

오염된 토양, 지하수 및 쌀의 인체노출에 따른 비소의 위해성 평가

이진수* · 전효택

서울대학교 지구환경시스템공학부

Risk Assessment of Arsenic by Human Exposure of Contaminated Soil, Groundwater and Rice Grain

Jin-Soo Lee* and Hyo-Taek Chon

School of Civil, Urban and Geosystem Engineering, Seoul National University, Seoul 151-744, Korea

Environmental survey from some abandoned metal mine areas was undertaken on to assess the risk of adverse health effects on human exposure to arsenic influenced by past Au-Ag mining activities. Elevated levels of As were found in tailings from the studied mine areas. This high concentration may have a impact on soils and waters around the tailing piles. In order to perform the human risk assessment, chemical analysis data of soils, rice grains and waters for As have been used. The HQ values for As via the rice grain and groundwater consumption were significantly higher compared with other exposure pathways in all metal mine areas. However, there were minimal soil and water dermal contact risks. The resulting HI values of As from the Dongil, Okdong and Hwacheon mine areas were higher than 5.0, and their toxic risk due to drinking water and rice grain was strong in these mine areas. The cancer risk of being exposed to As by the rice grain route from the Dongil, Okdong and Hwacheon mine areas was 5.2×10^{-4} , 6.0×10^{-4} and 8.1×10^{-4} , respectively. The As cancer risk via the exposure pathway of drinking water from these mine areas exceeded the acceptable risk of 1 in 10,000 for regulatory purposes. Thus, the daily intakes of groundwater and rice grain by the local residents from the Dongil, Okdong and Hwacheon mine areas can pose a potential health threat if exposed by long-term arsenic exposure.

Key words : Arsenic (As), Exposure pathway, Toxic risk, Cancer risk, Human risk assessment

본 연구에서는 폐금속광산 지역에서의 비소가 인체에 미치는 위해영향을 정량적으로 평가하기 위하여 동일, 옥동, 동정, 도곡 및 화천광산 주변 지역에서 광미, 토양, 농작물 및 지하수를 채취하여 화학분석을 실시하였다. 이들 폐금속광산 주변에 폐기된 광미내 비소 함량은 매우 높게 나타났으며, 이러한 광미가 바람이나 강우에 의해 광미땀 하부에 있는 농경지나 하천으로 유입되어 주변 환경을 오염시킬 가능성이 크므로 이들 토양, 농작물, 자연수 시료들에 대한 화학분석자료를 바탕으로 인체위해성평가 모델링을 실시하였다. 폐금속광산 지역에서의 인체노출경로는 농사활동을 통한 토양의 섭취, 지하수(식수)의 섭취, 쌀의 섭취, 농사활동에 의한 토양의 피부접촉, 목욕에 의한 지하수의 피부접촉 등 5가지로 파악할 수 있었다. 각 노출경로별 비발암성위해도 평가 결과, 모든 광산에서 지하수를 식수로 섭취하는 노출경로와 쌀의 섭취를 통해 비소의 독성위해도가 가장 높은 것으로 나타났다. 특히, 동일광산과 옥동광산에서는 HI 지수가 7.0 이상으로, 화천광산의 경우는 5.0 이상으로 매우 높게 나타나 이들 지역 주민들의 비소의 독성위해성이 높았다. 비소에 대한 발암위해도 평가 결과, 동일광산, 옥동광산 및 화천광산 지역의 쌀 섭취의 노출경로를 통한 비소에 의해 암이 발생할 확률은 만명중의 5명에서 8명 정도로 높게 나타났다. 지하수를 식수로 섭취하는 경우, 비소의 발암위해도도 이들 광산지역에서 만명중의 1명보다 높게 나타났다. 이는 미국 EPA에서 제시한 초과발암위해도보다도 크므로 이들 지역 주민들이 비소에 의해 오염된 농작물(쌀)이나 지하수를 식수로 지속적으로 장기간 섭취하게 된다면 비소가 건강에 미치는 위해영향이 크다고 판단된다.

주요어 : 비소, 노출경로, 독성위해도, 발암위해도, 인체위해성 평가

1. 서 론

다양한 형태의 유독성 중금속원소를 비롯한 오염물질들이 인위적으로 생성, 배출되어 물, 대기, 토양 등의 이동매체를 통하여 수권, 대기권, 토양권, 생물권을 포함하는 지구화학적 환경으로 분산됨에 따라 잠재적으로 인간을 비롯한 유기생명체에 치명적인 피해를 입히고 있다(Thornton, 1983; Alloway, 1990). 현재 알려진 유독성 중금속들(As, Cd, Cu, Cr, Co, Hg, Pb, Se, Mo, Zn)은 다양한 이동 매체를 통해서 생태계에 축적되어 동식물과 인간의 건강에 악영향을 미치고 있다. 특히 폐금속광산에서는 과거 채광이나 선광·제련 과정 등의 광산활동으로 인하여 배출된 광산폐기물들(폐석, 광미, 광산폐수 등)이 대부분 오염방지시설이 갖추어지지 않은 채 광산주변에 방치되어 있어 집중 강우나 강풍에 의해 하부로 분산되어 광산하부의 농경지와 수계의 유독성 중금속오염을 계속적으로 일으키고 있다(민정식 등, 1997; 환경부, 1998; 황은하 등, 2000). 따라서 이들 지역들의 유독성 중금속의 존재나 처리방법 등의 오염도 평가뿐만 아니라, 특정 중금속에 노출됨에 따라 발생 가능한 인체영향에 대한 정도와 심각성을 정량적으로 산정하는 인체위해성 평가시스템이 오염물질의 관리 및 오염환경 복원 전략에 있어서 매우 중요한 과정으로 인식되고 있다.

국외의 경우 오염된 토양, 지하수 및 농작물 등의 환경매체내 유해오염물질들이 지역주민의 건강에 미치는 독성 및 발암성을 정량적으로 평가하는 위해성평가 기법의 개발이 선도적으로 활발하게 진행되고 있다(Kolluru *et al.*, 1996; Kimmel *et al.*, 1999; Akagi *et al.*, 2000; Alcock *et al.*, 2000; Green *et al.*, 2000; Lee *et al.*, 2000; Paustenbach, 2002; Sekhar *et al.*, 2003; Lee *et al.*, 2004). 특히, 미국에서는 1980년대 ‘Superfund’ 법을 기초로 ‘Superfund site’로 지정된 오염지역에 대해 체계적, 통합적으로 운영·관리하는 프로그램이 실시되었다. 이 프로그램의 궁극적인 지침은 유해물질로부터 위협받고 있는 환경과 인간의 건강을 보호하는 것으로, 위해성 평가 과정이 오염환경관리의 중요한 한 부분임을 강조하고 있고 유해물질의 규제와 관련하여 위해성 평가 결과가 정책결정의 중요한 수단중 하나로 사용되고 있다. 특히, 지난 1992년 브라질 리우에서 열린 UNDP 세계환경회의에서 위해성을 이용한 유해화학물질의 관리에 합의가 이루어진 이후 전 세계적으로 위해성 개념을 이용한 유해화학물질 및 오염지역의 관리가 강화되고 있다.

