

폐석탄광산 인근 토양 환경 내 중금속 오염 및 인체위해성평가를 통한 관리방안 선정

박판수¹ · 채두현^{1,2*} · 박승호³ · 성찬경⁴

¹서울시립대학교 환경공학부, ²재단법인 경기환경과학연구원,

³세종대학교 에너지자원공학과, ⁴주식회사 오서닉

Selection of Management Measures for Heavy Metal Pollution and Human Health Risk Assessment in Soil Environments Near Abandoned Coal Mines

Park Pansoo¹, Chae Doohyun^{1,2*}, Park Seungho³, and Sung Changyoung⁴

¹Department of Environmental Engineering, University of Seoul 02504, Korea

²Gyeonggi Research Institute of Environmental Sciences 12982, Korea

³Department of Energy & Mineral Resources Engineering, Sejong University, Seoul 05006, Korea

⁴Oceanic Co., Ltd., Gangneung-si 25491, Korea

ABSTRACT

This study evaluated heavy metal (As, Cd, Cu, Zn) contamination levels in paddy field soils near 11 abandoned coal mines and conducted deterministic and probabilistic human health risk assessments centered on rice consumption pathways. In some areas, As exceeded the concern level (25 mg/kg) by up to 2.84 times (maximum 71.0 mg/kg), and Cd exceeded 4 mg/kg by up to 1.88 times (maximum 7.52 mg/kg). Based on the deterministic median (P50) criterion, the HI(Hazard Index) for adults was 2.38 and the CR(Cancer Risk)(inorganic As, iAs) was 3.7×10^{-4} (site exceedance rate: $HI > 1$ was 99.8%, $CR > 1 \times 10^{-4}$ was 99.6%). For children, the HI was 3.87 and the CR was 6.0×10^{-4} , both higher than for adults. Probabilistic analysis showed that the P95 of HI and CR exceeded the criteria at multiple sites, with exceedance probabilities generally calculated at over 90%. Grading results indicated that the priority management category C grade accounted for 80.9%, confirming the urgency of management. The probabilistic assessment was limited to inorganic arsenic(iAs) and Cd (rice consumption pathway). Cu and Zn were excluded from quantitative risk calculation due to HQ(Hazard Quotient) < 1 and data uncertainty. This study confirmed that inorganic-Arsenic(iAs) dominates the risk in the rice pathway and proposed phased management strategies for priority sites, including soil As reduction and improvements in PF(Processing Factor) during cooking and milling processes.

Key words : Abandoned coal mine, Deterministic assessment, Probabilistic assessment, Risk assessment, Priority management level, Sensitivity analysis

1. 서 론

폐석탄광산은 채굴 및 폐광 과정에서 발생한 막대한 양의

폐석, 광산배수, 광물 잔사 등에 의해 주변 토양과 수계에 장기간에 걸쳐 심각한 중금속 오염을 유발할 수 있다. 이러한 오염은 토양에 잔류할 뿐 아니라, 농경지와 수계로 유입되어 작물로 전이됨으로써 지역 주민에게 직접적인 인체 위해를 가중시킨다(Kwon et al., 2017). 특히 비소(As), 카드뮴(Cd), 납(Pb)과 같은 금속은 발암성 및 만성 독성이 높아 국제적으로도 주요 관리 대상 물질로 규정되어 있으며, 실제 선행 연구에서는 폐금속광산 및 폐석탄광산 인근 농경지에서 이들 농도가 반복적으로 기준치를 초과하는 사례가 보고되고 있다(Kwon et al., 2017; Ji et al.,

주저자: 박판수, 서울시립대학교 환경공학과, 박사과정
공저자: 박승호, 세종대학교 에너지자원공학과, 박사과정;
성찬경, 주식회사 오서닉, 수석연구원
*교신저자: 채두현, 경기환경과학연구원, 팀장
E-mail: doohyun.chae1@gmail.com

Received : 2025. 8. 30 Reviewed : 2025. 9. 5

Accepted : 2025. 10. 3 Discussion until : 2025. 12. 31

2013; Chang et al., 2019). 조사 대상 지역은 1970~1990년대 다수의 대규모 탄광이 운영되었던 지역으로, 이후 수십 개의 폐광산이 방치되고 있다(Lee et al., 2008; Jung et al., 2017). 이로 인해 갯내수 유출, 폐석 적치장 관리 부재, 산업폐기물 및 광산설비 잔재의 혼재 등 다양한 오염원이 형성되어 있으며(Yang et al., 2007). 선행 조사에 따르면 주요 폐광산에는 여전히 중금속 용출 가능성이 존재하였다. 그 외 탄광 등도 과거 수만 톤 이상의 석탄을 생산했던 대규모 광산으로, 갯내수의 적화·백화 현상, 폐석장 침출수 등도 확인된 바 있다(Lee et al., 2008; Jung et al., 2017; Yang et al., 2007). 또한, 농경지 토양 내 As와 Cd의 높은 농도와 쌀을 통한 전이 및 인체 노출 가능성이 확인된 바가 있다(MOE, 2012; Kwon et al., 2013; Ok et al., 2011; Jung and Thornton, 1997). 기존 연구가 일부 금속광산에 국한되었다면, 본 연구는 11개 폐석탄광산 인근 논을 포괄적으로 조사하고, 주요 작물이 쌀을 통한 식이 섭취 기반 결정론적, 확률론적 위해성 평가를 통한 지역이 특성에 맞는 우선 관리방안을 제안하고자 한다. 방법으로는 쌀 섭취량과 전이계수 및 도정, 조리 저감계수 그리고 상대생체이용률을 결합하여 쌀을 통한 특이적 결정론적 평가와 몬테카를로 기반 확률론적 평가를 통합한 후 스피어만 순위상관계수를 이용한 민감도를 정량화하여 위해지수 및 발암위해도의 주요 물질을 규명하고, 우선 관리 등급으로 연계하는 의사결정 규칙을 제안하여 저감 방안 마련과 관련한 현장 적용성을 확보하고자 한다.

