

〈2013-2. 지하수 및 토양오염. 학기말보고서〉

군북광산 광미장 정화계획

공과대학 지구환경시스템공학부
2005-11612 김재국

2013.12.18.

목 차

제1장. 군북광산 소개	1
I. 광산 현황	1
II. 기후	2
III. 지형 및 지질	3
제2장. 기초 조사	5
I. 시료 채취	5
1. 광미 및 토양시료	5
2. 하천 퇴적토	5
3. 지하수 시료	5
II. 광미의 특성	6
III. 지하수 특성	6
제3장. 오염도 조사	8
I. 시료 측정 결과 - 광미	8
1. 중금속 오염분석 결과	8
2. 매립심도에 따른 중금속 분포 특성	9
3. 광산 이격거리에 따른 중금속 분포특성	10
II. 시료 측정 결과 - 하천 퇴적토	10
III. 시료 측정 결과 - 지하수	11
제4장. 정화 설계	14
I. 토양 정화	14
1. 정화공법 선정	14
2. 정화목표 설정	16
3. 정화 설계	17
4. 예상 결과	19
II. 지하수 정화	19
1. 투수성 반응벽체	19
2. 정화 설계	20
참고문헌	21

제1장. 군북광산 소개

I. 광산 현황

군북광산은 의령지적 제88호의 단위형 광구로서 과거 일본인에 의해 1916년부터 활발히 개발되어 오다가, 해방 후 1967년 광업권이 이전되어 1969년부터 1973년까지 동(Cu) 300여 톤을 개발하였다. 1975년부터 휴광으로 존속되다가 후에 광업권이 소멸되었고, 1995년 9월에 신규 등록되어 개발되다가 1997년 10월 다시 소멸되었다. 주요 광종은 금(Au), 은(Ag), 동으로서 1963년부터 1975년까지 생산량은 26,246M/T이며, 평균품위는 Au 19.4g/t, Ag 75.2g/t, Cu 7.9%으로 확인되었다(한국 광물자원공사, 1995). 현재 광산 주변에 분포하는 광해는 선광장 2개소, 폐석장 11개소, 광미장 4개소, 갱내수 3개소가 분포하고 있으며 이들 광해요소의 방치로 인한 오염원이 유발되고 있는 것으로 판단된다.

광산지역 광산폐기물 등에 포함된 다양한 형태의 중금속 오염원들은 분진, 우수에 의한 침식, 토양 내 이동과정 등을 통해 토양, 지표수, 지하수 내의 중금속 농도를 증가시킬 뿐만 아니라 이온의 형태에 따라 토양이나 수질을 산성화시킨다. 특히 광산 인근지역의 적치된 광미는 강우에 의한 심한 침식으로 인해 농경지나 수계로 직접 유입되어 광산 주변지역 오염의 주요인으로 작용하고 있다.

군북광산은 1998년 환경부 폐금속광산 오염실태 정밀조사 결과, 토양 및 수질에서 오염원이 확인되어 1999년 광산 주변지역에 광미 폐석유실방지용 매립복토 옹벽설치 등 광해방지사업을 실시하였다. 그 후 광해방지사업이 완료된 사업장 주변에 대하여 2009년 환경오염영향조사를 수행하였으며, 그 결과 광산 주변지역으로 토양 및 수질오염이 확인되었다. 이처럼 토양 및 지하수오염은 오염원에 대한 복원사업 후에도 지속적으로 오염원이 유출되거나 이동하는 특성을 보이므로 오염원 특성 파악을 위한 토양 및 지하수오염 평가가 필요한 실정이다.

[표 1] 군북광산 현황

광산명	군북 광산
소재지	경남 함안군 군북면 사촌리, 오곡리
광종	금, 은, 동
등록번호	제 1874·11693·13990·36044·41140·68397호 (의령 88호)
광산이력	1915년 7월 등록 → 1975년 휴광 → 광업권 소멸 → 1995년 9월 신규등록 → 1997년 10월 소멸
광해현황	선광장 2개소, 폐석장 11개소, 광미장 4개소, 갱내수 3개소
비고	1998년 환경부 폐금속광산 오염실태조사 오염원 확인, 1999년 광해 방지사업 실시 2009년 환경오염영향 조사를 수행하여 토양 및 수질오염 확인
주요 생산량	1975년까지 생산량 26,246M/T, 평균 품위 Au 19.4g/t, Ag 75.2g/t, Cu 7.9%

