) and heavy metal contaminant (b) for the Yanggok mine

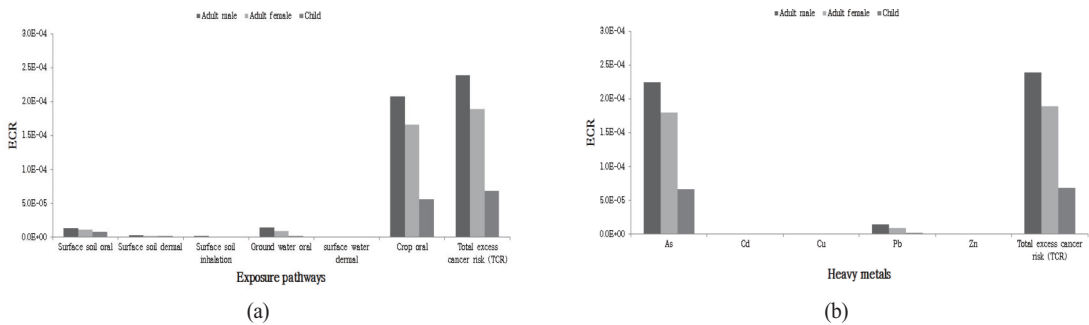


Figure 3. Carcinogenic risk of each exposure pathway (a) and heavy metal contaminant (b) for the Samsanjeil mine

로 TCR의 나머지 기여율을 보여 두 광산의 발암위해도 차이가 여기에 있다고 판단된다(Table 11, Figure 3(a)). 또한 중금속에 따른 발암위해도는 두 광산 모두 As의 ECR이 거의 TCR과 비슷한 것을 볼 수 있는

Table 12. Relative contribution of each heavy metals Carcinogenic and non-carcinogenic risk (unit : %)

	Mine	Receptor	Excess cancer risk (ECR)					Total excess cancer risk (TCR)
			As	Cd	Cu	Pb	Zn	
Carcinogenic	Yanggok mine	Adult male	99.7	0.0	0.0	0.3	0.0	100.0
		Adult female	99.7	0.0	0.0	0.3	0.0	100.0
		Child	99.7	0.0	0.0	0.3	0.0	100.0
	Samsan jeil mine	Adult male	94.1	0.0	0.0	5.8	0.0	100.0
		Adult female	95.0	0.0	0.0	5.0	0.0	100.0
		Child	96.7	0.0	0.0	3.3	0.0	100.0
		Mine	Receptor					Hazard index soil (HI)
			As	Cd	Cu	Pb	Zn	
Non-carcinogenic	Yanggok mine	Adult male	97.3	0.4	1.0	0.0	1.3	100.0
		Adult female	97.1	0.5	1.1	0.0	1.3	100.0
		Child	96.9	0.7	1.3	0.0	1.1	100.0
	Samsan jeil mine	Adult male	54.2	2.9	21.1	0.0	21.7	100.0
		Adult female	56.2	3.0	21.8	0.0	19.0	100.0
		Child	61.3	3.3	21.8	0.0	13.6	100.0

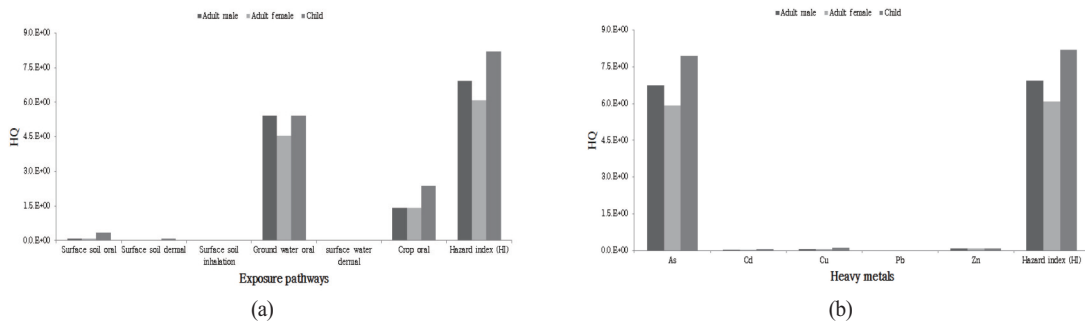


Figure 4. Non-carcinogenic risk of each exposure pathway (a) and heavy metal contaminant (b) for the Yanggok mine