2. 연구 대상 및 방법

2.1. 조사 대상 지역 및 지점

조사 대상 지역은 11개 폐석탄광산이 위치해 있으며, 현재에도 잠재적 오염원으로 작용하고 있는데, 산성광산 배수가 지속적으로 발생하고 하천과 농경지로 유입되고 있는 실정이다(Kwon et al., 2017). 선행 연구에서도 해당 지역에서의 As, Cd, Pb 등 중금속의 용출과 축적이 보고된 바 있다(Kwon et al., 2017; Ji et al., 2013). 본 연구의 조사 지점은 광산별 오염원 분포와 지형과 수리학적 조건, 인근 농경지 이용 현황을 종합적으로 고려하여 선정하였다(Fig. 1). 본 연구에서는 평가 대상인 논(답) 경작지를 중심으로 지점을 선정하였으며, 토양 시료는 표토(0–15 cm), 중토(15–30 cm), 심토(>30 cm)로 구분하여 채취하였다. 토양 조사는 「토양오염공정시험기준」에 준하여 수행되었다(NIER, 2022).

2.2. 분석 방법

본 연구의 시료 전처리와 분석은 모두 「토양오염공정시험기준」(MOE/NIER, 2022)에 준하여 수행되었다. 시료는 실온에서 48시간 이상 자연 건조 후 헝겊물을 제거하고 해머를 이용해 분쇄 후 2 mm 체로 균질화하였다. 분석 시료는 가열 완전분해법(산분해)으로 용출하여 원자흡광분석기(AAS, Atomic Absorption Spectrophotometry) 또는 유도결합플라즈마 광방출분광기(ICP-OES, Inductively

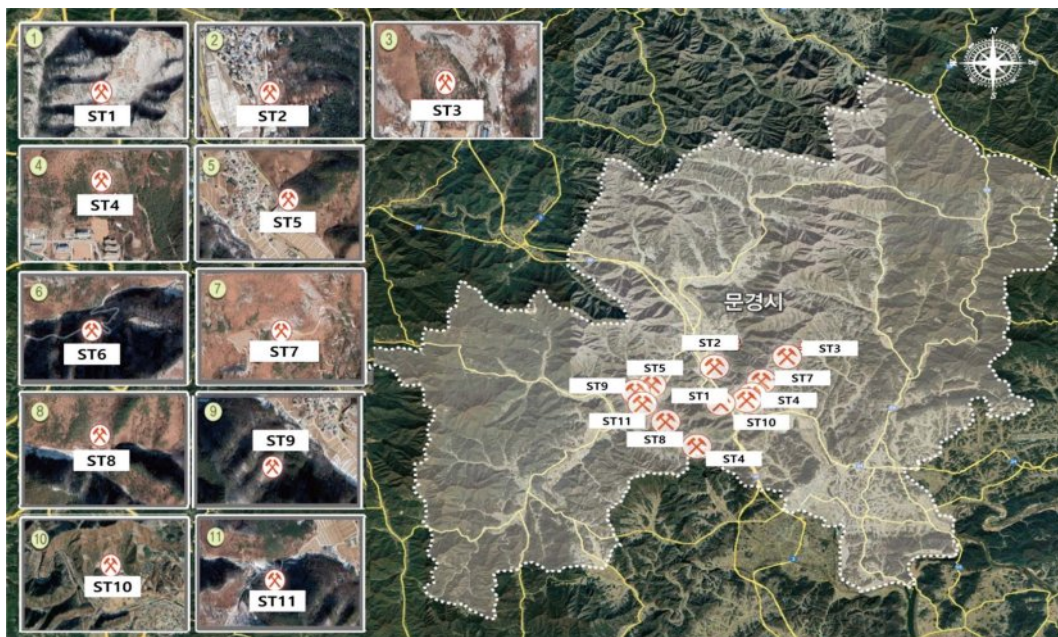


Fig. 1. Sampling site.

Coupled Plasma-Optical Emission Spectrometry)로 정량하였다.

2.3. 위해성평가 방법

본 연구의 인체 위해성평가는 광해관리기관의 「폐금속 광산지역 중금속의 위해성 평가」에서 제시한 접근을 준용 및 보완하여 시행하였다(Lee et al., 2007). 독성 및 지역 노출 특성을 고려하여 확률론적 위해성평가는 무기비소(iAs)와 카드뮴(Cd)을 대상으로 수행하였다. 구리(Cu)와 아연(Zn)은 건강기준 대비 예상 노출량이 낮아(HQ < 1) 초과와 공간적 연속성과 빈도 또한 제한적이므로, 정량 위해성 산정의 우선 대상에서 제외하고 기술통계와 공간분포로 제시하였다. 선행 연구에서 본 지역은 논(쌀) 섭취가 지배적 경로로 확인되었고, 토양섭취, 피부, 흡입 경로의 상대 기여도는 매우 낮아 평가 경로는 식이(쌀)로 한정하였다. 토양 대표 심도는 벼의 주 뿌리 분포를 고려하여 표토(0 - 15 cm)로 정의하였다. 이 구간의 토양 특성이 곡물로의 전이에 지배적으로 작용하므로, 표토 분석값이 확인된 지점만 위해성평가는 결정론적 평가와 확률론적 평가를 사용하여 시행하였다. 표토값이 없는 지점은 기술통계에는 포함하되 위해성평가에서는 제외하였다.