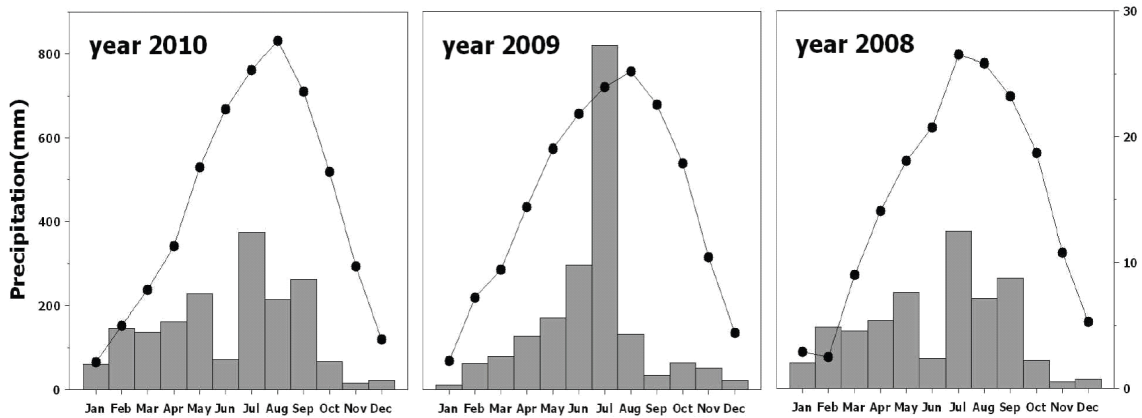


[그림 1] 군북광산 인근 항공사진

II. 기후

겨울의 기온이 비교적 높지만 연교차에 의한 한서의 차이 측면에서는 대륙성 기후의 특성을 보인다. 강수량은 여름철의 우기와 겨울철의 건기가 뚜렷하게 구분되기보다는 겨울을 제외한 시기에 걸쳐서 전반적으로 고루 강수현상이 나타난다고 할 수 있는 해양성 기후의 특성을 나타낸다.

이 지역의 연평균 기온은 14.8℃로서 한반도의 평균기온에 가까운 분포를 나타낸다. 최난월인 8월의 평균기온은 26.3℃이며, 최한월인 1월의 평균기온은 2.5℃, 연교차는 23.8℃에 이른다. 연평균 강수량은 1,551.1mm로서 비교적 많은 편이다. 5~9월의 강수량은 전체 강수량의 72.9%를 차지하며, 12~3월의 겨울철 강수량은 전체 강수량의 19.1%를 나타낸다. [그림 2]는 인근의 창원 기상대 날씨 정보를 참고하여 최근 3년간의 기온과 강수량을 나타내었다. 우리나라의 전형적인 계절적 특성인 여름철에 강우가 집중되며, 기온차가 크고 강수량 또한 월별차이가 크게 나타나는 것을 볼 수 있다. 특히 2009년 7월 강수량이 가장 높았으며 2010년의 강수량을 보면 총강수량이 1,766mm이고, 그 중 여름철인 6~9월에 내린 강수량이 924mm로 전체 강수량의 52%를 차지하였다. 이러한 기온과 강수량은 오염원 이동에 영향을 줄 것이라 생각되며 특히 여름철의 높은 강우량은 광산 주변지역의 오염원 이동에 따른 계절적 영향을 줄 것이라고 예측할 수 있다.

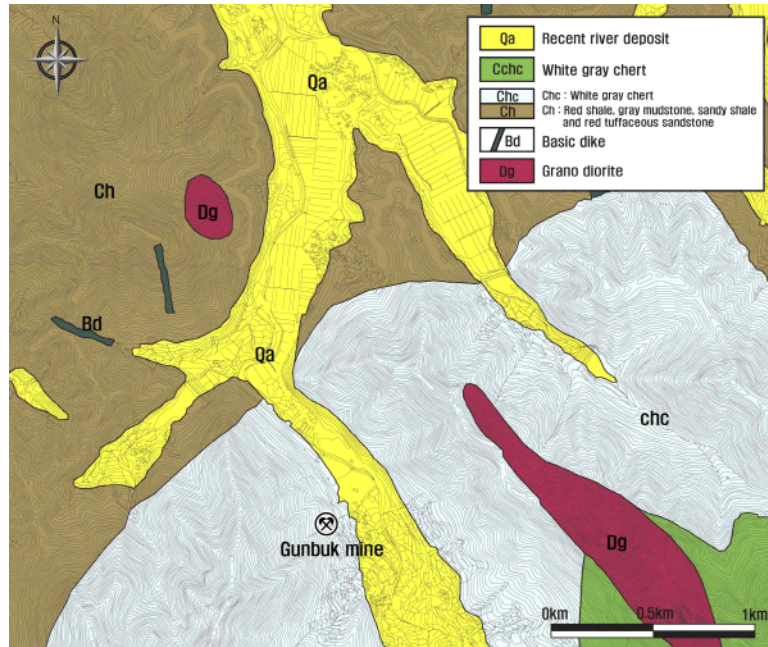


[그림 2] 최근 3년간의 기온과 강수량 (창원기상대)

III. 지형 및 지질

지형은 크게 중앙부에서 남북으로 뻗어 있는 산지와 다시 중앙부에서 동쪽으로 이어져 있는 산지지형과 이러한 산지 주변으로 형성된 소규모의 평야지대로 나눌 수 있다. 광산 주변의 평야지대는 산지 사이로 흐르는 광노천 주변의 좁은 평야지형과 광산 북부의 남강과 낙동강 본류 주변의 평야지대로 구분할 수 있다.

