

지하수 및 토양오염
2013년 2학기

군북광산 주변지역 정화계획

군북 얼음골 휴양지와 주변 농경지를 중심으로

지구환경시스템공학부
2007-11591
1조 송동욱

1. 개요 및 정화 필요성

2. 군북광산 소개

- 2.1 군북광산 정보
- 2.2 군북광산 기후 및 지형

3. 기초 조사

- 3.1 샘플 채취 방법
- 3.2 광미장의 광물 찌꺼기 특성
- 3.3 샘플 채취 위치
- 3.4 지하수 특성

4. 오염도 조사

- 4.1 샘플 측정 결과 - 광미장
- 4.2 광산 주변 농경지
- 4.3 지하수
- 4.4 하천 퇴적토

5. 위해성 평가

- 5.1 위해성 평가
- 5.2 위해성 평가 및 목표 위해성 산정(토양)
- 5.3 위해성 평가 및 목표 위해성 산정(지하수)

6. 정화 설계

- 6.1 토양 정화
 - 6.1.1 정화 공법 선정
 - 6.1.2 정화 설계 및 예상결과
- 6.2 지하수 정화
 - 6.2.1 투수성 반응벽체
 - 6.2.2 정화 설계
 - 6.2.3 예상 결과

7. 최종 공정표 및 정화설계 고찰

8. 참고 문헌

1. 개요 및 정화 필요성

-경상남도 함안군 군북면 사촌리와 오곡리에 걸쳐서 예전에 일제 강점기 때부터 개발된 군북광산이 있다. 현재는 폐광된 상태로 '군북 얼음골'이라는 이름으로 여름휴양지로 이용되고 있다. 이 휴양지에서 그림1,2와 같이 식당이 운영되어 있으며 오리백숙 등의 음식을 팔고 있으며 지하수를 퍼서 식수로 쓰고 있다.



그림 1



그림 2

폐광산에서 식당을 운영하고 지하수를 식수로 사용하는 것에 대해 의문이 생겨 조사를 해 보니 군북광산은 1998년 환경부의 폐금속 광산 오염실태조사에서 오염원으로써 확인되어 광해방지사업을 1999년에 실시했으나, 2009년 광해방지완료 사업장에 대해 조사를 수행한 결과 아직 오염이 남아있는 지역으로 평가되었다는 사실을 알수 있었다. 따라서 이 광산이 휴양지로 쓰이고 있을 뿐만 아니라 낙동강본류의 지천 옆에 위치함으로써 광산 아래에 농경지가 조성되어 있기 이 지역에 대한 정화가 필요하다고 판단하였다.

2. 군북광산 소개

(1) 군북광산 정보

광산명	군북 광산	광종	금, 은, 동
소재지	경남 함안군 군북면 사촌리,오곡리	등록번호	제 1874호,11693호외 4개
광산이력	1915년 7월 등록 -> 1975년 휴광-> 광업권 소멸 -> 1995년 9월 신규등록 -> 1997년 10월 소멸		
광해현황	선광장2개소, 폐석장11개소, 광미장4개소, 갱내수3개소		
비고	1998년 환경부 폐금속광산 오염실태조사 오염원 확인,1999년 광해 방지사업 실시 2009년 광해방지사업 완료 사업장에 대해 환경오염영향 조사를 수행 하여 토양 및 수질오염 확인		

주요 생산량	1975년까지 생산량 26,246M/T, 평균 품위 Au 19.4 g/t, Ag 75.2g/t, Cu 7.9%
-------------------	---

군북광산은 일제시대에 1916년부터 활발히 개발되어 오다가, 해방 후 1969~1973년 구리 300여톤을 개발하였고, 1975년부터 휴광으로 광업권이 소멸되었다. 이후 95년 9월에 신규 등록되어 개발되다가 97년 10월 다시 광업이 폐하고 광업권이 재소멸 되었다.

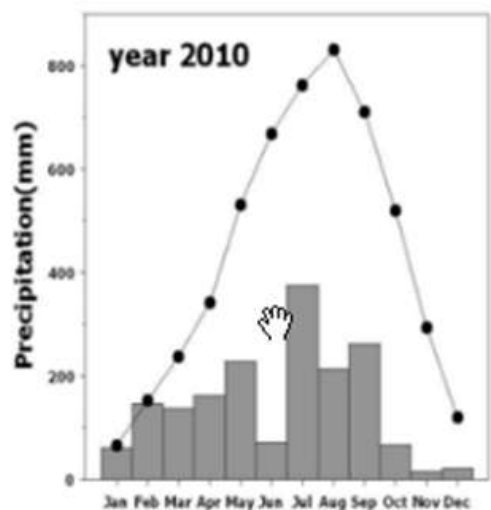
주요 광종은 금, 은, 구리로서 평균 품위는 Au 19.4 g/t, Ag 75.2g/t, Cu 7.9%로 확인되었다.(한국 광물자원공사, 1995) 현재 광산 주변에 선광장 2개소, 폐석장 11개소, 광미장 4개소, 갱내수 3개소가 분포하고 있으며 이들 광해요소의 방치로 인한 오염원이 유발되고 있는 것으로 판단된다.

(2) 기후조건 및 지형조건

-기후조건

경상남도 함안군 일대의 기온조건은 근처 산맥끝자리에 위치하고 있기 때문에 연교차에 의한 한서의 차이 측면에서 대륙성의 기후를 나타내지만, 바닷가에 위치하고 있기 때문에 강수량은 전반적으로 고루 많이 내리는 해안성의 기후가 나타난다.

연평균 기온은 14.8도로 한반도의 평균기온이며 최한월 1월의 기온은 평균 2.5도, 최난월 8월의 기온은 평균 26.3도이다. 연평균 강수량은 1551.mm로 비교적 많은 편이며, 5~9월의 강수량은 전체 강수량의 72.9%를 차지하고 12~3월의 겨울철 강수량은 전체의 19.1%이다. 따라서 건기 우기 때의 각각 지하수의 거동과 광산 주변지역의 오염원의 이동에 대해 고려를 해야 할 것으로 생각된다.



경남 함안군의 기온 및 강수량

-지형조건

군북광산의 지형은 중앙부에서 남북으로 뻗어있는 산지와 다시 중앙부에서 동쪽으로 이어져 있는 산지지형과 주변에 형성된 소규모의 평야지대, 그리고 지역 북부의 남강과 낙동강 본류로 구성되어 있다. 이 소규모 평야지대에 농경지와 마을이 집중되어 있으며, 낙동강의 본류부분이기에 하천퇴적토와 지하수부분이 중요한 고려요인이라고 볼수 있다.

지질은 경상계 진동층과 후기인 백악기 말에 이들 퇴적암류를 관입한 화강섬록암 및 암맥류로 구성되어 있다. 진동층은 주로 셰일과 사질셰일 및 사암으로 구성되어 있다.

3. 기초 조사

(1) 샘플 채취 위치와 방법

1) 광미장

표토(0~30cm)에서 채취하였으며 심도변화에 따른 오염을 위해 심도별(1,2,3,4,5,6m)채취도 동시에 진행하였다. 이때의 시료는 직접 채취한 것이 아니라 1999년 군북광산광해 방지 사업에서 채취한 시료의 자료를 가지고 분석하였기에 현재의 조건과 약간의 차이가 있을 것이다. 여기서 광미장은 광산에서 광석을 제련하고 남은 찌꺼기를 쌓아두는 장소를 의미한다.

2) 광산 주변의 토양 및 수계를 따른 농경지

오염가능성이 높을 것으로 예상되는 광산 옆의 하천하류의 농경지와 광산주변의 토양에 대해 시료 채취를 실시하였다. 채취방법은 잡초와 유기물 등 이물질을 제거한 후 토양시료 채취기사용 표토(0~30cm)와 심토(30~60cm) 두 종류를 채취하고 총 18개 지점에 대해 시료를 채취하였다.

3) 하천퇴적토

하천퇴적토는 수계에서의 오염물질의 운반 매개체 및 잠재 오염원이 될수 있으므로 조사를 하였다. 하천 퇴적토가 오염되어 있을 경우 지표수 및 지하수 수질에 영향을 줄수 있기 때문이다. 채취 방법은 오염원 하류 방향으로 500m당 1점씩 총 8점의 시료를 2mm(10mesh) 표준체로 채질하여 채취하였다.