결정론적 평가는 전형적 조건에서의 관리 필요성을 판단하기 위해 각 변수의 중앙값(P50)을 입력값으로 사용하였다. 반면 보수적 판단과 고위험 상황의 평가는 확률론적 분석에서 95분위수(P95) 및 초과확률 지표[P(HQ>1), P(HI>1), P(CR>1×10⁻⁴)]로 제시하였다. 확률론적 분석은 iAs와 Cd가 동시에 분석되고 표토값이 존재하는 지점에 한정하여, 입력변수의 분포를 일관되게 적용하였다. 민감도 분석은 확률론적 위해지표(HQ, HI, CR)와 입력변수 간 스피어만 순위상관계수(ρ)로 수행하였으며, 95% 신뢰구간은 부트스트랩으로 산정하였다.

2.3.1. 개념적 현장모델 및 노출 시나리오

본 연구는 쌀 섭취 경로를 핵심 평가 대상으로 삼아 정량적 위해성평가를 수행하였다. 본 연구는 쌀 섭취 경로를 핵심 대상으로 정량 결정론, 확률론적 평가를 수행하였으며, 폐광산 토양을 통한 주요 노출 경로가 쌀 섭취이며(Ahn et al, 2016), 본 연구에서는 관리와 대안 방안 평가에서 식품과 농지 관리에 초점을 두었으므로 그 외 노출 경로는 잠재 경로로 식별하되, 본 논문에서는 제외하였다.

2.3.2. 노출농도(Cs) 산정 및 보정계수 적용

쌀 내 중금속 농도(C_{rice})는 토양농도(C_{soil})와 보정된 전

이계수(TF_{adj}, Transfer Factor)를 통해 산출하였으며, 쌀 내 중금속 농도 산정 수식은 (1)과 같다.

$$C_{rice} = C_{soil} \times TF_{adi} \quad (1)$$

여기서 전이계수(TF)는 기존 문헌(Kwon et al., 2017; Jung et al., 1997; Mao et al., 2019)을 기반으로 하였으며, 토양 pH, 점토율, 무기형태, 도정 및 취사 과정에서의 농도 저감효과를 반영하여 보정 하였다.

pH 보정 함수는 TF의 금속에 대한 전이계수로 β는 회귀계수, pH_{ref}는 기준 pH를 의미한다. 여러 선행 연구에서 log₁₀(TF)와 토양 pH 사이에 선형관계가 제시되어 왔으며(Kwon et al., 2017; Ji et al., 2013) 이를 반영하여 본 연구에서는 금속 k에 대해 log₁₀(TF)와 토양 pH 사이의 선형 관계를 가정하여, pH에 따른 전이계수 변화를 보정하였다. pH 보정 함수 수식은 (2)와 같다.

$$TF_{pH,k} = TF_k \times 10^{\beta_k(pH - pH_{ref})} \quad (2)$$

여기에서 물질별 TF 값은 문헌값을 참고 하였으며(Kwon et al., 2017; Kwon et al., 2013; Jung et al., 1997, Kunhikrishnan et al., 2015), pH_{ref}는 본 연구 대상지 평균으로 6.8을 사용하였고 β_k는 금속별 문헌 회귀계수 범위를 취합하여 설정하였다(Huang et al., 2006; Mao et al., 2019).

점토율(clay, %) 차이에 따른 식물 이용 가능성 변화를 선형 가정으로 보정하였다. 기준 점토율(Clay_{ref}) 대비 현장 점토율(Clay_k)이 클수록 상호작용 증가에 따라 TF가 감소하는 현상을 반영하였다. 점토율의 산정 수식은 (3)과 같다.

$$TF_{clay} = TF_k \times \left(\frac{Clay_k}{Clay_{ref}} \right)^{-1} \quad (3)$$

점토율 보정의 기준값은 본 연구 조사 지역의 평균점토율(≈20%)과 국제 지침(WHO, 2001; USEPA, 2011)에서 제시한 기본 값을(sandy loam, clay fraction 약 20%) 근거로 설정하였으며, 토성 영향은 기준 점토율 대비 선형 방향으로 보정 하였다. 유효형태 및 가공 보정은 금속별 위해성 평가에서 단순 총 농도가 아니라 인체 독성에 직접 관련되는 유효형태와 실제 섭취 형태를 반영하였다. 비소는 총 As 농도에 무기비소로 비율을 곱하여 인체 독성이 강한 무기비소 농도로 환산하였으며, 카드뮴과 납 등은 위해도 산정 시 흡수계수(ABS, Absorption Factor)와 상대생체이용률(RBA, Relative Bioavailability)을 반영하여 유효 농도로 변환하였다. 또한, 섭취 단계에서의 농도 저감을

고려하여, 현미에서 도정미로 바뀌는 과정 및 취사 과정에서 보고된 평균 감소율을 보정 계수로 적용하였다. 따라서 본 연구에서 사용한 입력값은 조사된 물질의 총 농도가 아닌 실제 섭취 농도로 보정된 수치이다.

2.3.3. 노출평가 및 입력분포

본 연구에서는 식이 섭취를 통한 노출량을 산정하기 위하여 일일평균섭취량(ADD, Average Daily Dose)을 계산하였으며, 이를 토대로 비발암 위해도(HQ), 총비발암위해지수(HI), 그리고 발암위해도(CR)를 정의하였다. 수용체의 일일 섭취량을 산정하였으며, 일일섭취량(ADD) 산정 수식은 (4)와 같다.

$$ADD = \frac{C_{\text{rice}} \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (4)$$

여기서 C_{rice} 는 쌀을 통한 섭취 농도, IR은 식이섭취량(kg/day), BW는 체중(kg)이었다.