이 지역의 지질은 경상계 진동층과 후기인 백악기말에 이들 퇴적암류를 관입한 화강섬록암 및 암맥류로 구성된다. 진동층(Ch)은 주로 셰일, 사질셰일 및 사암으로 구성되며, 대체적으로 N40-80°E의 주향과 5-15°SE의 경사로 발달되고 있다. 화강섬록암(Gd)은 진동층을 후기에 관입 접촉하며 암주상으로 넓게 분포하고 있는데, 진동층내에도 암맥상으로 발달되기도 한다. 암상은 조립질로서 주로 사장석, 석영, 각섬석, 흑운모 등으로 구성되며, 국부적으로 석영섬록암, 흑운모 화강암 등의 암상을 보이기도 한다. 암맥류는 안산암질암맥과 규장암 및 석영맥의 산성암맥이 수개처에서 관입되고 있는 것이 관찰된다. 광상은 진동층의 변성퇴적암내에서 발달되는 열극을 따라 함유화광물 석영맥이 충전되어 형성된 열극충진형 열수광상으로 거의 수직 발달하며, NS-N30°W방향으로 수개조의 지맥들과 함께 분포하고 있다. 주요 광석광물은 황동석이며, 소량의 황철석, 유비철석, 자류철석, 자철석, 회중석과 미량의 금, 은을 함유한다(한국 광물자원공사, 1995).



[그림 3] 군북광산 주변 지질도

제2장. 기초 조사

I. 시료 채취

1. 광미 및 토양시료

광미시료는 함안군청에서 1999년 군북광산 공해방지사업을 실시한 광미장에서 표토(0~30cm) 시료를 채취하였으며, 토양시료 채취기 또는 삽을 이용하여 광미장을 중심으로 광미 흔적이 있거나 오염이 예상되는 3개 지점에서 채취하였다. 또한 광미장에서 심도변화에 따른 오염도를 파악하고자 심도별 시료(1m, 2m, 3m, 4m, 5m, 6m)를 채취하였다.

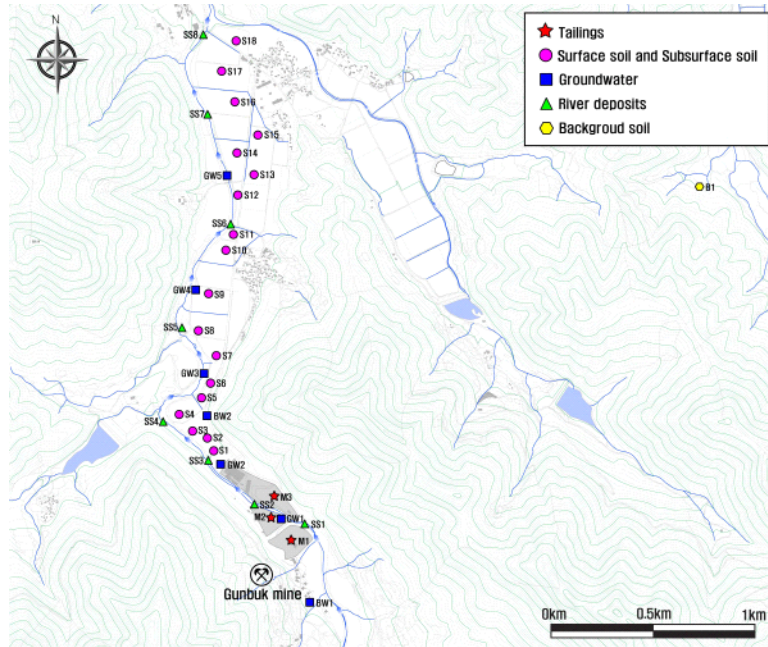
토양시료는 오염 가능성이 높을 것으로 예상되는 광산 주변의 토양과 수계를 따라 농경지를 대상으로 토양시료를 채취하였다. 토양시료는 잡초나 유기물 등 이물질을 제거한 후 토양시료 채취기를 이용하여 표토(0~30cm) 및 심토(30~60cm)로 구분하여 총 18개 지점에서 채취하였다.

2. 하천 퇴적토

하천퇴적토는 수계에서 오염물질의 운반매개체일 뿐만 아니라 잠재오염원으로서 역할을 하기 때문에, 하천퇴적토가 오염될 경우 지표수 및 지하수 수질에 영향을 미칠 수 있다. 하천퇴적토는 오염원 하류방향으로 500m당 1점씩 총 8점의 시료를 2mm(10mesh) 표준체로 채질하여 채취하였다.

3. 지하수 시료

지하수시료는 광산 주변지역의 기존 관측정 2개소와 신설 관측정 5개소에서 시료를 채취하였으며, 시료채취는 스테인레스 재질의 베일러를 사용하여 채취하였다. 중금속 분석용 시료는 0.45 μ m membrane filter를 이용하여 여과하였으며, HNO_3 를 첨가하여 pH 2.0 이하가 되도록 산처리하여 폴리프로필렌 재질의 시료병에 담아 냉장 보관하였다.



[그림 4] 시료 채취 위치

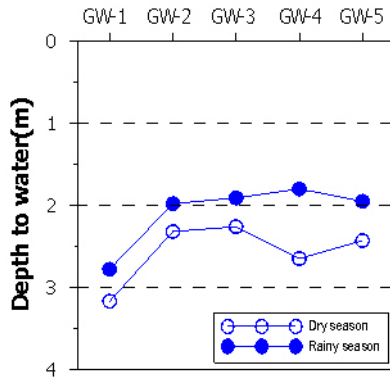
II. 광미의 특성

군북광산 광미의 화학적인 조성으로는 SiO₂가 약 50%를 차지했으며, Al₂O₃는 15.6%, 기타 CaO, K₂O, Na₂O, MgO 등이 일부 함유되어 있으며 점토광물은 확인되지 않았다.