국내의 경우 오염환경에서 유해 중금속원소들의 오염도 평가에 대한 연구는 1980년대 후반부터 시작되었으나, 대부분의 연구들이 이들 원소들의 오염조사에 국한되었으며, 오염지역에서 유해물질들이 인간의 건강에 미치는 악영향을 평가하는 위해성평가 모델링을 적용한 연구는 극히 일부 연구자에 의해 수행되었으며(이진수 등, 2001; 이진수 등, 2003; 이진수와 전효택, 2004; Lee *et al.*, 2000; Lee *et al.*, 2005a, 2005b; Chung *et al.*, 2005), 거의 전무한 상태이다. 국제적 추세를 맞추어 1992년부터 환경부 G7 선도기술과제와 2001년부터 환경부 차세대핵심과제를 통해 위해성 평가 연구가 수행되어 왔으나, 환경관리를 위한 위해도 분석 시스템으로 활용하기에는 아직 미흡하고 제도적인 뒷받침이 부족한 실정이다.

본 연구에서는 독성 중금속원소 중 인체발암물질로 분류되어 있는 비소에 의한 노출로부터 오염지역의 수용체인 인간에게 미치는 악영향(adverse effect)의 정도를 과학적으로 예측하기 위하여 폐금속광산 지역을 대상으로 광산주변 광미, 토양, 자연수 및 농작물 시료를 채취하여 비소의 오염수준을 규명하고, 이들 화학분석 자료를 바탕으로 지역 주민에 대한 비소의 인체 노출 경로를 파악하여 건강에 미치는 악영향(독성 및 발암성)을 정량적으로 산출하는 위해성 평가를 수행하고자 하였다.

2. 위해성 평가의 과정

인체위해성 평가(human risk assessment)는 어떤 유해오염물질에 노출되어 나타날 수 있는 인간의 건강 피해 확률을 추정하는 과학적인 과정이라고 정의할 수 있으며, 단순히 환경 중 오염도를 위해도(risk)로써 알기 쉽게 수치적으로 제시하는 과정만이 아니라 오염물질의 발생에서부터 인체로의 영향까지를 통계학적, 독성학적, 수학적, 사회정책 및 경제학적 측면 등을 모두 고려하여, 정책 결정자들과 일반대중이 과학적 기반 위에서 합일점을 찾도록 하는데 과학적 근거로 제시될 수 있는 방법론이다.

가장 보편적으로 받아들여지고 있는 위해성평가 방법은 미국 국가연구위원회(NRC; National Research Council)에 의해 제안되었는데(NRC, 1983), 이는 오염물질들의 독성 영향을 규명하는 유해성 확인(hazard identification), 오염물질에 대한 노출의 강도, 빈도, 기간을 추정하는 노출 평가(exposure assessment), 오염 정도와 유해 영향 정도의 상관 관계를 규명하는 용량-

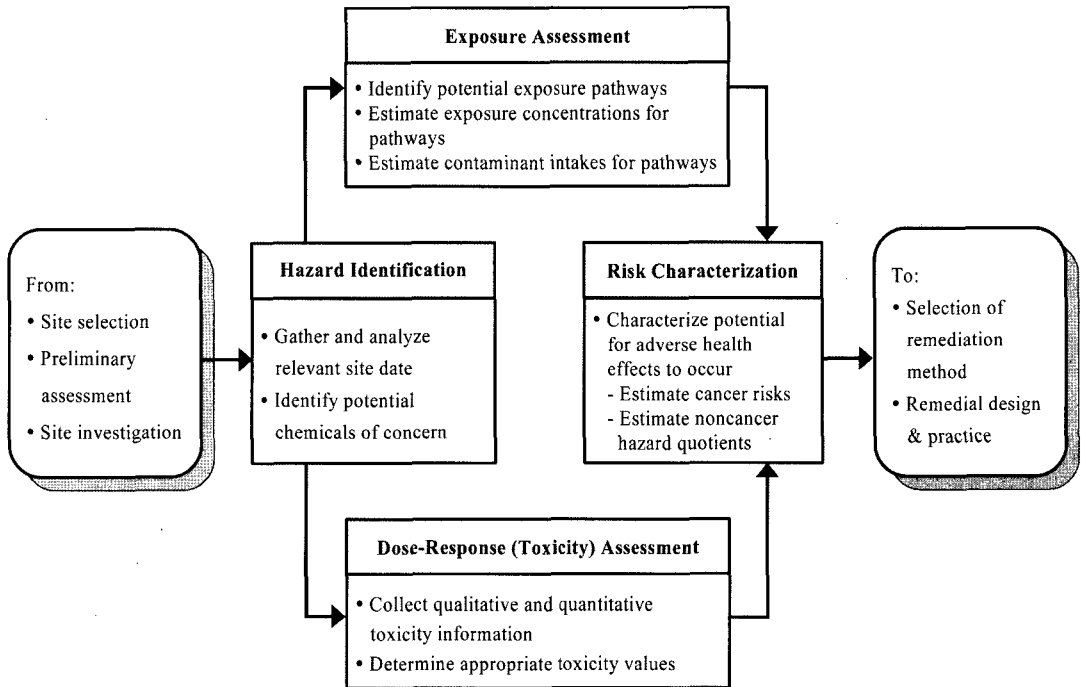


Fig. 1. Risk assessment process (US EPA, 1989a).

반응 평가(dose-response assessment) 및 노출에 대한 인간 건강의 영향을 평가하는 위해도 결정(risk characterization) 등의 4단계로 구성되어 있다(Fig. 1). 이 중 유해성 확인은 정성적인 위해성 평가(qualitative risk assessment)에 속하고, 용량-반응 평가, 노출평가, 위해도 결정은 정량적인 위해성 평가(quantitative risk assessment)로 분류된다.