4) 지하수 시료

광산 주변지역의 기존 관측정 2개소와 신설 관측정 5개소에서 지하수시료를 채취하였다. 중금속 분석용 시료는 0.45 μ m membrane filter를 이용하여 여과하여 측정하였고, HNO₃를 첨가하여 pH 2.0 이하가 되도록 산 처리하여 폴리프로필렌(Polypropylene) 재질의 시료병에 담아 냉장 보관을 하였다.

그림 3는 시료채취 지역으로 빨간별모양은 광미장. 자주색의 원은 수계를 따른 농경지의 표층과 심층 토양, 연두색 삼각형은 하천퇴적토의 시료채취 구역을 나타낸다.

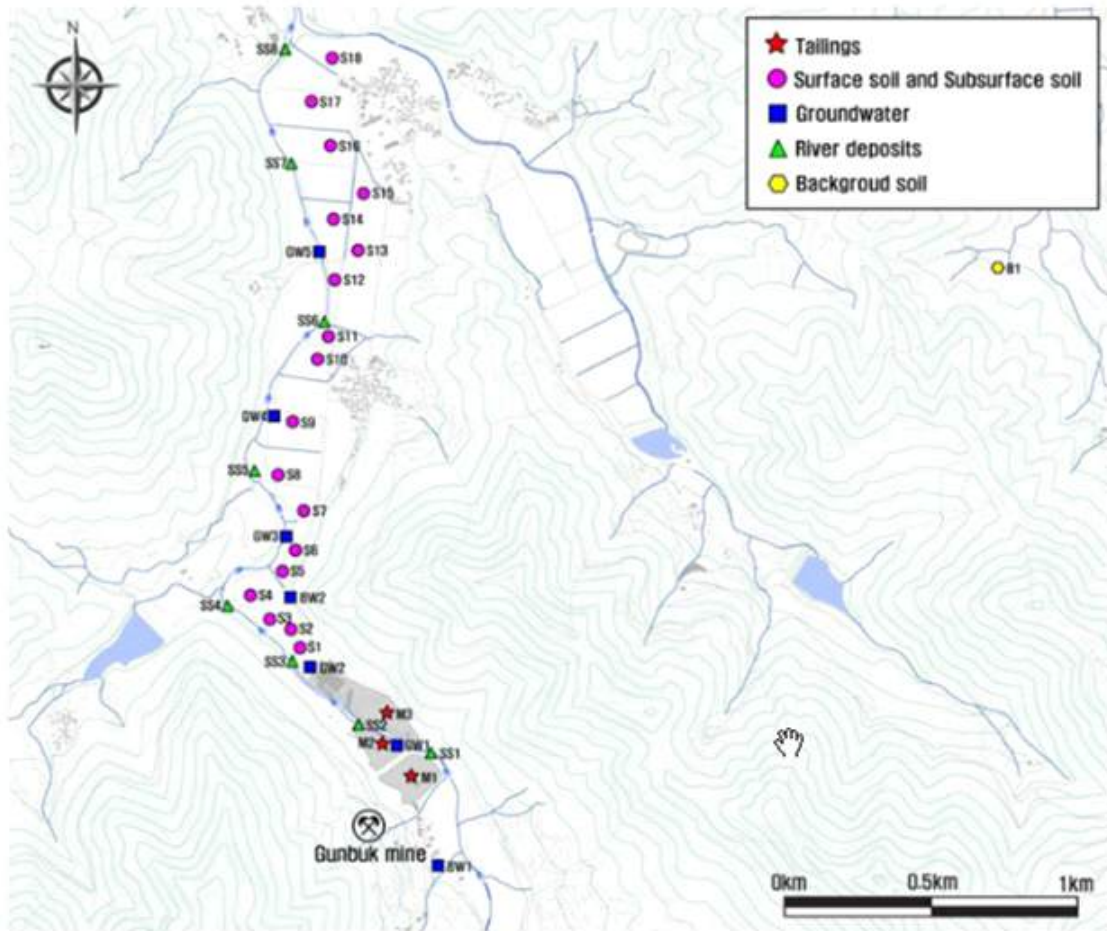


그림 3

(2) 광미장의 광물 찌꺼기 특성

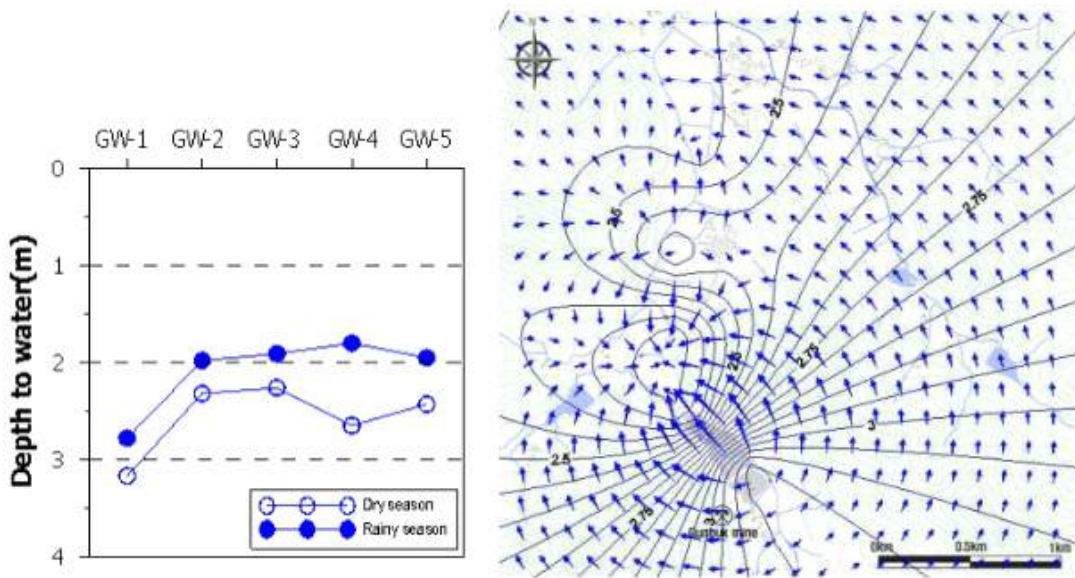
광미시료의 광물 및 화학조성은 카올리나이트가 주요 성분으로 광물의 표면이 대부분 불규칙한 벌집모양과 같은 거친 모양을 하고 있어 황철석의 풍화로 형성된 산화철 광물에 의해서 코팅된 것이라 판단된다.

주요 구성물	광물 찌꺼기로 석영 SiO ₂ 가 50%, Al ₂ O ₃ 이 15.6%
평균 비중	2.69t/m ³ 일반토양수준
평균 함수비	33.19%
평균 단위 체적중량	1.788g/cm ³
공학적 특성	느슨한 중간정도의 예민한 점토 (Clay loam)
투수계수	4.87 x 10 ⁻³

(3) 지하수 특성

1) 지하수위 현황

지하수위는 지표아래 1.8~3.2m에서 형성되어 있으며, 강우의 영향을 크게 받아 건기에는 낮고 우기에는 높게 나타나는 경향을 보인다. 또한 지하수위 변동은 0.3~0.9m 정도의 폭을 가지며 변동폭은 대체로 일정하다. 지하수위는 지형표고와 매우 높은 상관성을 가져 산맥지형에서는 높고 하천부근과 농경지에서는 낮은 특성을 보인다. 지하수 유동특징은 지역 남측의 산지에서 지하수 분수계를 이루어 북측으로 이동하는 특징을 보인다.



건기와 우기의 지하수위 및 지하수 흐름방향

2) 수리 지질학적 특성

지하수의 특성을 파악하고자 pH, 온도(T), 용존산소량(DO), 산화환원전위(Eh), 전기전도도(EC)를 측정하였다. 그 결과 pH는 건기 6.7~8.0, 우기 7.2~7.9, 온도는 건기 14.6~15.2, 우기 14.1~15.7도로 시기에 따른 큰 편차를 보이지 않았다. DO는 건기 9.8~12.1 mg/L, 우기 9.6~12.0mg/L의 범위를 보이며, Eh는 건기 16.5~53.1mV, 우기 12.2~49.3mV로 일반적인 자연수와 동일한 범위를 보인다. EC는 건기 71.8~894.0 $\mu\text{s}/\text{cm}$, 우기 42.7~681.0 $\mu\text{s}/\text{cm}$ 로 건기와 우기에 의한 차이는 미약하나 광산 인근 지역에서 높은 값을 보인다.