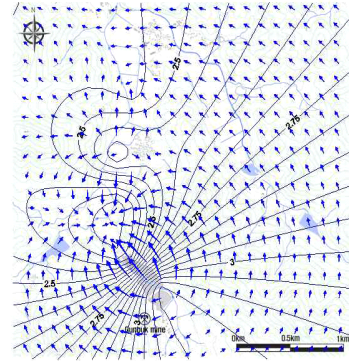
물리적 특성으로 평균비중은 2.69로 일반적인 토양과 비슷한 경향을 나타내고, 함수비는 평균 33.19%이었으며, 실트질 모래(SM)나 점토질 모래(SC)에 속한다. 평균 단위 체적중량은 1.788g/cm³이다. 평균 투수계수는 4.87×10⁻³로 나타났으나 시험위치 및 광미의 성상에 따라 많은 차이를 보인다.

III. 지하수 특성

지하수위는 지표 아래 1.8~3.2m 사이에 나타나며, 강우의 영향을 크게 받아 건기에는 낮고 우기에는 높게 나타나는 경향을 보인다. 또한 지하수위 변동은 0.3~0.9m 정도이며 대체로 일정하게 수위가 변동하였다. 지하수위는 지형표고와 매우 높은 상관성을 보이며, 지하수 유동특징은 광산 남측의 산지에서 지하수 분수계를 이루어 북측으로 이동하는 특징을 보인다.



[그림 5] 지하수위 변동



[그림 6] 지하수 유동 방향

지하수의 수리지질학적 특성을 파악하고자 pH, 온도(T), 용존산소량(DO), 산화환원전위(Eh), 전기전도도(EC)를 측정하였다. 현장측정 결과, pH는 건기 6.7~8.0, 우기 7.2~7.9로서 약산성 내지 중성을 보이고, 온도는 건기 14.6~15.2℃, 우기 14.1~15.7℃로 범위로 시기에 따른 큰 편차를 보이지 않았다. DO는 건기 9.8~12.1mg/L, 우기 9.6~12.0mg/L의 범위를 보이며, Eh는 건기 16.5~53.1mV, 우기 12.2~49.3mV의 범위로 일반적인 자연수와 동일한 범위를 보인다. EC는 건기 71.8~894.0 μ S/cm, 우기 42.7~681.0 μ S/cm로 건기와 우기에 의한 차이는 미약하나 광산 인근 지역에서 높은 값을 보인다. 이는 낮은 pH로 인한 주변 암석과 토양과의 반응으로 인한 용존물질이 부화가 일어난 것으로 판단되며 광산으로부터 거리가 멀어질수록 낮아지는 특성을 보인다.

[표 2] 지하수의 수리지질학적 특성

Sample ID	pH	T	DO	Eh	EC	
		(°C)	(mg/L)	(mV)	(μ S/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

제3장. 오염도 조사

I. 시료 측정 결과 - 광미

1. 중금속 오염분석 결과

광미 내 As의 함량은 675.9~1,353.5mg/kg(평균 921.9mg/kg)범위를 가지며, 배경토 함량 7.5mg/kg에 비해 평균 122.1배의 높은 함량을 보여주고 있다. Cd의 함량은 8.4~15.0mg/kg(평균 10.8mg/kg)범위로서 배경토 함량 0.6mg/kg에 비해 18.4배 높은 것으로 확인되었다. Cu의 경우 244.1~451.9mg/kg(평균 356.7mg/kg)의 범위를 보이며, 배경토 함량 30.8mg/kg에 비해 11.5배 높다. 광미의 Pb 함량은 12.9~14.8mg/kg(평균 13.8mg/kg)으로서 배경토 함량 15.7mg/kg에 비해 0.8배 낮은 함량을 보여주고 있다. Zn은 12.1~24.0mg/kg(평균 19.9mg/kg)의 범위를 보이며 배경토 함량 30.8mg/kg에 비해 0.6배 낮은 값을 나타낸다.

광미 내 중금속 분석 결과, As, Cd, Cu는 배경토에 비해 평균 11.5~122.1배 높은 함량을 보여주고 있으며, 이는 군북광산 내 광석광물로 산출되는 유비철석, 황동석, 섬아연석이 선광과정에서 선별적으로 분리된 결과로 판단된다. As, Cd, Cu가 광미의 주요 오염원으로 확인되었으며, 광미로부터 주변지역 토양 및 지하수의 오염 확산이 우려된다. Pb, Zn은 배경토에 비해 낮은 함량을 보여주고 있어, 광미에 의한 오염 확산 가능성은 낮은 것으로 판단된다.

광미를 통한 중금속 오염분석 결과, 군북광산은 As의 오염이 심각하며, Cd, Cu의 오염은 다소 우려되고, Pb, Zn은 배경토와 비슷한 함량을 보여 이들의 오염은 우려되지 않는 것으로 판단된다.

[표 3] 광미장 중금속 오염분석 결과

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	

2. 매립심도에 따른 중금속 분포 특성

광미장 내 광미의 매립심도에 따른 중금속 분포특성을 파악하여 중금속 거동 변화에 미치는 영향을 파악하고자 심도별 광미시료를 채취하여 분석하였다.