2.1. 유해성 확인(Hazard Identification)

위해성 평가의 첫 단계인 유해성 확인 과정은 사람이 어떤 오염물질에 노출되었을 경우, 과연 유해한 영향을 유발시키는가를 결정하는 단계로서, 그 유해 오염물질의 물리적, 화학적 성질을 파악하고 이에 따른 물질의 환경중 이동기구 및 인체내 영향기구 등을 파악함으로써 물질이 가지고 있는 유해도를 규명하는 것을 목적으로 한다(Kolluru *et al.*, 1996; Paustenbach, 2002). 따라서 유해 오염물질에 대한 모든 동물 실험자료 및 인체에 대한 역학조사 연구에서 보고되고 있는 정보를 수집하여 유해성의 여부 및 각각의 오염물질과 관련된 유해도 수준을 확인하는 과정으로 현장의 물리, 화학적 자료를 수집하는 것로부터 시작된다. 현장 조사에서는 오염원의 위치 파악, 과거 오염여부, 토지이용도 조사, 지하수 및 지표수의 이용 실태, 각 매질(토

양, 지하수, 식물 등)에 존재하는 오염물질의 농도, 오염물질의 이동 및 거동에 관한 정보 수집 등이 포함되며, 시료의 분석은 공인된 방법을 이용하여야 한다.

2.2. 노출 평가(Exposure Assessment)

노출평가 단계는 노출된 인구집단의 크기, 노출의 강도, 빈도 및 기간, 그리고 노출경로를 통해 인체노출량을 정량적으로 추정하는 과정이다(Kolluru *et al.*, 1996; Paustenbach, 2002). 노출평가의 주요 단계는 우선, 노출발생과 관련된 상황을 설정하는 노출시나리오를 구성하며, 다음으로 오염물질과의 접촉후 이 물질이 인체내로 침투하는 노출경로들을 이해가 가능한 범위 안에서 나열하여 그것에 대한 체계적 분석을 가능케 하는 개념적인 현장모델(CSM, conceptual site model)을 수립하면, 보다 정확한 노출 평가를 기대할 수 있다. 그리고 나서 노출인구집단의 특성을 파악하고, 인체노출과 관련된 모든 변수들을 조사한다. 마지막으로 각 노출경로에 따른 특정 오염물질에 대한 인체노출량을 산출한다. 특정 오염물질에 대한 각각의 노출경로에 따른 정량적인 노출량은 일평균섭취량인 ADD (average daily dose, unit: mg/kg-day) 식을 이용하여 구할 수 있다(Kolluru *et al.*, 1996; Paustenbach, 2002).

2.3. 용량-반응(독성) 평가(Dose-Response Assessment)

용량-반응평가 단계는 유해 오염물질의 용량과 노출된 인구집단에서의 유해건강영향 발생간의 관계를 규명하고 노출로 인한 유해건강영향의 발생수준을 예측하는 과정이며, 이는 주로 동물실험연구결과 또는 역학연구결과를 토대로 한다(Kolluru *et al.*, 1996; Paustenbach, 2002).

독성 유무의 판단은 용량-반응자료(dose-response data)를 바탕으로 이루어지는데 독성의 평가과정은 비발암성 물질의 경우, 수용체에 해가 되지 않는 범위 이내의 노출수준을 반영하는 수치를 결정하는 것이며, 발암성 물질의 경우는 주어진 노출수준의 범위 내에서 용량과 반응의 관련성을 반영하는 수치를 결정하는 것이다(Kolluru *et al.*, 1996; Paustenbach, 2002).

위해성평가에 이용되는 독성학적 자료들은 각 사안마다 독립적인 실험을 통하여 생산된, 현장의 특수성을 가장 잘 반영하는 자료를 이용하는 것이 가장 이상적이겠지만 현실적인 이유로 대부분의 경우 기존의 객관적으로 검증되고 표준화된 독성자료를 이용한다. 전세계적으로 가장 많이 이용되는 공신력있는 자료로서는 미국 EPA에서 제공하는 IRIS(Integrated Risk Information System)이며, 이는 매월추가 또는 수정되는 것을 원칙으로 하고 있다. 국내에서는 유해오염물질에 대한 용량-반응평가를 통한 이들 독성자료들의 연구가 미비하여 신뢰성 있는 자료를 얻을 수 없으므로 IRIS와 같은 독성자료 데이터베이스를 활용하여 독성평가를 실시할 수 있다.

2.4. 위험도 결정(Risk Characterization)

위해도 결정은 인체 위해성 평가 4단계의 마지막 과정으로, 앞의 3가지 단계의 모든 정보를 종합하는 과정이다. 즉, 각 과정을 통해 나타난 결과를 활용하여 예측된 노출량에 대한 유해건강영향의 발생수준을 위

해도로 나타내는 과정이다(Kolluru *et al.*, 1996; Paustenbach, 2002). 사람이 다양한 환경매체(음용수, 식품, 토양 등)를 통해 유해성이 확인된 오염물질에 과연 얼마나 노출되는가를 결정하는 노출평가과정을 거쳐 용량-반응 평가에서 도출된 정보를 통합하여 특정 오염물질의 특정농도에 노출되었을 경우, 개인이나 인구집단에서 독성이나 발암과 같은 위해영향이 발생할 확률을 결정한다.

2.4.1. 발암위해도

발암위해성을 나타내는 수치로는 발암잠재력(SF; cancer slope factor)을 사용하는데 이는 용량-반응곡선에서 낮은 농도 구간(low dose region)에서의 직선의 기울기이며 그 단위는 RfD의 역수이다($(\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{day})^{-1}$). SF를 산출하고 적용하기 위해서는 그 물질의 발암성 여부를 먼저 판별하여야 하는데 미국 EPA에서 이를 위한 기준을 제시하고 있으며(Table 1), 일반적으로 이들 중 A, B1, B2에 속하는 물질들을 발암물질로 규정한다. 발암위해도는 유해오염물질에 의한 장기간의 인체노출의 결과 암이 발생할 수 있는 확률을 10의 (-)지수값으로 산출하며, 이 위해도는 다음과 같은 식으로 계산된다(Kolluru *et al.*, 1996; Paustenbach, 2002). 실제 발암성물질의 노출에 따른 초과발암위해도를 산정하며, 일반적으로 수용체에게 해가 되지 않는 허용위해도 수준을 벤젠과 같은 발암성 물질인 경우는 $10^{-6}\sim 10^{-4}$ 로 정하고 있다.

Cancer risk

$$= \text{ADD (average daily dose)} \times \text{SF (slope factor)}$$

2.4.2. 비발암위해도

암을 유발하지 않는 물질(비발암물질)은 일반적으로 RfD(reference dose) 이하의 농도를 매일 섭취 또는 흡입하여도 인체에 치명적인 해를 입히지 않는 것으로 간주된다. 대부분의 독성자료는 동물실험을 통하여 얻

Table 1. Classification of chemicals according to the weight of evidence from animal experiments, clinical experience and epidemiologic studies.