지하수에 함유된 모든 양이온의 함량은 광산지역에서 수계를 따라 하류로 갈수록 낮아지는 경향을 보이는데 이는 오염이 진행되고 있음을 나타낸다. HCO_3^- 는 산도가 낮아 걱정을 할 수 없는 수준이나, SO_4^{2-} 의 최대 함량이 147.0mg/L로서 황화광물의 산화반응이 활발함을 보여주고 있다.

Table 9. Physical properties of groundwater at the Gunbuk mine

Sample ID	pH	T	DO	Eh	EC	
		(°C)	(mg/L)	(mV)	($\mu\text{s}/\text{cm}$)	
GW1	건기	8.0	14.8	10.9	44.1	500.0
	우기	7.9	15.7	9.6	35.7	412.0
GW2	건기	6.7	14.6	9.8	16.5	894.0
	우기	6.4	15.3	10.0	12.2	681.0
GW3	건기	7.9	15.2	10.7	53.1	116.0
	우기	7.9	14.4	9.7	49.3	107.0
GW4	건기	7.4	15.2	10.5	26.7	155.3
	우기	7.4	14.1	9.8	21.4	137.7
GW5	건기	7.2	15.2	12.1	20.4	71.8
	우기	7.2	14.4	12.0	17.1	42.7

건기와 우기시의 온도, 용존산소, Eh, EC

Sample ID	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	NO ₃	HCO ₃
	mg/L							
GW1	77.7	21.6	12.9	1.5	10.0	147.0	2.0	61.0
GW2	27.5	5.4	6.8	2.5	8.0	38.0	1.1	28.7
GW3	27.3	5.4	7.0	2.3	8.0	38.0	1.1	26.2
GW4	27.5	8.7	7.2	3.6	5.0	69.0	1.0	17.7
GW5	14.6	3.6	5.1	1.5	6.0	12.0	0.8	22.0

지하수 시료의 이온농도

4. 오염도 조사

(1) 샘플 측정 결과

1) 광미장

-광미 내 중금속 분석 결과 As, Cd, Cu는 배경토에 비해 매우 높은 함량을 보여주고 있으며, 이는 광미가 As, Cd, Cu의 주요 오염원임을 보여준다. 광미로부터 주변지역 토양 및 지하수의 오염 확산이 우려되는 결과가 나왔다. 중금속의 오염 중에서 군북광산은 As의 오염이 심각하며 Cd, Cu의 오염이 다소 우려되는 것으로 판단된다.

-대책기준치와 우려기준치는 경상남도 환경백서 2011의 기준에서 가져왔으며, 논, 밭, 과수원 등으로 사용하는 지역이 1지역으로 분류가 되어 있기 때문에 1지역에서의 기준치를 적용하였다. 대책기준치는 토양오염이 심해서 대책이 필요한 수치이며 우려기준치는 사람에게 위험을 줄 만한 수치로 정확도가 권고되는 수치이다. 실질적으로 우려기준치를 가지고 정화 계획을 세운다고 한다.

	광미내 함량	배경토 함량	대책 기준치	우려기준치	비교 (광미/배경토)
As	921.9mg/kg	7.5mg/kg	75mg/kg	25mg/kg	122.1배
Cd	10.8mg/kg	0.6mg/kg	12mg/kg	4mg/kg	18.4배
Cu	356.7mg/kg	30.8mg/kg	450mg/kg	150mg/kg	11.5배
Pb	13.8mg/kg	15.7mg/kg	600mg/kg	200mg/kg	0.8배
Zn	19.9mg/kg	30.8mg/kg	900mg/kg	300mg/kg	0.6배

Table 2. Results of heavy metals concentration of tailing samples

Sample ID	pH	As	Cd	Cu	Pb	Zn	Remark
		mg/kg					
B1	5.0	7.5	0.6	30.8	15.7	30.8	Background Soil
T1	8.1	1,353.5	15.0	374.1	12.9	12.1	Tailings
T2	6.1	675.9	9.2	451.9	13.8	24.0	
T3	8.1	736.2	8.4	244.1	14.8	23.7	
Mean	7.4	921.9	10.8	356.7	13.8	19.9	
Max	8.1	1,353.5	15.0	451.9	14.8	24.0	
Min	6.1	675.9	8.4	244.1	12.9	12.1	

광미장에서의 중금속 오염정도 및 pH

-매립 심도에 따른 중금속 분포 특성

광미시료 내 As의 평균 함량은 0~1m 1403.7mg/kg, 1~2m 1876.4mg/kg, 2~3m 1408.4 mg/kg, 3~4m 1524.5mg/kg, 4~5 534.7mg/kg의 함량 변화를 보인다.

비소와 마찬가지로 카드뮴 구리 납 아연의 함량도 심도변화에 따른 불균질한 분포 상태를 보인다. 단순히 깊이에 따라 일정하게 변하는 것이 아니며 이것은 어느정도 깊이가 있는 광산의 특성이라고 판단된다. 표토의 pH는 4.8~6.3으로 중산성 및 중성의 범위를 보이고 있으며, 심토의 pH는 5.1~6.4로 표토와 비슷하다.

광산 주변지역 농경지 토양오염 분석 결과 토양 내 중금속 원소의 절대량을 기준으로 하였을 때 비소 구리 카드뮴은 함량이 전반적으로 높게 나타나 광산에 의한 오염이 상당히 진행되었음을 알 수 있다.

Sample ID	Sampling depth(m)	T1	T2	T3	Mean
		mg/kg			
As	0.0 ~ 1.0	1,345.9	818.0	2,047.3	1,403.7
	1.0 ~ 2.0	397.2	504.2	4,727.7	1,876.4
	2.0 ~ 3.0	448.6	590.6	3,185.8	1,408.4
	3.0 ~ 4.0	841.5	676.7	3,055.2	1,524.5
	4.0 ~ 5.0	975.6	596.4	32.1	534.7
Cd	0.0 ~ 1.0	20.1	12.5	27.0	19.9
	1.0 ~ 2.0	5.7	7.8	60.0	24.5
	2.0 ~ 3.0	6.8	8.8	41.0	18.9
	3.0 ~ 4.0	12.1	10.0	39.6	20.6
	4.0 ~ 5.0	14.7	8.9	0.5	8.0
Cu	0.0 ~ 1.0	386.1	549.0	310.0	415.0
	1.0 ~ 2.0	279.8	521.7	460.6	420.7
	2.0 ~ 3.0	279.9	548.0	820.8	549.6
	3.0 ~ 4.0	355.5	860.6	502.4	572.9
	4.0 ~ 5.0	438.1	597.6	61.9	365.9
Pb	0.0 ~ 1.0	10.0	18.3	10.3	12.9
	1.0 ~ 2.0	8.1	15.0	12.2	11.8
	2.0 ~ 3.0	7.2	18.5	15.9	13.9
	3.0 ~ 4.0	10.0	18.1	11.5	13.2
	4.0 ~ 5.0	10.8	16.3	8.5	11.8
Zn	0.0 ~ 1.0	13.5	37.1	23.1	24.6
	1.0 ~ 2.0	10.4	43.8	28.4	27.5
	2.0 ~ 3.0	15.8	49.7	21.5	29.0
	3.0 ~ 4.0	11.1	62.1	24.4	32.5
	4.0 ~ 5.0	17.8	59.8	19.9	32.5

심도에 따른 광미장에서의 중금속 오염

2) 광미장 주변 농경지

-광미장 주변 및 수계를 따라 조성되어있는 농경지에서 샘플을 추출하였으며 광미장에서 가장 가까운 지역을 S1로 시작해 진행하였다. 표토의 pH는 4.8~6.3으로 중산성 및, 중성이며, 심토의 pH는 5.1~6.4로 표토와 비슷하다.

광산 주변지역 농경지 토양오염 분석 결과 토양 내 중금속의 양이 어느정도 발견되었다. 그 수치가 일부구간에서는 대책기준치를 초과하였지만 토질에서의 중금속오염의 비균질성을 고려해보았을 때 그 수치는 대책기준치 근처의 값이 될 것이라고 간단히 유추해 볼 수 있다.