심도별 광미의 중금속 오염 함량은 As, Cd, Cu가 높게 나타났으며 Pb, Zn은 비교적 낮은 값을 보이며, 그 중 As의 오염 함량이 크게 나타났다. 심도별 광미시료 내 As의 평균 함량은 0.0~1.0m는 1,403.7mg/kg, 1.0~2.0m는 1,876.4mg/kg, 2.0~3.0m는 1,408.4mg/kg, 3.0~4.0m는 1,524.5mg/kg, 4.0~5.0m는 534.7mg/kg의 함량 변화를 보인다. As와 마찬가지로 Cd, Cu, Pb, Zn의 중금속 함량도 심도변화에 따른 불균질한 분포상태를 보인다.

중금속 오염분석 결과, 시료별로 다양한 함량과 변화 양상이 나타나 광미가 수평 및 수직적으로 매우 불균질한 상태임을 지시해주고 있다. 이는 광미장의 공간적 투수 특성에 따라 강우 및 지표수가 광미 내로 이동하여 광미장 내부에서 황화광물의 산화작용에 의해 용해된 원소가 이동 및 집적된 결과로 해석된다. 또한 군북광산 주변 광산에서 광석광물을 모아서 선광하였기 때

[표 4] 광미장 매립심도별 중금속 분포

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

문에 각 광산의 성인 및 품위에 따른 결과로 해석될 수 있다.

3. 광산 이격거리에 따른 중금속 분포특성

이격거리에 따른 pH는 4.8~6.1의 범위이며, As는 5.6~620.9mg/kg(평균 83.8mg/kg), Cd은 0.4~9.2mg/kg(평균 2.0mg/kg), Cu은 30.8~351.9mg/kg(평균 132.2mg/kg), Pb은 13.8~22.9mg/kg(평균 16.4mg/kg), Zn은 24.0~51.7mg/kg(평균 41.1mg/kg)으로 나타났다.

광산 이격거리에 따른 오염분석 결과, As, Cd, Cu의 오염이 확인되었으며, 그 중 As의 오염이 심각하게 나타났다. As는 이격거리 1,800m까지 11.2mg/kg이상으로 배경토에 비해 높은 함량을 보이며, Cd, Cu는 광산의 가장 가까운 지역의 토양을 오염시키고 이후에는 이격거리에 관계 없이 낮은 함량으로 나타났다. Cd는 이격거리 200m지점에서 9.2mg/kg으로 확인되었고, Cu는 이격거리 600m지점에서 146.6mg/kg로 평균치 초과되는 값을 나타내었으며, Pb, Zn은 평균치 이하의 중금속 함량을 나타내었다.

중금속 오염 확산은 이격거리에 따른 영향을 받아 오염원에 구분 없이 이격거리에 따라 비례적인 관계를 나타내는 특징을 보인다. 한편 As의 경우에는 광산으로부터 600~800m의 이격거리를 두는 지점의 토양이 40mg/kg 이상의 높은 함량으로 As가 검출되어 다른 중금속 오염특성과는 다른 경향을 나타내었다.

[표 5] 광산 이격거리에 따른 중금속 분포

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	620.9	31.1	32.5	45.9	19.4	22.8	21.4	23.5	15.3	5.6	83.84
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

II. 시료 측정 결과 - 하천 퇴적토

토양오염 결과를 바탕으로 하천을 따라 유출된 주 오염원의 분포특성을 파악하고자 광산으로부터 하천 하류까지 연결되는 구간에서 하천퇴적토 분석을 실시하였다.

하천퇴적토의 As 함량은 21.6~659.3mg/kg(평균 143.7mg/kg)으로 배경토 함량 7.5mg/kg보다 높게 나타났다. Cd의 경우 0.2~7.4mg/kg(평균 1.5mg/kg)의 함량으로 배경토 함량 0.6mg/kg과 비교하면 1개 지점을 제외하고 큰 차이를 보이지 않았다. Cu의 함량은 96.0~893.8mg/kg(평균 253.3mg/kg)으로 배경토 함량 30.8mg/kg보다 높게 나타났다.

하천퇴적토에서 Pb 함량은 10.1~27.4mg/kg(평균 18.0mg/kg)으로 배경토 15.7mg/kg 함량과 비슷하게 나타나고 있으며, Zn의 함량은 30.0~260.0mg/kg(평균 88.8mg/kg)으로 배경토 함량에 비

[표 6] 하천퇴적토 중금속 오염분포

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	

해 다소 오염된 것으로 나타났다.

하천퇴적토의 중금속 오염분석 결과, As, Cu의 함량이 배경도에 비해 전반적으로 높게 나타나고 있어, 광산에 의한 오염원 유출에 영향을 받고 있음을 알 수 있다. Cd, Zn의 경우 일부구간에서 높은 함량을 보여주고 있는데 이는 퇴적환경에 따른 오염원이 잔류되어 분포하는 것으로 판단된다. Pb은 배경도에 비교해서 큰 차이를 보이지 않아 Pb의 오염은 심각하지 않은 것으로 나타났다.