Category	Criteria
A	Human carcinogen (sufficient evidence of carcinogenicity in humans)
B1	Probable human carcinogen (limited evidence of carcinogenicity in humans)
B2	Probable human carcinogen (sufficient evidence of carcinogenicity in animals with inadequate or lack of evidence in humans)
C	Possible human carcinogen (limited evidence of carcinogenicity in animals with inadequate or lack of human data)
D	Not classifiable as to human carcinogenicity (inadequate or no evidence)
E	Evidence of noncarcinogenicity for humans (no evidence of carcinogenicity in adequate studies)

어진 것으로서 이를 바탕으로 인간에게 적용할 때는 역치수준, 노출기간 차이, 서로 다른 종 차이, 같은 종내의 차이, 높은 농도 결과의 낮은 농도 적용, 노출경로간 외삽 등 많은 가정들을 전제로 하고 있다 (Kolluru *et al.*, 1996; Paustenbach, 2002). 이들 가정들에 의한 불확실성을 보정하기 위하여 UF (uncertainty factor)를 사용하는데 예를 들면, 종간의 차이를 보정하기 위하여 10, 같은 종내의 차이를 보정하기 위하여 10, 단기간 독성결과를 장기간 노출에 이용하기 위하여 10 등을 사용한다. 이들 계수는 각각의 의미를 가지므로 그 곱이 결과적으로 UF 값이 된다. 또한 전문가 사이의 의견차이나 실험의 완전성 여부 등을 반영하기 위한 추가적인 요소로서 MF (modifying factor)를 사용하는데 그 적용범위는 주로 1과 10 사이이다. 용량-반응실험으로 결정된 예상무영향수준(NOAEL, no observed adverse effect level) 값을 UF와 MF 곱으로 나눈 값이 참고섭취량(RfD)이 된다(Kolluru *et al.*, 1996; Paustenbach, 2002). 참고섭취량은 만성인체노출시 유해영향이 일어나지 않을 것으로 예측되는 용량을 의미한다.

비발암물질의 노출에 따른 위해도 결정은 용량-반응 평가를 통해 산출된 RfD와의 비교를 통해 평가할 수 있으며, 비발암위해도는 위험성quotient인 HQ (Hazard Quotient) 지수로 나타내며, 또한 모든 노출경로나 모든 오염물질에 따른 비발암위해도는 이들 HQ 지수들을 총합한 위험성지수 HI (Hazard Index)로 나타낸다. 이들 지수들은 다음과 같이 구할 수 있다(Kolluru *et al.*, 1996; Paustenbach, 2002). 이들 수치가 1.0을 초과하는 경우에는 수용체에게 위해영향(독성)이 발생할 가능성이 있음을 제시해 주며, 1.0 이하인 경우에는 발생할 가능성이 없음을 나타낸다.

$$HQ = \frac{ADD \text{ (from exposure assessment)}}{RfD \text{ (from IRIS of US EPA)}}$$

$$HI = \sum HQs \text{ (sum of hazard quotients)} \\ = \{ADD_1/RfD_1 + ADD_2/RfD_2 + \dots + ADD_i/RfD_i\}$$

3. 비소로 오염된 폐광산 지역의 인체위해성 평가

3.1. 연구지역 개요

폐금속광산 지역에서의 비소에 대한 인체위해성 평가를 수행하기 위하여 5개 폐광산들(동일, 옥동, 동정,

도곡 및 화천 광산)을 연구지역으로 선정하였다.

동일광산은 행정구역상 경북 의성군 사곡면 토현리에 소재하는 Au, Ag, Cu, Zn 광산이다. 본 광산은 경상계층 퇴적 이후 열수용액에 의한 열극충진형 광산으로서 주광석광물은 황동석, 섬아연석, 방연석, 황철석, 유비철석, 자류철석 등이 산출되며(이현구 등, 1993), 1975년부터 가행되다 휴광 상태이나 기타 개발이나 생산에 관한 자료는 확인되지 않는다. 광산을 개발하기 위해 지표에는 채굴적, 수평갱 및 수갱 등이 개설되어 있으며 막대한 양의 폐석과 폐광석이 본갱 입구부에서 산사면을 따라 방치되어 있고 그 하부 사면 개활지에는 제2적치장이 보다 광범위하게 분포한다.

옥동광산은 행정구역상 경북 의성군 옥산면 감계리에 소재하는 Cu, Pb, Zn 광산이다. 광산은 상기 퇴적암 중에 발달된 열극을 충진한 함동, 연, 아연 석영맥으로 주광석광물은 황동석, 방연석, 섬아연석, 황철석, 공작석 등이다(대한광업진흥공사, 1981). 옥동광산은 일제 강점기인 1936년부터 1979년까지 집중적으로 광산물을 개발하였으며 이 기간 중 생산된 총광광량은 총 1,850여 톤에 이르는 것으로 보고되었다(대한광업진흥공사, 1978). 그러나 1988년 이후 폐광상태이며, 선광시설을 비롯한 시설물은 모두 정리가 되어 있으나 광미로 추정되는 막대한 적치물이 감계리 계곡 상부에 위치한 새곡지땀을 완전히 충진한 상태로 노출되어 있다.

동정광산은 행정구역상 경북 영덕군 지품면 오천 2리에 소재하며, Au, Ag, Cu를 주 개발대상으로 하는 광산이다. 광산은 오천동층 내 역암 또는 흑운모화강암의 단층열극을 충진한 열극충진광산이다. 1933년부터 가행되다 1976년 휴광 상태이나 생산에 관한 자료는 확인되지 않는다. 현장에서 확인된 폐석 더미는 아무런 방지시설 없이 지표에 그대로 노출되어 있으며, 폐석 더미 아래 하천이 흐르고 있어 하천을 통한 오염의 분산이 염려되는 위험한 실정이다.

도곡광산은 행정구역상 경북 영덕군 축산면 축산리 산 185-6에 소재하며, Au, Ag, Cu를 주 개발 대상으로 하는 광산이었다. 광산은 오천동층 역암내에 열극을 충진한 열극충진광산으로, 이 광산의 주변은 80년대에 있었던 도로개설 등의 각종 공사로 인해 대부분의 갱도가 함몰, 붕괴되어 있고, 광미 및 폐석더미 등이 유실방지시설이 설치되지 않아 그대로 유실되고 있고 골짜기를 통해서 흐르는 하천을 따라 주변 농경지로 유입되기도 한다.

화천광산은 행정구역상 경북 영덕군 영덕읍 화천 1리 56번지에 소재하며, Au, Ag, Pb, Zn을 주 개발 대상으

로 하는 광산이었다. 광상은 세월 혹은 사암층의 열극을 충전한 열수광상으로, 이 광산의 주변에는 과거에 선광장을 가동한 것으로 확인되는 흔적이 남아 있으며 광미로 보이는 잔재가 선광장 하류의 하천 바닥에 그대로 침전되어 있다. 그리고 광미댐 자리는 복토를 하여 논으로 이용하고 있으나 일부에서는 벼의 생육이 안 되는 것으로 알려져 있다.