비발암 위해도(HQ)와 총비발암위해지수(HI), 그리고 발암위해도(CR) 수식은 (5)와 같다.

$$HQ = \frac{ADD}{RfD}, HI = \sum HQ, CR = LADD \times CSF \quad (5)$$

확률론적 입력분포는 주요 변수에 적합한 분포형을 설정하고, 통계 모수를 문헌과 조사자료를 근거로 제시하였다. 특히, 식품섭취량은 국내 식품섭취조사(MFDS, 2021)에서 제시된 분포를 근거로 로그정규분포로, 체중은 환경

부 위해성평가 지침(MOE, 2025)에 따라 정규분포로 가정하였다. 전이계수(TF)는 국내·외 문헌(Jung et al., 2017; Kwon et al., 2013; Mao et al., 2019)에서 제시된 중앙값과 산포를 반영하여 설정하였다. 이러한 입력분포를 적용함으로써 단순 점추정치가 아닌 확률분포 기반의 ADD 산출이 가능하며, 결과로 도출되는 P50, P95 값과 초과확률은 관리 우선순위를 판정하는 근거로 활용하였다(MFDS, 2021; MOE, 2025; Jung et al., 2017; Kwon et al., 2013; Mao et al., 2019).

2.3.4. 노출계수 및 확률론적 분포 가정

노출계수는 광해사업단 보고서, 환경부 위해성평가 지침, 국내 식품섭취조사 등을 참조하여 결정론적 위해성평가에 적용하였다. 몬테카를로를 통한 확률론적 분포 가정은 자료의 불확실성과 개인 간 변이를 반영하기 위해 변수별 분포를 가정하였다. 분포 모수는 국내 문헌의 범위를 포괄하도록 설정하고, 현장 자료로 교정하여 각 변수의 불확실성과 개인 간 차이가 결과에 미치는 영향을 확률적으로 산출하여 위해도의 범위를 정량적으로 평가하였다. 몬테카를로 적용 시 초과 여부를 정량적으로 보여줄 수 있었으며, 위해도의 초과 여부를 명확히 평가할 수 있었다. 또한, 시뮬레이션을 통해 변수를 조정 시 CR, HI의 변화가 정량적으로 보이므로 관리 대책의 효율을 비교 평가할 수 있었다. TF의 금속별 중앙값은 문헌과 보고서 범위 내 대표치로 설정했으며, 토양 현장 특성에 따른 보정을 민감도 분석에 반영하였다(Jung et al., 2017; Kwon et al.,

Table 1. Exposure factors (Adults/Children)

Variable	Unit	Adult(P50)	Adult(P95)	Children(P50)	Children(P95)	Notes
IR _{rice} (rice intake)	g·day ⁻¹	180	300	90	150	Cook&Mix
BW(body weight)	kg	65	55	20	15	Mean
EF (frequency)	day·yr ⁻¹	365	365	365	365	Year-round
ED (duration)	yr	30	35	6	10	Residence
AT _{non-cancer}	day	10,950	12,775	2,190	3,650	ED × 365
AT _{cancer}	day	25,550	25,550	25,550	25,550	70 yr
iAs	—	0.6	0.9	0.6	0.9	Reference*
ABS/RBA	—	1	0.8	1	0.8	Sensitivity
PF	—	0.8	1	0.8	1	Reference**

*WHO., 2010; MOE., 2022; Kwon et al., 2017, **Ji et al., 2013; Kwon et al., 2017

Table 2. Deterministic estimates of rice concentration

Target	C _{soil} (mg/kg)	TF	β	pH	TF _{adj}	C _{rice} (mg/kg)
As	12.9	0.030	+0.05	6.8	0.0329	0.425
Cd	0.410	0.200	-0.20	6.8	0.1384	0.0567

Table 3. Summary of toxicity values

Target	Type	Route	Unit	Value	Source
iAs	Carcinogenic	Oral	$(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{day}^{-1})^{-1}$	1.5	USEPA IRIS (2011)
	Non-carcinogenic		$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$	3.0×10^{-4}	WHO (2010)
Cd	Non-carcinogenic		$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$	1.0×10^{-3}	MOE (2022)

Table 4. Assumptions for probabilistic input distributions

Variable	Distribution	Parameter(GSD, pearman's Rank Correlation Coefficient)
TF*	Log normal	As: median 0.03, GSD 2.0, Cd: median 0.20, GSD 2.0
IR _{rice} **	Log normal	adult $\ln-\mu = \ln(180)$, $\sigma = 0.35$; child $\ln-\mu = \ln(90)$, $\sigma = 0.40$
iAs***	Beta	As: $\alpha = 6$, $\beta = 4$ (평균 ≈ 0.60), 범위 0.3 – 0.95
PF****	Triangular	As: min 0.70, mod 0.80, max 1.00
ABS/RBA*****	Triangular	As: min 0.80, mod 1.00, max 1.00

*(Jung et al., 2017; Kwon et al., 2013; Jung and Thornton, 1997; MOE, 2012; Mao et al., 2019; Zhao and Wang, 2020), ** (MFDS, 2021), *** (Meharg and Zhao, 2012; Zhao and Wang, 2020), **** (Raab et al., 2009; Gray et al., 2016; Naito et al., 2015; Liu et al., 2018; Meharg and Zhao, 2012; Pedron et al., 2019), ***** (FDA, 2018; Juhasz et al., 2006)

2013; Jung and Thornton, 1997; MOE, 2012; Mao et al., 2019; Zhao and Wang, 2020). 노출 요소와 쌀 내 물질 농도는 Tables 1, 2에 각각 제시하였다.