Sample ID	Sampling depth(m)	pH	As	Cd	Cu	Pb	Zn	Remark
			mg/kg					
B1		5.0	7.5	0.6	30.8	15.7	30.8	Background Soil
S1	0.0 ~ 0.3	4.8	82.1	1.5	202.6	14.3	43.2	
S2	0.0 ~ 0.3	5.2	90.0	1.6	225.8	14.4	36.9	
S3	0.0 ~ 0.3	6.3	120.0	1.2	350.7	15.9	40.0	
S4	0.0 ~ 0.3	5.2	85.0	1.6	146.6	15.8	43.1	
S5	0.0 ~ 0.3	5.4	106.4	1.8	151.4	13.8	40.3	
S6	0.0 ~ 0.3	5.0	105.9	1.8	132.3	16.1	40.5	
S7	0.0 ~ 0.3	5.1	123.7	2.1	116.4	16.1	40.2	
S8	0.0 ~ 0.3	5.3	38.8	0.8	126.8	16.3	46.4	
S9	0.0 ~ 0.3	5.7	45.6	1.0	77.3	14.7	32.3	surface soil
S10	0.0 ~ 0.3	5.9	32.6	1.2	106.4	16.6	43.3	
S11	0.0 ~ 0.3	5.9	42.8	1.2	70.9	16.5	34.7	
S12	0.0 ~ 0.3	5.6	24.5	0.9	63.7	16.6	45.4	
S13	0.0 ~ 0.3	5.0	19.0	1.1	54.5	19.2	42.4	
S14	0.0 ~ 0.3	5.4	47.0	1.4	82.0	22.9	51.7	
S15	0.0 ~ 0.3	6.2	25.8	1.0	46.4	19.6	41.0	
S16	0.0 ~ 0.3	5.2	30.6	1.1	100.8	17.4	49.4	
S17	0.0 ~ 0.3	5.2	26.5	0.9	75.4	17.9	38.2	
S18	0.0 ~ 0.3	4.9	11.2	0.4	30.8	16.4	45.2	
Mean		5.4	58.8	1.3	120.0	16.7	41.9	
Max		6.3	123.7	2.1	350.7	22.9	51.7	
Min		4.8	11.2	0.4	30.8	13.8	32.3	

광미장 주변 및 수계를 따라 생성된 농경지의 오염조사

광미장에서의 오염도 조사와 광미장 주변 및 농경지에서의 오염도 조사를 종합하여 광미장(오염원)을 중심으로 이격거리별 오염현황은 다음 표와 같이 나타낼수 있다.

Sample ID	0	200	400	600	800	1,000	1,200	1,400	1,600	1,800	Mean
	~200	~400	~600	~800	~1,000	~1,200	~1,400	~1,600	~1,800	~2,000	
	Distance(m)										
pH	6.1	4.8	5.2	5.0	5.3	5.7	5.9	5.4	5.2	4.9	5.4
As	375.9	31.1	32.5	45.9	19.4	22.8	21.4	23.5	15.3	5.6	59.34
Cd	9.2	1.5	1.6	1.8	0.8	1.0	1.2	1.4	1.1	0.4	2.0
Cu	351.9	202.6	146.6	132.3	126.8	77.3	70.9	82.0	100.8	30.8	132.2
Pb	13.8	14.3	15.8	16.1	16.3	14.7	16.5	22.9	17.4	16.4	16.4
Zn	24.0	43.2	43.1	40.5	46.4	32.3	34.7	51.7	49.4	45.2	41.1

0~200m구간에 오염이 집중되어 있는 것을 확인할수 있고, 비소에 의한 오염이 상당하다는 것을 확인 할수 있다.

3) 지하수

지하수오염은 광미나 토양오염 수준에 비해 비교적 낮은 수준을 나타내었다.

연구지역 광산의 지하수와 하천수 내의 중금속 오염함량을 비교하면 지하수는 하천수에 비해 As의 함량이 평균 74.7배 높은 것으로 나타났다. 따라서 광미장을 중심으로 지하수의 오염도 밀집되어 있는 것을 확인하였다. 그 외의 Cd, Cu, Pb, Zn, Fe, Al, Mn의 함량은 검출되지 않거나 미미하게 나타난다.

건기와 우기에 따라 지하수의 양과 수위가 변하기 때문에 지하수오염에 대하여 각 시기별로 중금속의 함량을 비교한 결과 동일한 지점에서 채취한 지하수 시료들은 일부개소를 제외하고는 우기시에 중금속 분포함량이 상당히 증가된 것을 확인할 수 있다.(그림 4) 이는 우기시 강수에 의한 오염원이 이동되어 오염도가 높게 나타난 것으로 판단된다.

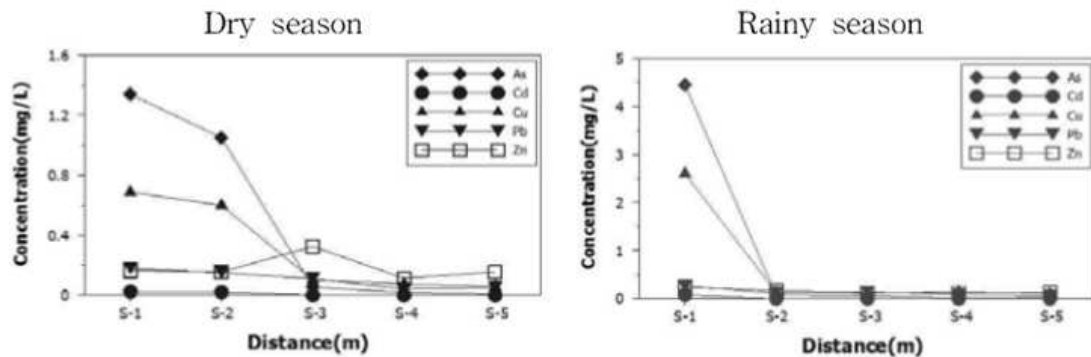
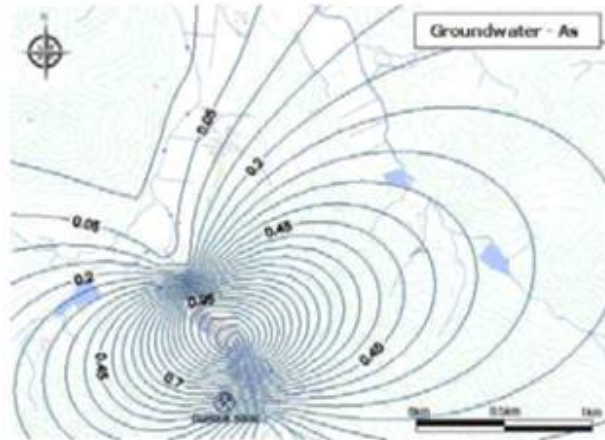


그림 4



지하수의 비소오염농도 분포

4) 하천 퇴적토

-하천퇴적토의 As 함량 21.6 ~ 659.3 mg/kg으로 평균 143.7mg/kg의 수치를 나타내었다. 하지만 시료채취지역에 따라 그 차이가 크기에 평균은 큰 의미가 없었으며 광미장 인근에서의 하천퇴적토의 수치가 매우 크게 나타났으며 멀리 떨어진 곳에서는 안전기준치 이하의 값을 나타냈다.(그림 5)

Cd함량 역시 96 ~893.8 mg/kg의 분포를 보였으며 평균 253.3mg/kg가졌고, Cu함량은 96.0 ~893.8 mg/kg (평균 253.3mg/kg)를 나타내었다. 비소와 마찬가지로 광미장 인근에서의 농도가 높았다.

-대책기준치와 비교해보면 비소만 초과하는 것을 알 수 있었으며 광미장 인근에서의 오염 농도가 높지만 아래 하천지역에서는 낮기에 광미장에서 오염원 정화가 중요한 것을 알 수 있다.