III. 시료 측정 결과 - 지하수

지하수 분석 결과, As, Cd, Cu, Pb, Fe, Al, Mn이 먹는물관리법에 따른 먹는물 수질기준(생활용수)에 따라 기준치를 초과하여 나타난다. As는 0.006~4.45mg/L(평균 0.71mg/L), Cd는 0.02~0.07mg/L(평균 0.04mg/L), Cu는 0.06~2.6mg/L(평균 0.46mg/L), Pb은 0.04~0.26mg/L(평균 0.12mg/L), Fe은 5.5~172.7mg/L(평균 36.9mg/L), Al은 4.2~43.8mg/L(평균 14.8mg/L), Mn은 0.2~1.7mg/L(평균 0.5mg/L)로 나타났다. 오염항목 중에 As, Fe, Al, Mn은 신설 관측정 5개소 모두 먹는물 기준치를 초과하여 나타났으며, Cd, Cu, Pb은 광산 인근지역 관측정에서만 기준치 이상의 오염농도를 나타냈다. 기존 관측정 2개소는 As만 기준치와 동일한 오염농도를 보였으며, 그 외 항목들은 검출되지 않거나 기준치 이하로 나타났다. 또한 하천수에서는 2개소 중 1개소에서만 As가 먹는물 기준치를 초과하여 나타내었다.

지하수오염 분석 결과, As, Cd, Cu, Pb은 광산에서 거리가 멀어질수록 오염농도가 낮아지는 경향을 보이는 것으로 보아 지하수가 광미의 용출에 따른 오염영향을 받고 있는 것으로 판단된다. Fe, Mn은 지하수환경에서 재용출되어 나타나는 것으로 판단된다.

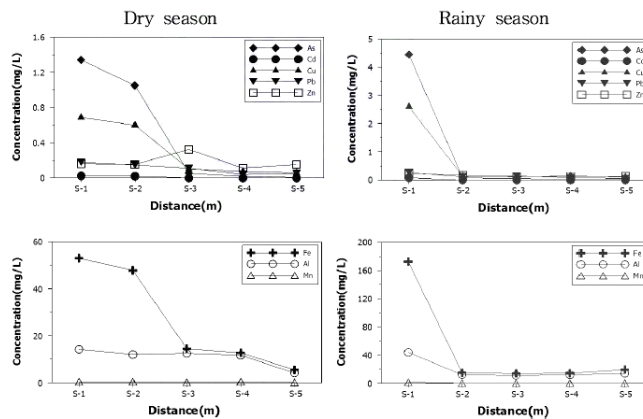
지하수오염은 광미나 토양오염 수준에 비해 비교적 낮은 수준을 나타내었다. 광산의 지하수 및 하천수 내의 중금속 오염함량을 비교하면 지하수는 하천수에 비해 As의 함량이 평균 37.4배 높은 것으로 나타났다. 그 외의 Cd, Cu, Pb, Zn의 함량은 검출되지 않거나 미미하게 나타난다.

이는 현재 하천의 유속이나 유량에 의해 중금속 오염이 검출되지 않은 것으로 판단되며, 지표에서 오염된 오염원이 하천수의 이동에 따라 토양오염이 지하수오염으로 연결되어 분포하는 것으로 판단된다.

[표 7] 지하수 중금속 오염분포

Sample I.D		As	Cd	Cu	Pb	Zn	Remark
		mg/L					
BW1	건기	0.01	ND	ND	ND	0.01	
BW2	건기	0.01	ND	0.05	ND	0.14	
SW1	건기	0.01	ND	ND	ND	0.003	
SW2	건기	0.004	ND	ND	ND	0.005	
GW1	건기	0.67	0.03	0.69	0.18	0.16	
	우기	2.23	0.07	2.6	0.26	0.23	
GW2	건기	0.53	0.02	0.6	0.15	0.16	
	우기	0.03	ND	0.13	0.11	0.17	
GW3	건기	0.03	ND	0.1	0.11	0.32	
	우기	0.03	ND	0.11	0.14	0.11	
GW4	건기	0.01	ND	0.08	0.04	0.11	
	우기	0.01	ND	0.14	0.08	0.12	
GW5	건기	0.003	ND	0.06	0.05	0.15	
	우기	0.01	ND	0.1	0.05	0.13	
Mean		0.36	0.04	0.46	0.12	0.17	
Max		2.23	0.07	2.6	0.26	0.32	
Min		0.003	0.02	0.06	0.04	0.11	

지하수오염에 대하여 건기와 우기와의 중금속 함량 비교한 결과, 동일한 지점에서 채취한 지하수시료들은 일부 개소를 제외하고는 중금속 분포함량이 증가된 것을 확인되었으며, 이는 우기 시 강수에 의한 오염원이 이동되어 오염도가 높게 나타난 것으로 판단된다.



[그림 7] 건기와 우기별 지하수 중금속 오염변화

제4장. 정화 설계

I. 토양 정화

1. 정화공법 선정

(1) 정화공법 선정 기준

가. 적용가능성 (정화대상)

오염물질의 종류, 농도 및 오염범위 등을 고려하였다.

나. 적용가능성 (정화환경)

부지의 입지 및 주변환경 여건 등 지형학적 특성과 토양 및 지하수와 관련한 수리지질학적 특성 등을 고려하였다.