2.3.5. 독성평가(용량-반응)

비발암 위해성 평가는 참고용량(RfD, Reference Dose)을 기준으로 하고 발암 위해성 평가는 발암잠재력(CSF, iAs 한정)을 이용하여 산정하였으며, 참고용량은 Table 3과 같았다.

2.4. 상관 분석 및 민감도 분석 방법

상관분석은 광산별 중앙값($n=11$) 기준으로 수행하였다. 우측 치우침 변수를 \log_{10} 변환하고, 정규성 충족 시 Pearson, 미충족 시 Spearman을 사용했으며, $\alpha=0.05$ 로 판정하였다.

민감도 분석은 확률론적 위해성평가의 입력요인 중 어떤 변수가 결과에 가장 크게 기여하는지를 정량화하기 위해 수행하였다. 스케일과 분포가 상이한 입력을 비교 가능하게 하기 위해 스피어만 순위상관계수(SRCC, Spearman's Rank Correlation Coefficient)를 사용하였으며, 결과지표는 지점별 분포의 95분위수와 초과확률로 정의하였다. 분석은 두 블록으로 구분하였는데, (i)는 각 지점의 토양 As, Cd, pH를 독립변수로 두고, 지점별 HIP95, CRP95와의 SRCC 산정 (ii)는 지점 내 대표 지점을 선정하고, 몬테카를로 반복에서 쌀 섭취량, 체중과 HI, CR 사이의 SRCC를 산정하였다. iAs, PF 등 상수 취급 시나리오에서는 시나리오 감도($\pm 20\%$)

Table 5. Classification Criteria Based on Hazard Quotient (HQ) and Cancer Risk (CR)

Class	Criteria
A1	$P(\text{HQ} \geq 1) < 1\%$ and $\text{HQ}_{95} < 0.5$
A2	$1\% \leq P(\text{HQ} \geq 1) < 5\%$ or $0.5 \leq \text{HQ}_{95} < 1$
B	$5\% \leq P(\text{HQ} \geq 1) < 20\%$ or $1 \leq \text{HQ}_{95} < 2$
C	$P(\text{HQ} \geq 1) < 20\%$ or $\text{HQ}_{95} \geq 2$ or $\text{CR}_{95} \geq 10^{-4}$

로 효과를 평가하였다(Table 4).

2.5. 우선 관리 등급 선정 방법

판정 기준은 지점별 평가 결과를 $\text{HI} > 1$ 또는 $\text{CR} > 1 \times 10^{-4}$ 기준으로 우선 관리 대상을 분류하고, 위해 원인을 민감도 분석 결과와 연계하여 토양정화, 재배 제한, 재배 전환, 관개수 관리, 도정 관리 등 관리 조치를 단계화하였다. 우선관리 등급 산정은 확률론적 지표를 사용하여 등급은 Table 5와 같았다.

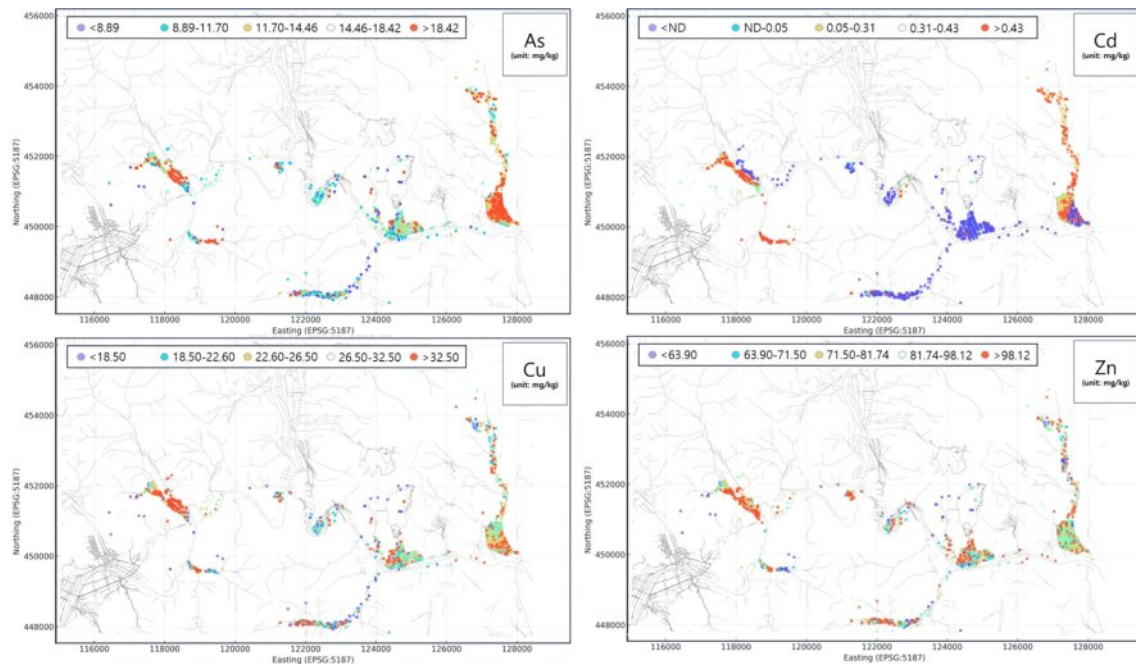
3. 결과 및 고찰

3.1. 토양 오염도 및 보조지표 상관성

본 연구는 논(답) 토양 총 1,019점에 대해 분석하였으며, 우려 기준은 1지역 기준을 적용하였다. As는 대부분 지역에 기준을 초과하였으며, Cd와 Cu 및 Zn는 일부 지역에서 집중적으로 오염이 확인되었다(Talble 6)(Fig. 2).