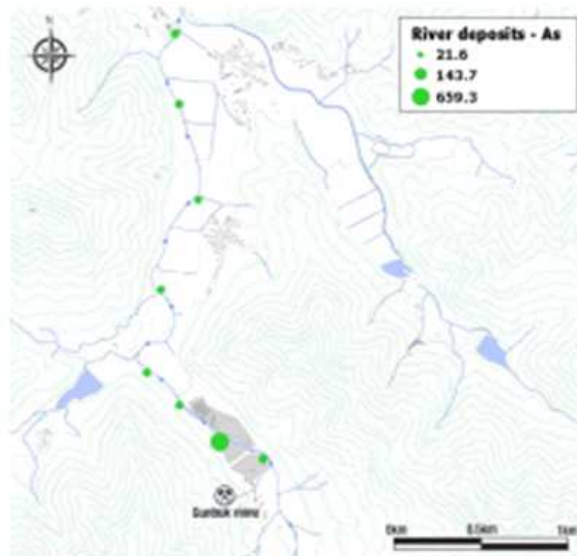


그림 5

Table 7. Results of heavy metals concentration and pollution grade for river deposits

Sample ID	pH	As	Cd	Cu	Pb	Zn	Remark
		mg/kg					
B1	5.0	7.5	0.6	30.8	15.7	30.8	Background Soil
SS1	6.4	113.2	1.1	174.0	10.1	30.0	river deposits
SS2	6.5	659.3	7.4	893.8	22.8	98.3	
SS3	6.6	67.5	0.6	155.7	10.3	34.7	
SS4	6.1	65.9	0.5	205.9	13.9	35.6	
SS5	6.9	57.1	0.5	187.7	19.0	58.2	
SS6	6.9	21.6	0.2	96.0	23.0	260.0	
SS7	6.9	74.1	0.8	145.8	17.1	107.8	
SS8	7.0	91.2	1.0	167.3	27.4	85.8	
Mean	6.7	143.7	1.5	253.3	18.0	88.8	
Max	7.0	659.3	7.4	893.8	27.4	260.0	
Min	6.1	21.6	0.2	96.0	10.1	30.0	

하천퇴적토에서의 중금속 오염현황

5. 위해성 평가

(1) 위해성 평가(Risk Assessment)

유해성(hazard)이란 장해를 야기할 수 있는 물질이나 행동으로 위해의 근원이라고 정의할 수 있으며 위해성(risk)란 유해물질의 특정농도나 용량에 노출된 개인 혹은 집단에게 유해한 결과가 발생할 확률(probability) 또는 가능성(likelihood)으로 정의된다. OECD에서는 위해성을 「위해성(Risk) = 유해성(Hazard)×노출량(Exposure)」라고 표현하고 있다. 따라서 위해성평가는 어떤 독성 물질이나 위험상황에 노출되어 나타날 수 있는 개인 혹은 집단의 건강 피해 확률을 추정하는 과학적인 과정이라고 정의할 수 있다. 다시 말하면 위해성 평가란 사람이 환경적 위험에 노출되었을 경우, 발생 가능한 영향을 정성 또는 정량적으로 추정하는 과정이다.

실제 오염지역에서의 토양의 성질, 오염물질의 종류, 오염기간 등에 따라서 토양에 존재하는 오염물질의 생물학적 생독성이 다르기 때문에 일률적인 수준으로의 토양정화가 아닌 실질적인 위해성의 평가를 통해 복원여부를 결정해서 정확하다면 합리적이고 경제적인 정화를 할 수 있을 것이라 기대된다.

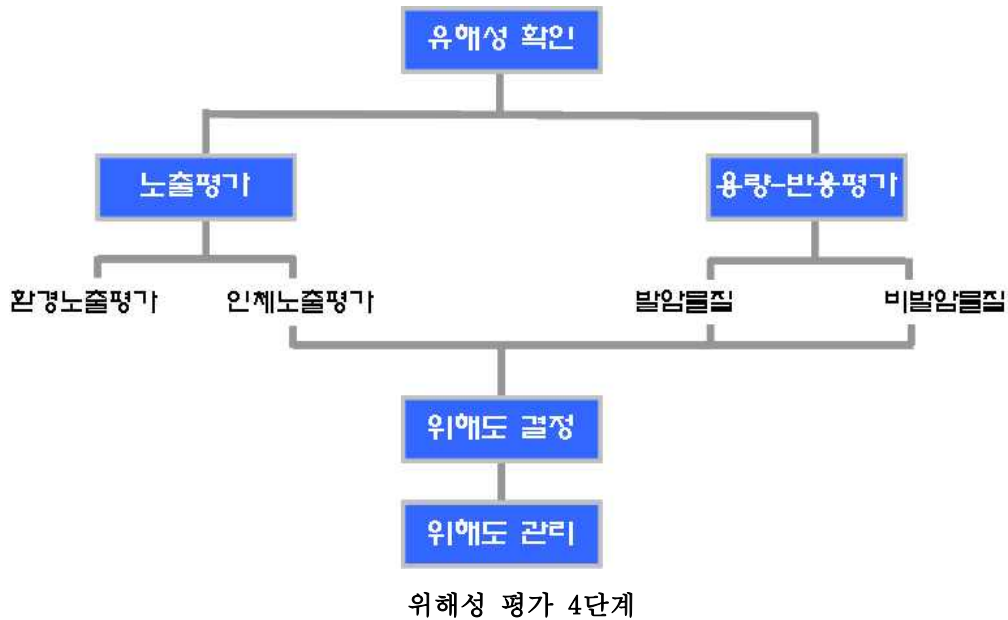
이런 위해성 평가의 수행근거는 아직 명확하게 법으로 정해지지 않았지만 참고적으로 이용할 수 있는 법률은 다음과 같다.

토양환경보전법 제15조의5 (위해성 평가)

시·도지사 또는 시장·군수·구청장이 제15조제3항 각호외의 부분 단서의 규정에 의하여 토양정화를 하고자 하거나 시장·군수·구청장이 제19조3항의 규정에 의하여 오염토양개선사업을 하고자 하는 경우에는 오염물질의 종류 및 오염, 주변환경, 장애의 토지이용계획 그 밖에 필요한 사항을 고려하여 당해 토지의 오염물질이 인체와 환경에 미치는 위해의 정도를 평가하여 그 결과를 정화범위 및 정화시기 등에 반영할 수 있다.

위해성평가 방법 중에서 가장 보편적으로 받아들여지고 있는 것은 NRC(미 국립 연구회의)에 의해 고안된 유해성 확인(hazard identification), 노출평가(exposure assessment), 용량-반응 평가(dose-response assessment) 및 위해도 결정(risk characterization)의 주요 4 단계이다. 위해성평가를 하기 위한 첫 단계인 유해성 확인 과정은 사람이 어떤 화학물질에 노출되었을 경우, 과연 유해한 영향을 유발시키는가를 결정하는 단계로서, 그 물질에 대한 모든 동물 실험자료 및 사람에게 대한 자료(역학 연구)를 토대로 유해성의 여부 정도를 확인하는 과정이다. 유해성 확인과정에서 화학물질의 건강 영향이 지적되었다면 그 다음에는 용량과 반응관계에 대한 평가가 이루어져야 한다. 즉, 용량반응평가라 함은 인체가 유해물질의 특정용량에 노출되었을 경우, 유해한 영향이 발생할 확률이 어느 정도인가를 추정하는 과정이라고 정의할 수 있다. 또한, 사람이 다양한 환경매체(공기, 음용수, 식품, 토양 등)를 통해 유해성이 확인된 유해물질에 과연 얼마나 노출되는가를 결정하는 노출평가과정을 거쳐 용량-반응 평가에서 도출된 정보를 통합하여

특정오염물질의 특정농도에 노출되었을 경우, 개인이나 인구집단에서 유해영향(예:암)이 발생할 확률을 결정(위해도 결정)한다. 4가지 과정 중 유해성 확인은 정성적 위해성 평가(qualitative risk assessment)에 속하고 용량-반응 평가, 노출평가, 위해도 결정은 정량적 위해성 평가(quantitative risk assessment)에 속한다.



(2) 위해성 평가 및 목표 위해성 산정(토양)

미국 EPA에서 화학물질의 인체독성정도, 인체 노출량 등을 고려하여 위험한 화학물질의 순위를 설정한 결과 2003년에 이어 2005년에도 관리 대상 화학물질 1위로 비소가 선정되었다. 또한 오염물질에는 발암물질과 비발암물질 크게 2가지가 있는데 비소는 International Agency for Research on Cancer(IARC)에서 인체역학조사를 통해 얻는 피부암, 폐암에 대한 1급 발암물질임을 확인할 수 있었다. 이것을 가지고 군북광산의 중금속 오염 중에서 비소가 기준치 초과량으로써 뿐만 아니라 위험성에 있어서도 비소가 가장 큰 문제임을 확인할 수 있었다.

표 2. 2005년도 위해물질의 위험순위. 환경 노출빈도, 독성, 인체 노출 가능성을 기준으로 순위 결정.

2005 Rank	Name	Points	2003 Rank
1	Arsenic	1668.56	1
2	Lead	1534.54	2
3	Mercury	1507.31	3
4	Vinyl Chloride	1389.02	4
5	Polychlorinated Biphenyls	1371.60	5
6	Benzene	1353.53	6
⋮	⋮	⋮	⋮
72	TCDD (Dioxin)	938.30	64

따라서 비소에 대한 위해성을 평가하기 위해서 미국 환경보호청(EPA)과 국제암연구소(IARC)에서 제시하고 있는 유해물질 분류 등급과 일일섭취허용량을 기준으로 오염물질에 대한 발암가능성과 위험성을 토질과 지하수에 대해 각각 계산하였다.