다. 정화비용

오염물질의 정화 소요비용을 고려하였다.

라. 정화기간

오염물질의 정화 소요기간을 고려하였다.

마. 친환경성

대상기술의 적용이 토양환경에 미치는 영향을 고려하였다.

(2) 정화공법 대안

가. 토양세정법 (Soil Flushing)

물 또는 오염물질 용해도를 증대시키기 위해 첨가제가 함유된 물을 토양 공극 내에 주입함으로써 오염물질을 추출하여 처리하는 기술로써, 처리과정에서 계면활성제를 첨가하여 용해도를 증가시킬 수 있으며, 양수된 물은 지상에서 후처리과정을 거친다. 방사능오염물질, 무기물질, 살충제, 휘발성 유기화합물질, 준휘발성 유기화합물질의 처리에 적용되며 중금속 오염토양의 처리에 뛰어난 효과를 보인다. 살충제, 휘발성유기화합물질, 준휘발성 유기화합물질의 처리 시 경제성이 떨어지며 세정용액에 의해 2차 오염이 유발될 수도 있고 투수성이 낮은 토양에서는 처리하기가 어렵다는 단점이 있다.

나. 토양세척법 (Soil Washing)

토양세척법은 적절한 세척제를 사용하여 토양입자에 결합되어 있는 유해한 유기오염물질의 표면장력을 약화시키거나 중금속을 액상으로 변화시켜 토양입자로부터 유해한 유기오염물질 및

중금속을 분리시켜 처리하는 기법이다. 토양세척법에 이용되는 세척제는 오염물질을 토양으로부터 분리·용해시키는 역할을 하는 물질로, 계면의 자유에너지를 낮추고 계면의 성질을 현격히 변화시켜 물에 대해 용해성이 적은 물질을 열역학적으로 안정한 상태로 용해시킬 수 있는 중요한 화학물질이다. 그리고 이렇게 분리된 폐액은 농축, 처분하거나 재래식 폐수처리방법으로 처리하며, 폐액 내의 중금속을 회수할 수도 있다. 이 기술로 광범위한 유기 및 무기오염물질을 제거할 수 있다. 또한, 물에 첨가제를 사용하여 토양에 수착되어 있는 오염물질의 제거 효율을 높이기도 한다.

토양세척의 기본 원리는 다음의 2가지 가정에 근거를 두고 있다. 첫째는 오염물질이 입자가 작은 토양에 많이 분포되어 있어 이것만을 분리하여 부피를 감소시킨 후 처리할 수 있는 것이다. 둘째는 토양입자와 화학적으로 결합되지 않은 오염물질이 물리적인 방법으로 쉽게 토양과 분리할 수 있다는 것이다. 따라서 토양세척의 주된 목적은 완전한 토양재생이 아니고 오염된 토양의 부피를 감소시키는 것이라고 하겠다.

다. 고형화/안정화 (Solidification/Stabilization)

고형화 및 안정화법은 물리화학적 방법을 통해 독성물질과 오염물질의 이동성을 감소시키는 방법으로 중금속 등 무기물질을 고정시키는데 효과가 높다<그림 12>. 시멘트화에 의한 고형화 및 안정화 처리기술은 고형물질을 형성함으로써 오염물질의 이동을 방지하기 위한 기술로 Portland cement, 석회 및 Petrifix 등이 있고, 이중 Portland cement가 널리 사용되고 있다.

안정화란 물질을 불용해성으로 만드는 것이고, 고형화란 액상이나 슬러지와 같은 폐기물에 접합제를 첨가하여 고상의 형태로 만드는 것을 의미한다. 고형화 단계에서는 오염물질을 고형화시키기 위해 약품을 첨가한다. 오염물질이 액상으로 존재할 경우에는 처리가 용이하도록 약품을 주입하여 고형화 시킨다. 안정화 단계에서는 오염물질의 독성을 감소시키기 위해 약품을 첨가한다. 중금속이나 특정 오염물질이 용출되는 오염토양은 독성물질의 이동성을 제한하여 안정화시킨다.

라. 식물재배 정화법 (Phytoremediation)

식물재배 정화법은 식물을 이용하여 오염토양 및 지하수를 포함한 수질을 정화시키는 새로운 자연친화적인 환경복원기술이다. 식물정화는 뿌리가 접촉하는 면에 한정되어 일어나기 때문에 오염원의 깊이가 중요한 고려요소이며, 식물종, 식물의 성장속도, 오염물질의 농도, 주변 생태계 및 환경과의 관계 등도 기본적으로 고려해야할 사항들이다. 그러나 기타 물리화학적 공법에 비해 확실히 경제적인 방법이고, 2차 부산물 발생이 적다는 이점이 있다. 식물정화공법은 아직 개척 분야에 속하지만 식물정화공법 개발에 관한 많은 연구가 진행되어지고 있다.