Table 6. Substances exceeding standard and number of exceedance sites

Item	Samples (n)	Concern Standard (mg/kg)	Maximum Value (mg/kg)	Number of ratio (%)	Maximum Exceedance Ratio	Concentration (mg/kg)	Mean \pm Standard Deviation (mg/kg)
As	1,014	25	48	54(5.33)	1.95	25–48	31.52 \pm 6.83
Cd	460	4	4	1(0.22)	1.00	4.01–4.01	4.0 \pm 0.0
Cu	1,019	150	1,149	2(0.20)	7.66	294–1,149	722 \pm 604
Zn	1,019	300	602	2(0.20)	2.01	326–602	464 \pm 195


Fig. 2. Contamination status of major target substances (As, Cd, Cu, Zn).

3.2. 인체 위해성평가

분석은 결정론적 노출계수와 확률론적 입력분포를 각각 적용하여, (i) 결정론적(점추정) 위해성평가와 (ii) 몬테카를로 기반 확률론적 위해성평가(지점별 분포의 P50, P95 및 초과확률 산정)를 병행하여 대상 오염 물질의 비발암 지표(HQ, HI = HQ_{As} + HQ_{Cd})를 산정하였다.

3.3. 결정론적 위해성평가 결과

결정론적 평가는 표토 농도와 pH 자료가 있는 ‘답(논)’

지점만을 대상으로 동일 지점군(n = 455)에 대해 성인과 어린이 각각 중앙값(P50)으로 산정하였다. 전체 중앙값 기준으로 성인의 결과는 HI는 2.38, CR(iAs)은 3.7×10^{-4} 였으며, 지점 초과비율(P50 기준)은 HI > 1이 99.8%, CR > 1×10^{-4} 가 99.6%였다. 어린이는 체중이 낮고 섭취량의 체중 보정 효과가 커서 ADD가 증가하므로, 동일 지점 군과 동일 쌀 농도 가정에서 중앙값 기준 HI와 CR이 성인보다 더 크게 산출되었다. 어린이의 경우 HI는 3.87, CR(iAs)은 6.0×10^{-4} 로 지점 초과비율(P50 기준)은 HI > 1 및 CR > 1

Table 7. Summary of deterministic risk assessment (Adults & Children, n = 455)

Metric	Median		Outcome	Exceedance rate	
	Adults	Children		Adults	Children
HQ _{As}	1.92	3.12	HQ > 1	99.8	100
HQ _{Cd}	0.22	0.36	HQ ≤ 1	—	—
HI = HQ _{As} + HQ _{Cd}	2.38	3.87	HI > 1	99.8%	100
CR (iAs)	3.7×10^{-4}	6.0×10^{-4}	CR > 1×10^{-4}	99.6%	100

$\times 10^{-4}$ 모두 초과하였다(Table 7).

3.4. 확률론적 위해성평가 결과 및 우선관리 등급 선정

확률론적 위해성 평가는 몬테카를로(쌀 경로) 계산에 필요한 3개 변수(As, Cd, pH)를 모두 갖춘 9개 광산에 대해 평가하였다. A1은 우려가 매우 낮은 상태를 의미하며, A2는 저위험 범주로 구분하였다. B는 관리가 필요한 중간 수준의 위험을 나타내며, C는 우선 관리가 필요한 수준으로 간주하였다. 등급 분포는 A1 0.2%, A2 16.6%, B 2.2%, C 80.9%로 평가되었다. 본 지역의 위험도는 iAs가 지배적이었으며, 이에 As 저감 중심으로 단계적으로 수립하는 것이 합리적이었다. 특히 C 등급 지점은 즉시 관리가 요구되었다.

3.5. 민감도 분석 및 관리 연계

확률론적 민감도 분석을 표토 중 논 지점을 대상으로 몬테카를로 시뮬레이션을 수행한 결과, 어린이 수용체 기준으로 HI 변동을 가장 크게 설명하는 요인이 전이계수(TF)의 기본 분산항이었고, 그 다음으로 쌀 섭취량(IR), 토양 As 농도, 무기비소 전환비, 체중(BW) 순이었다. 점토율 보정항과 pH 보정항은 중간 수준의 기여를 보였으며, 가공계수(PF)와 점토율(%)의 직접 효과는 상대적으로 작았다. 이러한 결과는 성인에서도 유사한 경향을 나타냈으나, 체중이 낮고 섭취량의 체중 보정 효과가 큰 어린이군에서 섭취량과 체중 관련 민감도가 상대적으로 더 크게 나타났으며, 체중과 점토율은 $p < 0.05$ 로 위해 감소를 나타냈다(Fig. 3).

이러한 민감도 구조를 관리로 연계하면, 단기적으로는 섭취량 관리가 최우선으로 평가되었다. 특히 어린이를 대상으로 섭취 빈도와 1회 섭취량에 대한 가이드라인을 마련과 적용하는 것이 HI 저감에 직접적 효과가 있을 것으로 판단된다. 중기적으로는 TF를 낮추는 토양 및 재배 관리가 핵심이며, 이는 pH와 미세질과 점토 특성 등 토양조건의 관리 및 최적화를 통해 작물 가용형 비소의 형성과 흡수를 줄이는 방향이 필요할 것으로 판단되었다. 점토율 자체는 단기간에 크게 바꾸기 어렵지만, 유기물 및 철, 망간 산화물 보강과 같은 토양개량은 유효형태를 감소시켜 전이 저감에 기여할 수 있으므로 고려할 필요가 있었다. 가공단계(PF) 관리는 개별 기여도가 상대적으로 작더라도, 도정 및 세척 등 일상적 처리 과정을 통해서도 위해도를 줄일 수 있어 보조적 저감수단으로 병행할 가치가 있는 것으로 평가되었다. 위 결과는 본 연구 범위 내에서 도출된 관리 시사점이며, 향후 현장 실측 분포와 잠재적 변수 상관을 반영하면 관리 우선순위의 정밀도는 더욱 향상시킬 필요가 있었다.