3.2. 비소농도 및 인체노출 현장모델

폐금속광산 지역들의 광미 및 경작지 토양에 대해 왕수를 이용하여 추출한 비소의 함량을 Table 2에 나타내었다. 또한 이들 경작지 토양에서 재배되는 쌀 시

료내 비소 함량과 이들 지역에서 음용수로 사용되고 있는 지하수에 대한 비소의 화학분석 자료도 Table 2에 제시하였다. 이들 시료내 비소의 함량은 인체위해성 평가를 위한 오염물질의 농도로 이용된다.

위해성평가 대상 폐금속광산 지역들의 주요오염원은 광산폐기물인 광미로서 비소를 비롯한 중금속을 다량 함유하고 있으며, 이들 광미들이 바람과 강우에 의해 비산되어 광미댐 하부에 위치한 농경지를 오염시키고, 오염된 농경지에서 재배되는 농작물은 중금속에 의해 오염된다. 또한 광미장으로 유입된 물은 광미장을 거치면서 다량의 중금속을 함유한 광산배수가 생성되어 광미장 하부 수계(지표수 및 지하수)를 오염시킨다. 이

Table 2. Arsenic concentration in tailings, soils, groundwaters and rice grains from the abandoned metal mine areas (unit in mg/kg).

Mine		Tailings	Agricultural soils	Groundwaters*	Rice grains
Dongil	N	4	7	3	2
	mean value	8720	36	0.039	0.15
Okdong	N	4	9	7	2
	mean value	72	14	0.038	0.17
Dongjung	N	2	7	2	-
	mean value	3620	95	0.009	-
Dogok	N	9	6	2	-
	mean value	220	8	0.001	-
Hwacheon	N	2	13	2	3
	mean value	72	20	0.007	0.23

N = number of samples, * Groundwater is used for drinking water.

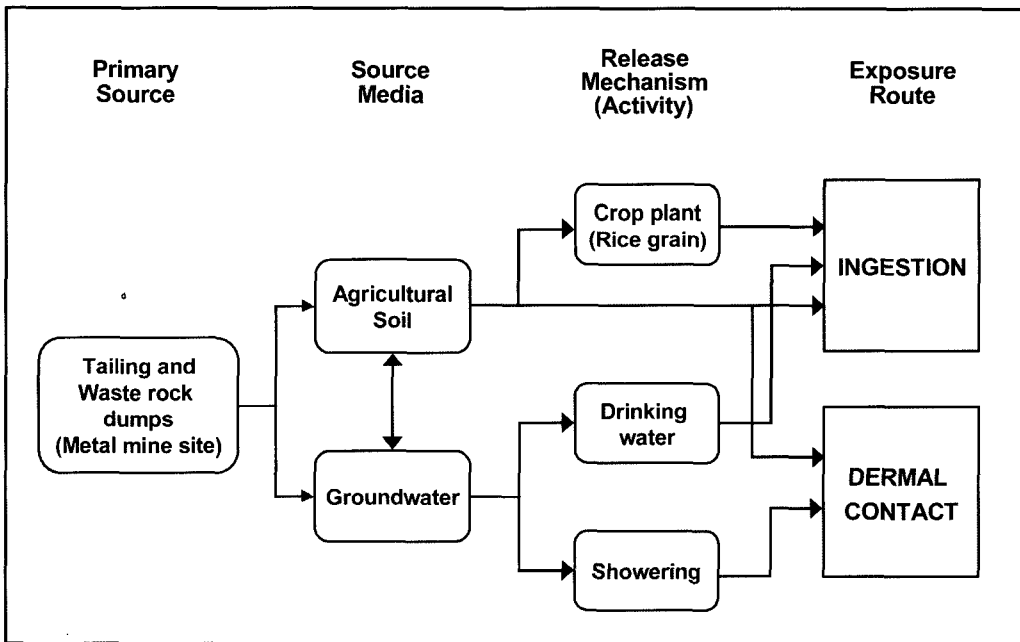


Fig. 2. Conceptual site model (CSM) for risk assessment in the abandoned metal mine areas.

들 폐금속광산 주변에 거주하는 주민들은 비소 및 중금속으로 오염된 농작물, 지하수 및 토양을 섭취, 접촉함으로써 비소의 위해성에 노출된다. 따라서 폐금속광산 지역에서의 오염원-수용체 사이의 상호작용에 대한 노출경로를 중심으로 구성된 개념적 현장모델(CSM)은 Fig. 2와 같다. 오염된 토양이나 농작물 및 지하수의 섭취, 농사활동에 의한 토양이나 목욕에 의한 지하수의 피부접촉 등 인체노출경로는 총 5가지로 파악될 수 있다.

3.3. 노출경로별 인체노출량 산출

폐금속광산에서의 CSM의 작성시 조사된 잠재적인 인체노출경로는 오염된 토양이나 농작물 및 지하수의

Table 3. Equations of average daily dose (ADD) with different exposure pathways (unit in mg/kg-day).

Exposure pathway	Average daily dose or intake
Soil ingestion	$ADD = \frac{C \times IR_s \times ED \times EF}{BW \times AT \times 365}$
Water ingestion	$ADD = \frac{C \times IR_w \times ED \times EF}{BW \times AT \times 365}$
Rice grain ingestion	$ADD = \frac{C \times IR_r \times ED \times EF}{BW \times AT \times 365}$
Dermal contact of soil	$ADD = \frac{C \times SA_s \times AF \times ABS \times ED \times EF}{BW \times AT \times 365}$
Dermal contact by showering	$ADD = \frac{C \times SA_w \times PC \times ET \times ED \times EF}{BW \times AT \times 365}$

Table 4. Exposure factors and parameters for risk assessment.

Factor/Parameter	Symbol	Units	Residential	Data sources
Exposure Duration	ED	years	30	US EPA, 1997
Exposure Frequency	EF	days/year	350	US EPA, 1997
Averaging Time	AT			
Carcinogens	ATc	years	76.5	KNSO, 2001
Non-carcinogens	ATnc	years	30	US EPA, 1997
Body Weight	BW	kg	60	MOCIE, 1997
Ingestion rate	IR			
Soil	IRs	kg/day	50×10^{-6}	US EPA, 1997
Rice (Farmer)	IRr	kg/day	0.374	KNSO, 2002
Drinking water	IRw	L/day	2.0	US EPA, 1997
Skin surface area	SA			
Skin surface area (forearms, hands)	SA _s	cm ²	1960	US EPA, 1997
Skin surface area (whole body)	SA _w	cm ²	16000	US EPA, 1997
Adherence factor	AF	mg/cm ²	0.5	US EPA, 1997
Absorption factor	ABS	-	0.01	US EPA, 1997
Skin permeability constant	PC	cm/hr	3×10^{-4}	US EPA, 1996
Exposure time for showering	ET	hr/day	0.333	US EPA, 1997