미국 환경보호청에서 제안한 평생 노출로 인한 유해영향이 나타나지 않는 비소의 체중 당 참고 섭취량 (RfD)는 0.0003mg/kg/day이며 현장의 오염농도와 1.5로 고려한 비소의 slope factor를 토대로 70kg의 성인이 70년의 수명을 가졌을 때 30년간의 노출을 고려한 연간 단위체중당 노출량 (CDI)는 0.00055mg/kg/day가 나왔다. 이를 토대로 HQ(위해지수)를 구했을 때 1.83이 나와 위험하다는 것을 알 수 있었고 Cancer Risk도 8.3×10^{-4} 로 나와 허용가능한 기준치인 $10^{-4} \sim 10^{-6}$ 범위를 초과하는 것을 알 수 있었다.

현장상황

- 오염물질 : 비소(발암성)
- 수용체 : 성인
- 노출경로 : 토양의 섭취

입력변수

- 비소오염농도 = 1876.4mg/kg
- 토양 섭취율 = 50×10^{-6} kg/day
- 평균기간 = 70년
- 노출기간 = 30년
- 노출빈도 = 350 일/년
- 체중 = 70kg
- reference dose = 0.0003mg/kg/day
- slope factor = 1.5 kg-day/mg

$$CDI = \frac{(1876.4 \text{ mg/kg}) \cdot (350 \text{ 일/년}) \cdot (30 \text{ 년}) \cdot (50 \cdot 10^{-6} \text{ kg/일})}{(70 \text{ kg}) \cdot (70 \text{ 년}) \cdot (365 \text{ 일/년})} = 0.00055 \text{ mg/kg/day}$$

$$HQ = \frac{\text{Intake}}{\text{RfD}} = \frac{0.00055}{0.0003} = 1.83$$

$$\text{Cancer risk} = \frac{(1876.4 \text{ mg/kg}) \cdot (350 \text{ 일/년}) \cdot (30 \text{ 년}) \cdot (50 \cdot 10^{-6} \text{ kg/일}) \cdot (1.5 \text{ kg-day/mg})}{(70 \text{ kg}) \cdot (70 \text{ 년}) \cdot (365 \text{ 일/년})} = 8.3 \times 10^{-4}$$

이 결과 값을 토대로 미국 EPA에서 제시한 위해성에 근거한 초과발암위해도를 참조로 $10^{-4} \sim 10^{-6}$ 의 가운데 값인 10^{-5} 를 기준으로 토양의 목표 정확수준을 다음과 같이 23mg/kg로 설정하였다

$$\text{목표정확수준} = \frac{(10^{-5}) \cdot (70 \text{ kg}) \cdot (70 \text{ 년}) \cdot (365 \text{ 일/년})}{(350 \text{ 일/년}) \cdot (30 \text{ 년}) \cdot (50 \cdot 10^{-6} \text{ kg/일}) \cdot (1.5 \text{ kg-day/mg})} = 23 \text{ mg/kg}$$

(3) 위해성 평가 및 목표 위해성 산정(지하수)

지하수에 대해서도 토질에서와 같은 방법을 사용하였으며 기준치 역시 미국 환경보호청과 국제암연구소에서 제시하고 있는 수치를 사용하였다.

현장상황

- 오염물질 : 비소(발암성)
- 수용체 : 성인
- 노출경로 : 물의 섭취

입력변수

- 비소오염농도 = 4.45mg/L
- 일일 물 섭취량 = 2L/일
- 평균기간 = 70년
- 노출기간 = 30년
- 노출빈도 = 350 일/년
- 체중 = 70kg
- reference dose = 0.0003mg/kg/day
- slope factor = 1.5 kg-day/mg

$$CDI = \frac{(4.45 \text{ mg/L}) * (350 \text{ 일/년}) * (30 \text{ 년}) * (2\text{L/일})}{(70 \text{ kg}) * (70 \text{ 년}) * (365 \text{ 일/년})} = 0.052 \text{ mg/kg/day}$$

$$HQ = \frac{\text{Intake}}{\text{RfD}} = \frac{0.052}{0.0003} = 173.3$$

$$\text{Cancer risk} = \frac{(4.45 \text{ mg/L}) * (350 \text{ 일/년}) * (30 \text{ 년}) * (2\text{L/일}) * (1.5 \text{ kg-day/mg})}{(70 \text{ kg}) * (70 \text{ 년}) * (365 \text{ 일/년})} = 7.8 \times 10^{-2}$$

$$\text{목표정화수준} = \frac{(10^{-4}) * (70 \text{ kg}) * (70 \text{ 년}) * (365 \text{ 일/년})}{(350 \text{ 일/년}) * (30 \text{ 년}) * (2\text{L/day}) * (1.5 \text{ kg-day/mg})} = 0.0057 \text{ mg/L}$$

지하수의 경우 토양에서보다 Cancer Risk가 더 높게 나와서 정화가 시급한 것을 확인하였다. 기존의 오염농도가 심했기 때문에 최소한의 안전치까지 빠른 시일내에 정화를 위해서 초과발암위해도를 10^{-4} 로 정해서 계산하였으며 이에 지하수의 목표 정화 수준은 0.0057mg/L가 나왔다. 이 수치도 기존의 오염농도에 99%이상을 정화해야하는 수치이며 이를 위해서 지하수 오염의 원인인 밀집된 오염원인 광미장의 토양정화를 실행하면서 지하수의 정화를 동시에 진행해야 해야 할 것이다. 또한 이는 최소한의 안전치를 기준으로한 정화설계이기에 정화가 끝난 후 추후 재 정화를 위한 검토가 다시 이루어져야 할 것으로 생각된다.

6. 정화 설계

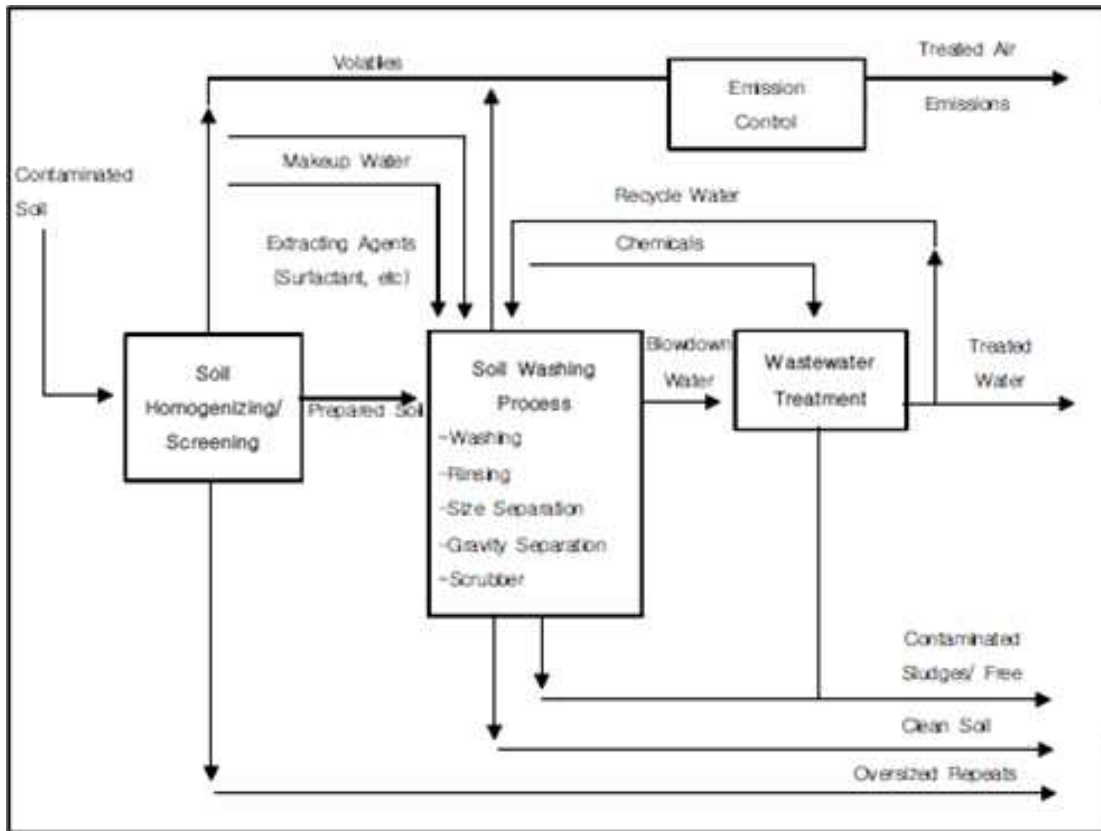
(1) 토양 정화

1) 정화 공법 선정

토양정화에서 주로 사용하고 있는 공법은 토양세정법, 토양세척법, 고형화/안정화 공법, 식물재배정화법, 열탈착법이다. 이 공법들의 장단점을 각 요소별로 정리하면 다음과 같다.