5. 결 론

본 연구는 폐석탄광산 인근 논 토양의 중금속 오염과 쌀 섭취 경로를 통한 인체 위해를 결정론적 평가와 확률론적 평가를 수행하였다. 성인과 어린이 비교 결과에서는 결정론적 중앙값(P50) 기준으로 성인보다 어린이가 더 높았다. 지점 초과율은 HI > 1은 99.8%, CR > 1×10^{-4} 는 99.6%로 대부분 지점의 위해 지표가 기준을 넘는 것으로 나타났다. 또한 확률론적 등급 분포에서도 대다수 지점이 우선관리 대상이었다. 민감도분석에서는 As(Cs), TF, IR/BW, iAs, PF가 HI와 CR의 변동 및 초과확률을 설명하는 핵심 결정요인으로 도출되었다. 관리 시사점으로, 우선 관리 지점은 중앙값 기준 HI 약 74.5%, CR 약 71.7%의 저감이 필요하며, 이를 위해 (i) 토양 As 저감(고정화·복토·정화) 및 관개, 배수 관리, (ii) 도정, 세척, 취반 등 PF(가공·조리 감소계수) 개선, (iii) 필요 시 재배 제한, 작부 전환을 단계적으로 병행하는 것이 적절한 것으로 평가되었다. 조치의 효과는 동일한 확률론적 프레임으로 사후 재평가하여 위해기반 관리의 강건성을 확보할 수 있었다. 다만, 본 연구에서는 실제 쌀 내 중금속 농도가 아니 추정 농도를 바탕으로 평가가 이루어진 점과 확률론적 평가에서 iAs와 Cd의 쌀 경로에 한정되고 Cu와 Zn은 정량 위해도 산정에서 제외된 한계가 있었다. 향후에는 현장 특이성을 반영할 수 있는 실 작물에서의 농도 및 TF, iAs, PF, 생체 이용기능분율(ABS/RBA) 등 장기 모니터링 자료를 확충하여 불확실성을 축소하고, 관리 시나리오별 저감 효과를 보다 정밀하게 정량 비교하는 체계를 제시할 필요가 있었다.

사 사

본 연구는 환경부 주관 2025년도 「화학물질 안전관리 특성화대학원」 사업을 통한 성과물임을 밝힙니다.

References

- Ahn, S.C., Chang, J.Y., Lee, J.S., Yu, H.Y., Jung, A.R., Kim, J.Y., Choi, J.W., Hong, Y.S., Yu, S.D., and Choi, K.H. 2016. Exposure factors of cadmium for residents in an abandoned metal mine area in Korea. *Environ Geochem Health.*, **39**(5), 1059-1070.
- APHA. 2017. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23rd ed. *American Public Health Association.*, Washington, D.C.
- Chang, J.Y., Kim, J., Choi, H., Lee, S., Park, J., Kim, K.W.,