경구섭취 또는 피부접촉으로 파악되며 이들 노출경로 별로 비소의 일평균노출량을 계산하는데 사용되는 수학적 식들이 Table 3에 제시되어 있다. 이들 노출량을 산출하기 위해선 오염물질의 농도 이외에 노출변수 및 인체노출인자의 자료가 파악되어야 한다. 미국 EPA의 경우 이러한 노출변수에 관한 수많은 연구가 제시되어 있으며, 특히, 1989년 이후 1997년에 노출인자 핸드북 (Exposure Factors Handbook)을 발행하여 그간의 노출변수에 관한 자료를 추가하고 새로이 검토함으로써 노출변수에 대한 새로운 권고값을 제시하고 있다(US EPA, 1989b, 1997). 이러한 자료는 많은 연구자들에 의해 수행된 것으로서 특정지역에 대한 자료가 가용하지 않을 때 default 값으로서 사용된다. 그러나, 우리나라에서의 노출변수에 관한 연구는 외국에 비한다면 기초 자료가 부족하므로 본 일평균노출량 산출시 사용되는 노출변수는 주로 EPA의 자료를 적용하였으며, 일부 노출변수 및 인체노출인자는 국내의 통계자료를 사용하였다(Table 4). 각각의 노출변수에 대한 설명은 다음과 같다.

토양섭취량 : 최근의 미국 EPA (1997)에서 제시한 성인의 평균 토양섭취량(soil ingestion rate)은 50 mg/day를 권고하고 있다.

음용수 섭취량 : 1980년 미국 EPA에서는 성인 2 L/day를 마시는 물 섭취량의 표준치로 삼았으며 이는 현재까지도 가장 일반적으로 이용되고 있는 수치이다.

쌀 섭취량 : 우리나라의 경우 주식인 쌀이므로 오염

된 토양에서 경작된 벼를 수확하여 쌀을 직접 섭취하는 경우, 쌀 섭취를 통해 노출되는 오염물질의 인체노출량 산정이 필요하다. 2002년도 우리나라 통계청의 양곡소비량 조사 자료에 의하면 전기구를 대상으로 한 1인당 하루 평균 쌀 섭취량(rice grain ingestion rate)은 238.4 g이고, 농가의 경우는 374.2 g이고, 비농가의 226.3 g으로 조사되었다.

체중 : 체중은 체표면적, 기대수명과 함께 노출평가에 반드시 필요한 생리적 모수중의 하나이다. 일평균 노출량(ADD)은 노출기간 동안의 평균 체중에 근거해 산출하게 된다. 현재 미국 EPA의 권고치는 성인남자 78.1 kg, 성인여자 65.4 kg, 평균 71.8 kg (US EPA, 1997)이다. 우리나라 사람의 평균체중은 산업자원부 기술표준원에서 조사한 국민표준체위 조사보고서(1997)에 의하면, 성인(19세 이상) 남자 평균체중은 65.7 kg, 성인 여자의 평균체중은 54.2 kg이었으며, 평균 성인의 체중은 60.0 kg으로 국내 위해성평가시 평균체중은 60 kg을 사용해야 할 것이다.

기대수명(평균수명) : 발암위해성평가시 사람의 일생 동안의 노출을 고려하여 결정되므로 수명은 중요한 노출인자라고 할 수 있다. 즉, 수명은 용량식의 분모에 들어가므로 기대수명의 값이 적게 결정되면 잠재 위험도는 커지게 되며 역으로 기대수명이 길면 잠재 위험도는 작아지게 된다. 현재 미국 EPA에서는 일반적으로 사람의 일생을 70세로 가정하여 사용하고 있으나, 우리나라의 경우 통계청의 2001년도 자료에 의하면, 남자는 72.8세, 여자는 80.0세, 평균 76.5세로 보고하고 있다.

체표면적 : 피부노출을 추정할 때는 오염물질에 노출된 체표면적(SA, skin surface area)을 결정해야 하며, 노출시나리오에 따라서 전체 또는 특정부위에 대한 체표면적이 필요하다. 미국 EPA에서는 목욕중 노출되는 피부표면적을 16000cm²으로, 토양 접촉에 의해 노출되는 피부표면적을 1960cm²으로 제시하고 있다.

그 외 노출빈도, 노출기간, 피부투과계수, 점착계수, 하루중 목욕시간 등은 미국 EPA로부터 얻은 값을 사용하였으며(US EPA, 1996, 1997), 365는 'yr' 단위를 'day'로 바꾸는 단위환산계수이다.

3.4. 용량-반응 평가 및 위험도 결정

노출평가를 통해 산출한 비소의 인체노출량을 이용하여 발암위해도와 비발암위해도를 결정하기 위해서는 용량-반응평가를 통해 산출된 비소의 발암잠재력(SF)과 참고섭취량(RfD) 수치가 필요하다. 화학물질의 발암성에 따른 미국 EPA의 분류에 의하면, 비소는 A 그룹으로 인체발암물질에 해당하며, IRIS 데이터베이스에서는 비소에 대한 발암잠재력 SF 값을 1.5(mg/kg-day)¹로 제시하고 있다. 또한 인간에 대하여 평생 동안 같은 농도로 매일 섭취하였을 때 해를 입히지 않는 수준의 농도인 참고섭취량 RfD 값을 3×10⁴ mg/kg-day로 제시하고 있다.

3.4.1. 비발암위해도의 산정

폐금속광산 지역들에 대한 각 노출경로별 비소의 위험성용인 HQ 지수와 모든 노출경로를 총합한 비소의 독성위해도 HI 지수를 Table 5에 제시하였다. Table 5에 제시한 대로 5가지의 인체 노출경로별 HQ 수치를 비교한 결과, 모든 광산에서 지하수를 식수로 섭취하는 노출경로와 벼농사가 이루어지는 광산의 경우 쌀 섭취를 통해 비소의 독성위해도가 가장 높은 것으로 나타났다. 반면, 토양의 섭취나 토양 및 지하수의 피부 접촉을 통한 HQ 지수가 모든 광산에서 1.0 이하로 나타나 이들 노출경로를 통해서는 독성위해도가 존재하지 않는 것으로 판단된다. 그러나 5가지의 인체노출경로를 총합한 HI 지수가 도곡광산을 제외한 모든 광산 지역에서 1.0 이상으로 비소의 독성위해도가 존재하는 것으로 나타났으며, 특히 동일광산과 옥동광산에서는 HI 지수가 7.0 이상으로, 화천광산의 경우는 5.0 이상

Table 5. Hazard index (HI) and hazard quotient (HQ) of As according to exposure routes in the abandoned metal mine areas.