정화공법	오염물질 처리능력	토양 특성 효율성	정화비용	정화기간	친환경성
토양세정법 (Soil Flushing)	◎	○	△	◎	△
토양세척법 (Soil Washing)	◎	○	○	◎	○
고형화/안정화 (Solidification/Stabilization)	◎	○	○	◎	○
식물재배 정화법 (Phytoremediation)	○	◎	◎	△	◎
열탈착법 (Thermal Desorption)	○	◎	△	◎	△

현재 오염지역의 비소농도가 상당히 높았기 때문에 정화기간과 오염물질 처리능력이 매우 중요한 고려요인이고 따라서 오염물질처리능력이 낮은 식물재배 정화법과 열탈착법은 제외되었다. 그리고 고형화/안정화 기법은 장기적인 측면에서 안정성에 대한 문제가 지속적으로 제기되고 있고, 각종 중금속찌꺼기와 광석 제련시 사용한 약품이 있는 광미장의 특성상 미지의 변수에 의해 비소의 고형화/안정화가 풀릴 가능성이 충분하다고 생각하여 이 정화 공법도 제외하였다. 토양세정법(Soil Flushing)은 물 또는 오염물질 용해도를 증가시키기 위해 첨가제가 함유된 물을 토양 공극 내에 주입하여 오염물질을 추출하는 기법으로 지중처리방법이다. 지상에서 세척제를 땅에 뿌려 침출수와 함께 오염물질이 지하수를 통해 흘러나가는 기법으로 현재 이 지하수를 주민들이 농업용수와 식수로 사용하고 있기 때문에 이 공법도 제외하였다. 따라서 최종적으로 기준을 만족하는 정화 방법은 첨가제가 포함된 오염물질세척제를 가지고 굴착한 토양을 씻어 정화한 뒤 정화한 토양을 다시 원위치에 매립하는 토양세척법(Soil Washing)을 선택하였다. 이 토양세척법은 유기화합물의 경우 비싼 세정제를 필요로 하며 중금속의 경우는 싼 세정제를 사용할 수 있기에 현 오염상황에서 경제성도 충족시켰다.



토양세척법의 기본 공정

2) 정화 설계 및 예상 결과

오염지역의 토성은 실트질 점토로서 거의 대부분이 1~3mm의 입경안에 들어가며, 이 입경에서 비소에 대해 일반적인 정화율은 92.3%라고 한다.(하동윤, 2002) (세척후 잔여비소량 7.7%) 토양세척법을 실시할 광미장에서의 평균 비소오염농도는 620.9mg/kg (0~200m 이내)이므로 세척후 잔여농도는 47.81mg/kg로 대책기준치(75mg/kg)를 만족하는 것을 확인하였다.

전체 정화지역은 3곳의 광미장지역으로 해당 광미장 영역을 오염심도 5m까지 굴착한 토량은 121915m³이다.

단순한 세척비와 공사비가 아닌 지역조사비, 토공관련 비용, 환경 정화비용 등을 전부 계산할 수 없어서 비슷한 조건(폐광산, 비소오염지역, 실트질 점토)을 갖춘 폐광산의 정화 전체비용결과를 가지고 전체 정화비용을 유추했다.

36000m³당 1년의 정화비용이 23억2천만원이 소요된 결과를 가지고 비례로써 121915m³의 1년 정화비용은 $23.2 * (121915/36000) = 78.6$ 억원을 산출하였다.

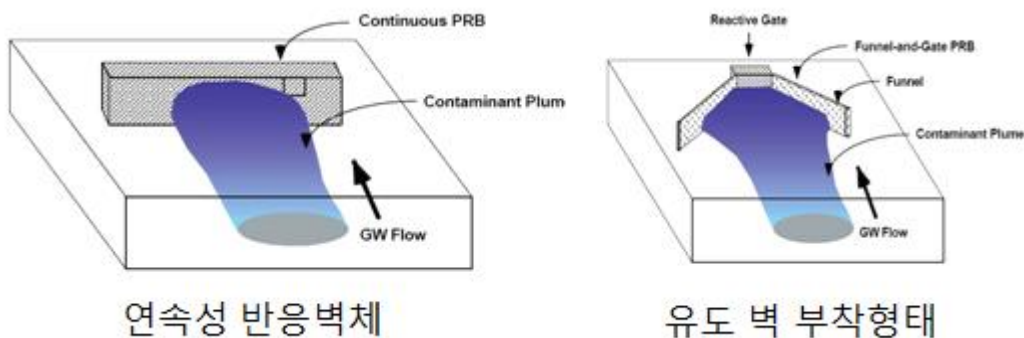
Won (단위 : 천원)	
자본비용	
조사준비	16,305
처리장조성공사	31,354
정화설비 (정화및수처리설비)	1,096,392
정화장비운반	29,400
정화장비설치	90,269
소계	1,263,721
년간 가동비	
토공(굴토및퇴매움)	265,932
약품	1,094,760
인건비	150,577
중장비사용(굴삭기)	290,250
관리및보수	420,000
전력	22,397
용수	381
폐기물	71,208
소계	2,315,505

비슷한 조건의 광산의 총 정화비용(김정대. 2002)

(2) 지하수 정화

1) 투수성 반응벽체

투수성 반응벽체는 시공방법 및 형태에 따라 크게 연속형 반응벽체(continuous trench system)와 유도벽 부착 형태(funnel-and-gate system)로 나뉜다.



연속성 반응벽체

유도 벽 부착형태

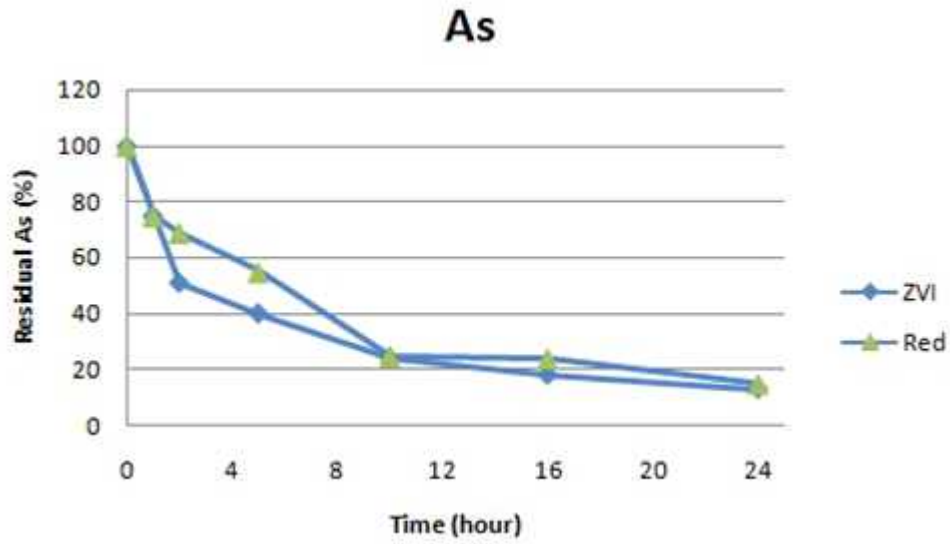
연속성 반응 벽체 : 지하수 유동방향에 대해 수직으로 굴착한 뒤 반응물질을 부설하는 형태로 지하수 오염대의 흐름을 충분한 크기의 단면을 가진 반응물질과 접촉하도록 하는 방법

유도벽 부착 형태 : 널말뚝(sheet pile), 지하연속벽(slurry wall) 등 불투수성 또는 저투수성 재료를 사용하여 설치된 유도벽부를 이용하여 지하수 오염대의 흐름을 반응벽체로 유도하여 처리하는 방법으로 유도벽은 주로 널말뚝(sheet pile), 지하연속벽(slurry wall) 등 불투수성 또는 저투수성 재료를 사용하여 설치한다.