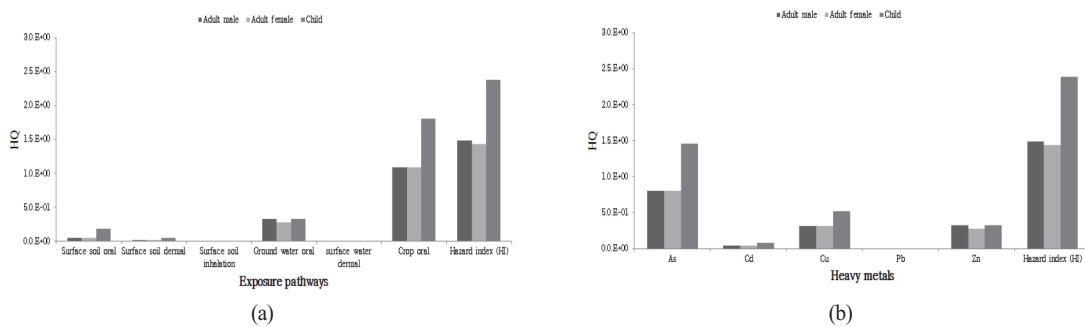


Figure 5. Non-carcinogenic risk of each exposure pathway (a) and heavy metal contaminant (b) for the Samsanjeil mine

데, 이는 As의 일일평균노출량이 다른 중금속에 비해 크진 않지만 As에 대한 발암독성치가 모두 존재하고 다른 중금속에 대한 발암 독성치는 존재하지 않거나 존재하더라도 값이 작기 때문에 판단된다

(Table 12, Figure 2(b), 3(b)).

두 광산의 비발암위해도를 비교하면, 두 광산의 모든 수용체에서 위험지수(Hazard index soil, HI)가 기준인 1을 초과하였으므로 비발암위해성이 있는 것으로 보인다(Table 9). 각 광산별로 비발암위해도를 자세히 살펴보면, 양곡광산에서는 지하수섭취경로가 66.2~78.0%로 가장 높은 기여율을 보였고 다음으로 농작물섭취경로가 20.5~28.9%로 높은 기여율을 보였다(Table 11, Figure 4(a)). 하지만 반대로 삼산제일광산에서는 농작물섭취경로가 73.1~75.8%로 가장 높은 기여율을 보였고 다음으로 지하수섭취경로가 13.8~22.1%로 높은 기여율을 보였다.(Table 11, Figure 5(a)). 중금속에 따른 비발암위해도는 양곡광산의 경우 As에 대한 HQ가 가장 높게 나타났으며, 96.9~97.3%의 기여율 보였다(Table 12, Figure 4(b)). 그러나 삼산제일광산의 경우 양곡광산과 마찬가지로 As에 대한 HQ는 가장 높았지만 54.2~61.3%로 기여율이 낮은 반면 Cu(21.1~21.8%)와 Zn(13.6~21.7%)의 기여율은 상대적으로 높게 나타났다(Table 12, Figure 5(b)).

두 광산별 발암 및 비발암위해성을 비교해보면, 발암 및 비발암위해성 모두 중금속 중에는 As, 노출경로 중에는 지하수섭취경로의 ECR이 삼산제일광산에 비해 양곡광산에서 높게 나타나 발암 및 비발암위해성도 삼산제일광산보다 양곡광산에서 더 큰 것으로 판단된다(Table 9, 10).

IV. 결론

본 연구의 대상 중금속 오염물질은 As, Cd, Cu, Pb, Zn등 5종으로 토양(표토), 지하수, 지표수(하천수) 내 농도를 분석하여 그 농도를 바탕으로 각 매질별 노출농도를 산정하고, 이 노출농도를 바탕으로 일일평균노출량 산정식과 국내 폐금속 광산에 특화된 여러 노출인자를 이용하여 각 노출경로별 일일평균 노출량을 산정하였다. 그리고 각 중금속 오염물질별 발암계수 및 비발암참고치를 이용하여 발암 및 비발암위해도를 산정하였다.