Mine	Exposure route	Hazard Quotient (HQ)				HI	
		Soil ingestion	Water ingestion	Rice grain ingestion	Soil dermal contact		Water dermal contact
Dongil		0.066	4.155	2.989	0.005	0.003	7.2
Okdong		0.026	4.049	3.387	0.002	0.003	7.5
Dongjung		0.174	0.959	NR	0.013	0.001	1.1
Dogok		0.015	0.107	NR	0.001	0.000	0.1
Hwacheon		0.037	0.746	4.582	0.003	0.001	5.4

NR : No risk for rice grain ingestion due to no cultivation of rice crops around the Dongjung and Dogok mine areas.

Table 6. Cancer risk of As according to exposure routes in the abandoned metal mine areas.

Mine	Exposure route	Soil ingestion	Water ingestion	Rice grain ingestion	Soil dermal contact	Water dermal contact
Dongil		1.2×10^{-5}	7.3×10^{-4}	5.2×10^{-4}	2.3×10^{-6}	5.9×10^{-7}
Okdong		4.5×10^{-6}	7.1×10^{-4}	6.0×10^{-4}	8.8×10^{-7}	5.7×10^{-7}
Dongjung		3.1×10^{-5}	1.7×10^{-4}	NR	6.0×10^{-6}	1.4×10^{-7}
Dogok		2.6×10^{-6}	1.9×10^{-5}	NR	5.1×10^{-7}	1.5×10^{-8}
Hwacheon		6.5×10^{-6}	1.3×10^{-4}	8.1×10^{-4}	1.3×10^{-6}	1.1×10^{-7}

NR : No risk for rice grain ingestion due to no cultivation of rice crops around the Dongjung and Dogok mine areas.

으로 매우 높게 나타나 이들 지역에 거주하는 주민들이 지속적으로 비소로 오염된 지하수나 농작물(쌀), 토양을 섭취한다면 비소에 대한 독성위해도가 발생할 가능성이 큼을 시사하고 있다.

3.4.2. 발암위해도의 산정

폐금속광산지역의 각 노출경로에 따른 비소의 발암위해도 평가 결과를 Table 6에 나타내었다. 이 결과에 의하면 동일광산, 옥동광산 및 화천광산 지역의 쌀 섭취를 통한 비소에 의해 암이 발생할 확률은 만명중의 5명에서 8명 정도로($5 \times 10^{-4} \sim 8 \times 10^{-4}$) 높게 나타났다. 지하수를 식수로 섭취하는 경우, 비소의 발암위해도는 동일광산과 옥동광산 지역에서 만명중의 7명(7×10^{-4})으로 높게 나타났다. 그러나 토양 섭취에 의한 비소의 발암위해성 수준은 모든 광산에서 10^{-5} 이하로, 토양 및 지하수의 피부접촉에 의한 노출경로의 경우는 10^{-6} 이하로 낮게 나타났다. 미국 EPA에서 제시한 위해성에 근거한 초과발암위해도도는 $10^{-6} \sim 10^{-4}$ 로 정하고 있으며(US EPA, 1996), 미국 FDA (Food and Drug Administration)에서는 이론적인 발암위해성이 10^{-4} 이면 만족할만한 것으로 간주하고 있다. 동일광산, 옥동광산 및 화천광산의 경우 지하수(식수) 및 쌀 섭취를 통한 비소의 발암위해도가 이 초과발암위해도 수준을 상회하고 있으므로 이들 지역 주민들이 비소로 오염된 농작물이나 지하수를 식수로 지속적으로 장기간 섭취하게 된다면 비소가 인간 건강에 미치는 악영향(발암성)은 크다고 판단된다.

4. 결 론

5개의 폐금속광산 주변의 광미, 토양, 지하수 및 농작물(쌀)을 대상으로 비소에 대한 환경오염 수준 및 인체위해성을 평가한 결과 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

(1) 폐금속광산 지역들의 광미내 비소 함량은 동일광

산과 동정광산의 경우 각각 8720 mg/kg 및 3620 mg/kg으로 매우 높게 나타났다. 다음으로 도곡광산의 광미내 비소 함량은 220 mg/kg으로, 옥동광산과 화천광산의 경우는 72 mg/kg으로 나타났다. 따라서 비소를 다량 함유하고 있는 이들 광산의 광미들이 강우나 바람에 의해 하류로 유실됨으로써 주변 토양 및 수계를 오염시키고 있다.

(2) 경작지 토양내 비소의 함량을 토양최대허용한계치(20 As mg/kg)와 비교해 본 결과, 동일광산, 동정광산 및 화천광산에서 이 한계치를 초과하고 있었다. 5개 폐금속광산중 동일광산, 옥동광산 및 화천광산 등 3곳의 광산 주변에서만 벼농사가 이루어지고 있는 것으로 파악되었으며, 이들 지역들의 쌀내 비소 함량은 우리나라 평균 벼이삭내 비소 함량인 0.09 mg/kg 보다 모두 높게 나타났다. 모든 광산에서 음용수로 사용되고 있는 지하수내 비소 함량은 우리나라 비소의 음용수 수질기준치인 50 ppb를 초과하지 않았으나, 동일광산과 옥동광산의 지하수내 비소 함량은 미국과 WHO의 수질기준치인 10 ppb를 초과하는 것으로 나타났다.

(3) 폐금속광산 지역에서의 오염원-수용체 사이의 상호작용에 대한 노출경로를 중심으로 구성된 개념적 현장모델(CSM)에 의하면, 인체노출경로는 ① 농사활동을 통한 토양 섭취, ② 지하수(식수) 섭취, ③ 쌀 섭취, ④ 농사활동에 의한 토양 피부접촉, ⑤ 목욕에 의한 지하수 피부접촉 등 5가지로 파악할 수 있었다.

(4) 각 노출경로별 비발암위해도 평가 결과, 모든 광산에서 지하수를 식수로 섭취하는 노출경로와 쌀 섭취를 통한 노출경로에 의한 HQ 지수가 다른 노출경로에 비해 매우 높게 나타나 이들 두 노출경로를 통한 비소의 독성위해도가 큼을 시사하고 있다. 다시 말하면, 이들 두 노출경로만 차단한다면 이들 폐금속광산 지역에서의 비소의 독성위해도는 발생하지 않는다고 판단할 수 있다. 한편, 동일광산과 옥동광산에서는 HI 지수가 7.0 이상으로, 화천광산의 경우는 5.0 이상으로 매우 높게 나타났으나, 도곡광산의 경우는 0.1로 매우 낮게

나타나 이 지역은 비소에 의한 독성위해도가 존재하지 않을 것으로 예상된다.