- Kim, Y.M., Ko, S., Kim, H.S., Kim, J.H., Kim, B., Kim, S., and Kim, J.Y. 2019. Exposure assessment for the abandoned metal mine area in Korea. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **16**(20), 3892.
- FDA. 2016(updated 2018). Arsenic in Rice and Rice Products Risk Assessment Report. Silver Spring, MD.
- Gray, P.J., Conklin, S.D., Todorov, T.I., and Kasko, S.M. 2016. Cooking rice in excess water reduces both arsenic and enriched vitamins in the cooked grain. *Food Additives & Contaminants*, Part A, **33**(1), 78-85.
- Huang, R.Q., Gao, S.F., Wang, W.L., Staunton, S., and Wang, G. 2006. Soil arsenic availability and the transfer of soil arsenic to crops in suburban areas in Fujian Province, southeast China. *Science of the Total Environment*, **368**(2-3), 531-541.
- Ji, K., Kim, J., Lee, S., Lee, S., Park, S., Kwon, H., Cheong, H.K., Jang, J.Y., Kim, D.S., Yu, S., Kim, K.W., and Choi, K. 2013. Assessment of exposure to heavy metals and health risks in vegetables and rice near abandoned mines. *Science of the Total Environment*, **449**, 28-36.
- Juhasz, A.L., Weber, J., Smith, E., Naidu, R., Rees, M., Rofo, A., Kuchel, T., and Sansom, L. 2006. In vivo assessment of arsenic bioavailability in contaminated soils and its implications for risk assessment. *Environmental Health Perspectives*, **114**, 1826-1831.
- Jung, H., Lee, H., Kim, S., Park, J., Kim, J., Kim, K., Kim, Y., Seo, Y., and Lee, J. 2017. Growth-inhibition patterns and transfer-factor profiles in arsenic-treated rice. *PLoS ONE*, **12**(11), e0187429.
- Jung, M.C. and Thornton, I. 1997. Environmental contamination and seasonal variation of metals in soils, plants and waters in the paddy fields around a Pb-Zn mine in Korea. *Science of the Total Environment*, **198**, 105-121.
- Kibria, M.G., Osman, K.T., and Ahmed, M.J. 2006. Cadmium and lead uptake by rice (*Oryza sativa* L.) grown in three different textured soils. *Soil & Environment*, **25**(2), 70-77.
- Kunhikrishnan, A., Go, W.R., Park, J.H., Kim, K.R., Kim, H.S., Kim, K.H., Kim, W.I., and Cho, N.J. 2015. Heavy Metal(loid) Levels in Paddy Soils and Brown Rice in Korea. *Korean Journal of Soil Science and Fertilizer*, **48**(5), 515-521.
- Kwon, J.C., Jung, M.C., and Kang, M.H. 2013. Contents and seasonal variations of arsenic in paddy soils and rice crops around abandoned metal mines. *Economic and Environmental Geology*, **46**(4), 329-338.
- Kwon, J.C., Kim, K., Lee, S., Lee, J.S., Lee, B.T., Kim, H.S., and Kim, J.Y. 2017. Arsenic and heavy metals in paddy soil and polished rice contaminated by mining activities in Korea. *Catena*, **148**, 92-100.
- Lee, J.S., Chon, H.T., Kim, K.W., Moon, H.S., Ahn, J.S., and Lee, J.Y. 2008. Evaluation of human exposure to arsenic due to rice ingestion in the vicinity of abandoned Myungbong Au-Ag mine site, Korea. *Journal of Geochemical Exploration*, **96**, 231-235.
- Lee, J.S., Kwon, H.H., Sim, Y.S., and Kim, T.H. (2007). Risk assessment of heavy metals in areas around abandoned metal mines. *Journal of Soil and Groundwater Environment*, **12**(1), 97-102.
- Liu, K., Zheng, J., and Chen, F. 2018. Effects of washing, soaking and domestic cooking on cadmium, arsenic and lead bioaccessibilities in rice. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, **98**(10), 3829-3835.
- Mao, C., Song, Y., Chen, L., Ji, J., Li, J., Yuan, X., Yang, Z., Ayoko, G.A., Frost, R.L., and Theiss, F. 2019. Human health risks of heavy metals in paddy rice based on transfer characteristics from soil to rice. *Catena*, **175**, 339-348.
- Meharg, A.A. and Zhao, F.J. 2012. Arsenic & Rice. Springer, Dordrecht.
- Ministry of Environment (MOE). 2012. Baseline survey of soil contamination at abandoned coal mines, 2012. Sejong in Republic of Korea.
- Ministry of Environment (MOE). 2022. Standard methods for soil pollution tests. Sejong in Republic of Korea.
- Ministry of Environment (MOE). 2025. Guidelines on procedures and methods for risk assessment of environmental hazardous factors. Sejong in Republic of Korea.
- Ministry of Food and Drug Safety (MFDS). 2021. National Nutrition Statistics. Cheongju in Korea.
- National Institute of Environmental Research (NIER). 2012. Soil, plant, and water monitoring around abandoned mines. Incheon in Korea.
- Ok, Y.S., Kim, S.-C., Kim, D.-K., Skousen, J.G., Lee, J.-S., Cheong, Y.-W., Kim, S.-J., and Yang, J.E. 2011. Ameliorants to immobilize Cd in rice paddy soils contaminated by abandoned metal mines in Korea. *Environmental Geochemistry and Health*, **33**(Suppl 1), 23-30.
- Pedron, T., Esposito, E., Nóbrega, J.A., and Morgano, M.A. 2019. Mitigation of arsenic in rice grains by polishing and washing: Evidencing the benefit and the cost. *Journal of Cereal Science*, **87**, 52-58.
- Raab, A., Baskaran, C., Feldmann, J., and Meharg, A.A. 2009. Cooking rice in a high water to rice ratio reduces inorganic arsenic content. *Journal of Environmental Monitoring*, **11**(1), 41-44.
- Rafiq, M.T., Aziz, R., and Yang, X. 2014. Cadmium phytoavailability to rice (*Oryza sativa* L.) grown in representative Chinese soils: a model to improve soil environmental quality guidelines for food safety. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **103**,

101-107.

US EPA. 1989. Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS), Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part A). EPA/540/1-89/002. U.S. Environmental Protection Agency., Washington, D.C.

US EPA. 1994. Method 6010C: Inductively Coupled Plasma–Atomic Emission Spectrometry (ICP-AES). In: SW-846 Methods. U.S. Environmental Protection Agency.

US EPA. 2011. Exposure Factors Handbook: 2011 Edition (EPA/600/R-09/052F). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

US EPA. 2016. SW-846 Compendium—Chapter 3 (Sampling) & Method 3050B/3051A (Sample Preparation and Digestion). U.S. Environmental Protection Agency.

US EPA. 2011. Exposure Factors Handbook

US EPA IRIS. accessed 2025. Integrated Risk Information System (Inorganic arsenic; Cadmium; Lead; Nickel). U.S. Environ-

mental Protection Agency, Washington, D.C.

WHO. 2024. Alimentarius Commission. Discussion paper to support work on cadmium in chocolate and cocoa-derived products. CX/CF 24/17/16. 16.

WHO. 2001. Environmental Health Criteria 224: Arsenic and Arsenic Compounds.

WHO. 2011. Safety evaluation of certain contaminants in food. WHO Food Additives Series 63; WHO Technical Report Series 959. World Health Organization, Geneva.

Yan, L., Cun, L., Liping, W., Xinxin, Y., Bo, S., Dongmei, Z., and Yujun, W. 2020. Prediction of the uptake of Cd by rice (*Oryza sativa*) in paddy soils by a multi-surface model. *Science of The Total Environment.*, **724**, 138289.

Yang, J.E., Kim, S., and Lee, J. 2007. Heavy metal pollution, risk assessment and remediation in paddy soil environment: Research experiences and perspectives in Korea. *Korea University.*, pp. 341-367.