먼저 광산별 일일평균노출량을 비교하면, 일일평

균노출량을 산정 시 노출농도의 영향이 큰 것으로 판단되며, 노출경로별로는 모든 중금속에 대해 농작물 섭취와 지하수 섭취가 주요한 노출경로로 조사되었다. 중금속 오염물질별로는 노출경로에 따라 다르게 나타났으며, 노출농도보다는 노출인자 특히, 체내흡수계수(ABS_{GI}), 피수흡수계수(ABS_D), 호흡흡수계수(ABS_{inh})의 영향을 더 받는 것으로 판단된다. 수용체별 노출량은 대체로 발암 위해도의 경우 성인남자 > 성인여자 > 어린이 순으로, 비발암 위해도의 경우 어린이 > 성인남자 > 성인여자 순으로 높게 나타났으며, 이는 각 수용체별 특성이 반영된 결과로 생각된다.

최종적으로 산출된 발암위해도를 살펴보면, 두 광산 모두 총 초과발암위해도가 허용 가능한 발암위해도인 1×10^{-6} 보다 크게 나타나 발암위해성이 있는 것으로 판단된다. 두 광산의 발암위해도를 비교해보면 약 10배 정도 양곡광산이 높은 값을 보이는데, 이는 삼산제일광산에는 검출되지 않은 As의 지하수노출농도가 양곡광산에서 높은 값을 가져 양곡광산의 발암위해도가 약 10배 정도 높게 나타난 것으로 판단된다. 비발암위해도를 살펴보면, 발암 위해도와 마찬가지로 두 광산의 모든 수용체에서 위험지수가 1보다 큰 값으로 나타나 비발암위해성이 있는 것으로 나타났다. 두 광산의 비발암위해도를 비교해보면 약 4배 정도 양곡광산에서 큰 값을 가지는 것으로 나타났는데, 이는 발암 위해성과 마찬가지로 삼산제일광산에는 없는 As의 지하수노출농도가 양곡광산에서 높은 값을 가져 양곡광산의 비발암위해도가 높게 나타난 것으로 판단된다. 두 광산 모두 주요한 발암위해성 오염물질은 As이며, 주요한 비발암위해성 오염물질은 As, Cu, Zn으로 판단된다.

본 연구에서 수행한 국내 폐금속 광산 중금속 오염에 대한 인체 위해성평가는 Cu, Pb, Zn과 같은 중금속 오염물질의 노출농도가 존재하더라도 여러 노출인자의 부재로 인해 노출량이 산정되지 않는 경우가 있었다. 따라서 기본적으로 필요한 노출인자에 대한 여러 연구가 필요하며, 농작물섭취경로의 경우도 인체와 농작물의 중금속 오염물질에 대한 흡수정도가 다르기 때문에 환경부의 토양오염공정시험법과 토양

오염 위해성평가지침에서 권장하는 전 함량 분석법과 여러 토양 용출법들을 비교하여 인체위해성에 더욱 적합한 분석법의 개발이 필요할 것으로 판단된다.

Acknowledgement

본 연구는 2015년도 정부(교육부)의 재원으로 한국연구재단의 지원을 받아 기본연구지원사업(과제번호: 2015R1D1A1A01057566)으로 수행되었다.

References

- An YJ, Baek YW, Lee WM, Jeong SW, Kim TS. 2007. Comparative study of soil risk assessment models used in developed countries. *J Soil Groundw Environ.* 12(1): 53-63. [Korean Literature]
- Brand E, Otte PF, Lijzen JPA. 2007. CSOIL 2000: an exposure model for human risk assessment of soil contamination(A model description).
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). 2006. A protocol for derivation of environmental and human health.
- Choi JW, Yoo KJ, Koo MS, Park JH. 2012. Comparison of heavy metal pollutant exposure and risk assessments in an abandoned mine site. *KSCE J Civil Engineers.* 32(4B): 261-266. [Korean Literature]
- Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA), Environmental Agency (EA). 2002. The contaminated land exposure assessment model (CLEA): Technical basis and algorithms.
- Environmental Agency (EA), 2005, CLEA UK Handbook (Draft): Support document for the CLEA UK software Beta Version 1.0
- Health Canada. 2007. Federal contaminated site risk assessment in Canada. Part I: Guidance on human health preliminary quantitative risk assessment.
- Hwang EH, Wee SM, Lee PK, Choi SH. 2000. A study on the heavy metal contamination of paddy soil in the vicinity of the seosung Pb-Zn mine. *J Soil Groundw Environ.* 5(2): 67-85. [Korean Literature]
- Jung MC, Jung MY. 2006. Evaluation and management method of environmental contamination from abandoned metal mines in Korea. *J Korean Soc Mineral Energy Res.* 43(5): 383-394. [Korean Literature]
- Kim JY, Lee JH, Kunhikrishnan A, Kang DW, Kim MJ, Yoo JH, Kim DH, Lee YJ. Transfer factor of heavy metals from agricultural soil to agricultural products. *Korean J Environ Agric.* 31(4): 300-307. [Korean Literature]
- Korean Statistical Information Service (KOSIS). 2013. KOSIS 100 indices. http://kosis.kr/nsportalStats/nsportalStats_0102Body.jsp?menuId=6&NUM=156. [Korean Literature]
- Lee JY. 2005. A study on the body surface area of Korean adults. Ph.D Thesis. Seoul National University, Korea. [Korean Literature]
- Lee JS, Kwon HH, Shim YS, Kim TH. 2007. Risk assessment of heavy metals in the vicinity of the abandoned metal mine areas. *J Soil Groundw Environ.* 12(1): 97-102. [Korean Literature]
- Lee JS, Kim YN, Kim KH. 2010. Suitability assessment for agriculture of soils adjacent to abandoned mining areas using different human risk assessment models. *Korean J Soil Sci Fert.* 43(5): 674-683. [Korean Literature]