일반적으로 지하수의 흐름에 가장 적은 충격을 주는 연속형 반응벽체가 널리 사용되고 있지만 연속형 반응벽체를 설치하기에 오염원이 너무 넓거나 깊은 경우에는 유도벽 부착 형태를 사용한다. 군북광산에서의 지하수 오염은 한 두개의 지하수통로로 오염물질이 흐르는 것이 아니라 광미장을 중심으로 사방으로 퍼져나가는 형태를 띄기 때문에 유도벽 부착 형태를 선택하였다. 지하수가 반응벽체와 충분히 반응하고 지하수가 돌아 흐르지 않게 하기 위하여 지하수위보다 2ft높은 지점부터 대수층보다 1ft낮은 지점까지 (1.2~3.5m) 반응벽체를 설치한다.

2) 정화 설계

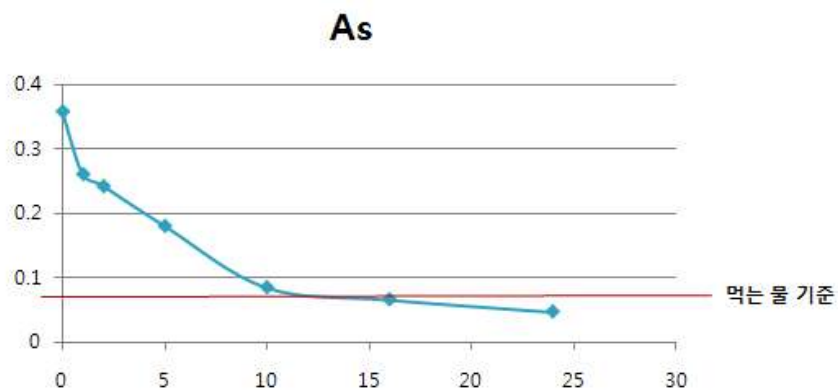
지하수에 존재하는 비소의 제어는 지하수의 수질에 따라 처리기술이 다르게 적용된다. 이 중에서 투수성반응벽체를 사용한 흡착기술이 가장 일반적이고 경제적인 기술로 현장에서 많이 쓰이고 있다. 흡착제어에는 산화수에 관계없이 철 수산화물에 잘 흡착되는 비소의 특성을 활용하여 영가철, 적철석, 자철석등을 사용한다. 이 중에서 영가철은 산화에 의해 생성된 철 수산화물에 비소를 흡착시켜 제거하는 것을 특징으로 하는데 효율성 면에서 다른 철산화물보다 우수하고 다른 영가금속과 비교해도 높은 효율성을 보이며 독성을 보이지 않는 장점이 있어 현장에서 선호되고 있다. 하지만 비용이 싼 편이 아니라 대규모로 반응벽체를 시공하고 주기적으로 교체를 해주어야하는 군북광산 정화 현장에 적용하기가 부담스럽고, pH가 낮을수록 높은 비소제거효율을 지니기 때문에 약염기성을 띄는 광미장에 적용하는 것이 적합하다고 할수 없다. 따라서 비용을 절감하고 약염기성토양에서 원활한 정화를 하기 위해서 환원슬러그를 사용한다. 아직 현장에서 많이 활용되지 않아 그 효과가 보증되지는 않았지만 몇몇 실험에서 영가철에 비해 정화효율이 뒤떨어지지 않았으며 약염기성에서 가장 그 정화능력이 잘 발휘되었다. 환원슬러그의 가장 큰 장점은 가격으로 1톤당 375달러정도의 영가철에 비해 환원슬러그는 현대제철소에서 1톤당 4000~5000원으로 판매중인 것을 확인하였다. 따라서 영가철의 1/90의 가격을 지닌 환원슬러그를 사용하고 영가철의 설계두께보다 좀 더 두껍게 설계하고 자주 교환해주는 것으로써 영가철의 비소정화능력을 경제적으로 재현할 수 있다.



ZVI:영가철 Red:환원슬러그

3) 예상 결과

영가철을 이용한 비소정화결과자료와 영가철과 환원슬러그의 효율을 비교한 실험을 토대로 현장의 pH조건에서 환원슬러그는 24시간동안 약 87%의 비소정화효율을 보여주는 것을 확인하였다. 이로써 지하수의 평균 비소오염농도 0.36mg/L를 24시간후 0.047mg/L로 정화할 수 있어 먹는 물의 대책기준치인 0.05mg/L이하를 달성할 수 있다. 이는 24시간 동안 정화의 결과이므로 당장 급한 최소 안전치를 확보한 것이며 24시간 정화 후 반응벽체의 환원슬러그 교환과 추가 48시간의 반응성벽체 흡착 정화를 한다면 단순한 24시간동안의 87%의 정화효율을 따라 비례계산하면 위해성기준치인 0.005mg/L이하로 낮추는 것이 가능하다. (추가 48시간이 지나면 0.0008mg/L 로 낮출수 있다. $0.047 \cdot (13\%)^2 = 0.0008$)



7. 최종 공정표 및 정화설계 고찰

(1) 공정표



(2) 정화설계 고찰

군북광산은 현재 휴양지 및 식당으로 사용되고 있고 마을 주민들이 지하수를 식수로 사용하고 있기 때문에 빠른시일 내에 정화가 필요하다. 따라서 최소한의 안전기준치인 대책 기준치 (토양 75mg/kg, 지하수 0.05mg/L)를 가지고 정화를 하였다. 하지만 앞에서 계산한 위해성평가를 살펴보면 안전한 기준은 토양 23mg/kg, 지하수 0.0057mg/L으로 최소한의 안전기준치보다 낮을 뿐만 아니라 정화설계를 통해 정화한 결과수치인 토양 47.81mg/kg, 지하수 0.047mg/L보다 낮다. 따라서 안전한 정화를 위해서는 제시한 설계 이외에도 추가적인 정화가 필요하다. 토양의 경우는 phytoremediation과 같은 중장기적 정화법이나 잔여비소에 대한 고형화/안정화공법으로 토양세척법을 거친 토양에 대해 재처리를 하여 위해성기준을 만족시킬수 있을 것이다. 지하수의 경우는 반응성벽체의 정화기간을 토양정화고려 없이 24시간을 기준으로 설계했기 때문에 오염원인 광미장의 토양을 정화하고 24시간 이후의 환원슬래그 교체를 통해 지속적인 정화를 한다면 지하수 역시 위해성기준을 맞출 수 있을 것이다.

추가적으로 토양의 오염도를 조사하기 위해 채취 샘플의 오염도를 단순한 산술평균으로 계산했는데 불균질성이 심한 토양의 중금속오염이기 때문에 정규분포같은 통계적 수치로 대푯값을 구했다면 좀 더 정확한 오염수치 분석이 가능했을 것이다.

8. 참고 문헌

- 허선희. 식물재배정화법을 이용한 폐광산 토양내 중금속 제거 연구. 건국대학교 대학원. 2008.
- 토양복원 기술 및 사례집. 환경부. 2002.
- 이강호. 폐금속광산 지역 주민의 중금속에 의한 건강위해성 평가. 순천향대학교 대학원. 2013.
- 오창환. 군북광산 주변지역의 토양 및 지하수오염 평가. 2012.
- 고일원. 토양/지하수 환경의 투수성 반응벽체에서 나노크기의 적철석을 이용한 비소제거. 2004.
- 강창영. 군북광산 광물찌꺼기의 공학적 특성 평가. 2013
- 환경백서. 경상남도 환경정책과. 2012.
- 하동윤. 폐광산 광미 및 주변 오염토양에 함유된 비소의 토양세척법에 의한 제거 특성. 2002.
- 김정대. Soil Washing을 이용한 폐광산에서 발생하는 광미 및 주변오염토양 처리. 2002.
- 이성득 외 5명. 유통 환제의 유해 중금속 함량 및 위해도 평가, 서울시 보건환경연구원. 2012
- 이진수 외 1명. 오염된 토양, 지하수 및 쌀의 인체노출에 따른 비소의 위해성 평가, 서울대학교 지구환경시스템공학부. 2005.
- 박정순. 서울시 일부 대중교통수단 내 포름알데히드 농도변화와 위해성평가. 가톨릭대학교 보건대학교. 2006.
- 이수연. 오염지하수 처리를 위한 전기로 환원슬래그의 사용 가능성 검토와 개방형 투수성 반응벽체에 관한 연구. 한양대학교. 2010.
- 환경부. 복합오염토양정화용 다기능성 토양세척시스템의 상용화 연구. 2009.