(5) 비소에 대한 발암위해도 평가 결과, 동일광산, 옥동광산 및 화천광산 지역의 주민들이 장기간에 걸친 쌀 섭취를 통한 비소에 의해 암이 발생할 확률은 만명중의 5명에서 8명 정도로($5 \times 10^{-4} \sim 8 \times 10^{-4}$) 높게 나타났다. 지하수를 식수로 섭취하는 경우, 비소의 발암위해도는 동일광산과 옥동광산 지역에서 만명중의 7명(7×10^{-4})으로 높게 나타났다. 이는 미국 EPA에서 제시한 초과발암위해도보다도 크므로 이들 지역 주민들이 비소에 의해 오염된 농작물(쌀)이나 지하수를 식수로 지속적으로 장기간 섭취하게 된다면 비소가 건강에 미치는 위해영향은 크다고 판단된다.

(6) 5개의 폐금속광산에 대한 비소의 인체위해성평가 결과, 광산별 인체위해도는 옥동광산>동일광산>화천광산>동정광산>도곡광산 순으로 나타났다. 이러한 결과는 폐광산지역의 광해복구사업의 우선순위를 결정하거나 위해성에 근거한 복구 목표치를 설정하는 정책 결정에 활용할 수 있다.

사 사

본 연구는 환경부 토양오염확산방지연구사업(과제번호: 2005000000000-S0-0-004-0-0-2005)의 연구비 지원에 의해 이루어졌으며, 또한 서울대학교 공학연구소의 지원으로 이루어졌다. 이에 감사드린다.

참고문헌

- 대한광업진흥공사 (1978) 옥동광산 매장량 조사보고서. 대한광업진흥공사 (1981) 한국의 광상. 제8호, 금속편. 민정식, 정영욱, 이현주, 이동남 (1997) 광산지역 광해조사와 대책연구. 자원연구소 연구보고서 KR-97 (C)-32, 한국자원연구소, 479p.
- 이진수, Ben A Klinck, 전효택 (2001) 비소 및 독성중금속들의 인체위해성 평가 모델링. 한국자원공학회지, 38권 2호, p.136-145.
- 이진수, 전효택 (2004) 금속광산지역 독성 중금속원소들의 인체 위해성 평가. 자원환경지질, 37권 1호, p.73-86.
- 이진수, 전효택, 김경웅, 김주용 (2003) 폐금속광산 지역에서의 독성중금속에 대한 위해성평가. 한국지구시스템 공학회지, 40권 4호, p.264-273.
- 이현구, 김상중, 윤혜수, 송영수, 김인수 (1993) 경북 의성 동남부 오로산 주변의 동광화작용. 광산지질, 26권, p.311-325.
- 환경부 (1998) 폐금속광산 오염실태 정밀조사 결과 보고서. 황은하, 위수민, 이평구, 최상훈 (2000) 서성 연.아연광산 주변 농경지 토양의 중금속 오염연구. 한국토양환경학회지, 5권, p.67-85.
- Akagi, H., Castillo, E.S., Cortes-Maramba, N., Francisco-Rivera, A.T. and Timbang, T.D. (2000) Health assessment for mercury exposure among schoolchildren residing near a gold processing and refining plant in Apokon, Tagum, Davao del Norte, Philippines. The Science of the Total Environment, v.259, p.31-43.
- Alcock, R.E., Sweetman, A.J., Juan, C.Y. and Jones, K.C. (2000) A genetic model of human lifetime exposure to persistent organic contaminants: development and application to PCB-101. Environmental Pollution, v.110, p.253-265.
- Alloway, B.J. (1990) Heavy metals in soils, Blackie and Son Ltd.
- Chung, E.H. Lee, J.S. Chon, H.T. and Sager, M. (2005) Environmental Contamination and Digestibility of Arsenic and Heavy Metals around the Dongjeong Au-Ag-Cu mine, Korea. Geochemistry: Exploration Environment Analysis, v.5, p.69-74.
- Green, E., Short, S.D., Stutt, E. and Harrison, P.T.C. (2000) Protecting environmental quality and human health: strategies for harmonization. The Science of the Total Environment, v.256, p.205-213.
- Kimmel, G., Ohanian, E. and Vu, V. (1999) Framework for human health risk assessment. Human and Ecological Assessment, v.5, p.997-1001.
- KNSO (2001, 2002) Korea National Statistical Office. <http://www.nso.go.kr>.
- Kolluru, R.V., Bartell, S.M., Pitblado, R.M. and Stricoff, R.S. (1996) Risk Assessment and Management Handbook. McGraw-Hill, New York, 870p.
- Lee, S.C., Guo, H., Lam, S.M.J. and Lau, S.L.A. (2004) Multipathway risk assessment on disinfection by-products of drinking water in Hong Kong. Environmental Research, v.94, p.47-56.
- Lee, J.S., Chon, H.T. and Jung, M.C. (2005a) Toxic risk assessment and environmental contamination of heavy metals around abandoned metal mine sites in Korea. Key Engineering Materials, v.277-279, p.542-547.
- Lee, J.S., Chon, H.T. and Kim, K.W. (2005b) Human risk assessment of As, Cd, Cu and Zn in the abandoned metal mine site. Environmental Geochemistry and Health, v.27, p.185-191.
- Lee, J.S., Klinck, B. and Moore, Y. (2000) Dispersal, risk assessment modelling and bioavailability of arsenic and other toxic heavy metals in the vicinity of two abandoned mine sites in Korea. British Geological Technical Report WE/00/1, 91p.
- MOCIE (1997) Ministry of Commerce, Industry and Energy. <http://www.mocie.go.kr>.
- NRC(National Research Council) (1983) Risk assessment in the Federal Government: Managing the process. National Academy Press, Washington.
- Paustenbach, D.J. (2002) Human and Ecological Risk Assessment: Theory and Practice. John Wiley and Sons, New York.
- Sekhar, K.C., Chary, N.S., Kamala, C.T., Rao, J.V., Balam, V. and Anjaneyulu, Y. (2003) Risk assessment and pathway study of arsenic in industrially contaminated sites of Hyderabad: a case study. Environment International, v.29, p.601-611.
- Thornton, I. (1983) Applied environmental geochemistry. Academic Press, London, 501p.

- US EPA (1989a) Risk assessment guidance for superfund: Volume I Human health evaluation manual (Part A). EPA/540/1-89/002, Environmental Protection Agency, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, D.C., USA.
- US EPA (1989b) Exposure Factors Handbook. EPA/600/8-89/043, Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, OH, USA.

- US EPA (1996) CalTOX: A multimedia total exposure model for hazardous waste site. Technical Report.
- US EPA (1997) Exposure factors handbook. EPA/600/P-95/002Fa (Update to Exposure Factors Handbook, EPA/600/8-89/043), Environmental Protection Agency Region I, Washington, D.C., USA.

2005년 8월 9일 원고접수, 2005년 9월 8일 게재승인.