- Ministry of Environment (ME). 2004. Investigation of soil contamination in abandoned mine. [Korean Literature]
- Ministry of Environment (ME). 2005. Investigation of soil contamination in abandoned mine. [Korean Literature]
- Ministry of Environment (ME). 2006. Guidelines for risk assessment of soil contaminants. [Korean Literature]
- Ministry of Environment (ME). 2007. Korean exposure factor handbook. [Korean Literature]
- National Institute of Environmental Research (NIER). 2007. Investigation of health effect on inhabitants around abandoned metal mines. [Korean Literature]
- National Institute of Environmental Research (NIER). 2008. Investigation of health effect on inhabitants around abandoned metal mines. [Korean Literature]
- National Institute of Environmental Research (NIER). 2009. Investigation of health effect on inhabitants around abandoned metal mines. [Korean Literature]
- National Institute of Environmental Research (NIER). 2010. Investigation of health effect on inhabitants around abandoned metal mines. [Korean Literature]
- National Institute of Environmental Research (NIER). 2011. Investigation of health effect on inhabitants around abandoned metal mines. [Korean Literature]
- National Environment Protection Council (NEPC). 1999. Guideline on exposure scenarios and exposure Setting.
- Research for Nana and Environment (RIVM). 2001. Evaluation and Revision of the CSOIL Parameter Set: Proposed parameter set for human exposure modelling and deriving intervention values for the first series of compounds.
- US Environmental Protection Agency (US EPA). 1989. Risk assessment guidance for superfund volume I: Human health evaluation manual (Part A)
- US Environmental Protection Agency (US EPA). 1991a. Risk assessment guidance for superfund volume I: Human health evaluation manual (Part B, Development of risk-based preliminary remediation goals)
- US Environmental Protection Agency (US EPA). 1991b. Risk assessment guidance for superfund volume I: Human health evaluation manual (Part C, Risk evaluation of remedial alternatives)
- US Environmental Protection Agency (US EPA). 1996. Soil screening guidance: Technical background document.
- US Environmental Protection Agency (US EPA). 1992. Dermal exposure assessment: Principles and applications.
- US Environmental Protection Agency (US EPA). 1997. Exposure factor handbook.
- US Environmental Protection Agency (US EPA). 2001a. Risk assessment guidance for superfund volume I: Human health evaluation manual (Part D, Standardized planning, reporting, and review of superfund risk assessments)
- US Environmental Protection Agency (US EPA). 2001b. Risk assessment guidance for superfund volume III: Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment (Part A)
- US Environmental Protection Agency (US EPA). 2004. Risk assessment guidance for superfund volume I: Human health evaluation manual (Part E, Supplemental

- guidance for dermal risk assessment)
- US Environmental Protection Agency (US EPA). 2009. Risk assessment guidance for superfund volume I: Human health evaluation manual (Part F, Supplemental guidance for inhalation risk assessment)
- US Environmental Protection Agency (US EPA in california). 2009. Technical support document for cancer protency Factors.
- US Environmental Protection Agency (US EPA). 2011. Exposure factor handbook: 2011 edition.