마. 열탈착법 (Thermal Desorption)

열적 처리과정은 통제된 환경에서 토양을 고온에 노출시켜 소각이나 열분해를 통해 토양 중에 함유되어 있는 유해물질을 분해시키도록 고안된 기술이다. 열적처리하는 가장 높은 정화효율을 가지나 다른 정화기술에 비해 가장 높은 에너지 처리비용이 든다. 이 방법은 토양의 형태나 오염물질의 종류에 관계없이 적용범위가 넓기 때문에 이러한 문제를 가지고 있는 부지의 정화에

효과적으로 이용할 수 있다. 할로젠, 비할로젠 휘발성물질 및 준 휘발성물질, PCBs, 농약, 살충제 등 유기성 오염물질은 모두 처리가능하나 카드뮴이나 수은을 제외한 중금속은 일정온도에서 처리가 되지 않으며 온도를 높이면 유리화가 된다. 따라서 이 공정은 중금속, 콜타르, 나무찌꺼기, cresote, 탄화수소로 오염된 토양, 방사능물질이나 독성물질로 오염된 토양, 합성고무로 오염된 토양, 페인트 찌꺼기 등으로부터 유기물질을 분리하는데 적용할 수 있다.

(3) 정화공법 선정결과

[표 8] 정화공법 선정결과

정화공법	적용가능성 (정화대상)	적용가능성 (정화환경)	정화비용	정화기간	친환경성
토양세정법 (Soil Flushing)	◎	○	△	◎	△
토양세척법 (Soil Washing)	◎	○	○	◎	○
고형화/안정화 (Solidification/Stabilization)	◎	○	○	◎	○
식물재배 정화법 (Phytoremediation)	○	◎	◎	×	◎
열탈착법 (Thermal Desorption)	○	◎	△	◎	△

주) 매우 좋음: ◎, 좋음: ○, 보통: △, 나쁨: ×

전반적으로 토양세척법과 고형화/안정화, 두 공법이 고른 평가를 받았다. 그러나 고형화/안정화의 경우, 제도적으로 정화공법에 속하지 않는다는 점을 고려하였다. 따라서 종합적으로 고려했을 때 토양세척법이 가장 적합하다 할 수 있다.

2. 정화목표 설정

토양오염의 경우 토양환경보전법 시행규칙에 명시되어있는 토양오염우려기준을 사용하였으며, 광미장은 지적법에 따르면 1지역(답·과수원)으로 분류되고 있다. 3장에서 시료 측정결과를 이용하여 비교하면 다음과 같다.

[표 9] 시료 측정결과 - 토양오염우려기준 비교

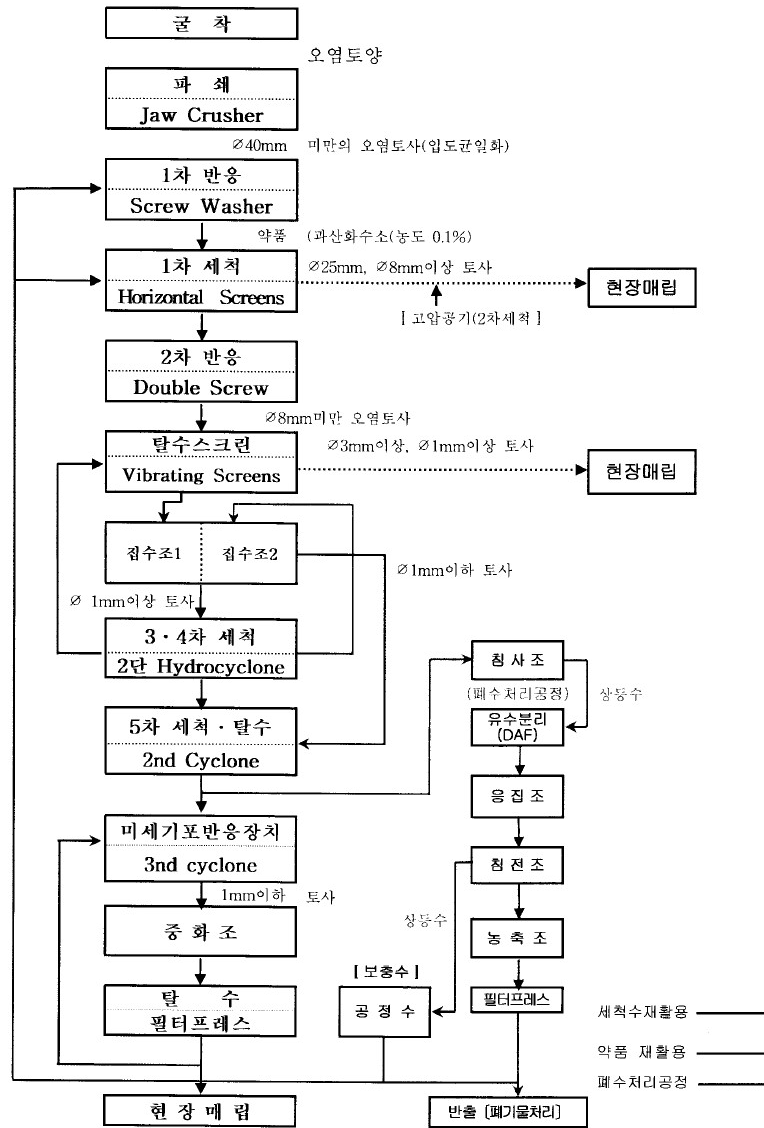
물질	광미 시료	우려기준	(단위: mg/kg)	
			기준초과	최소 효율
카드뮴 (Cd)	10.8	4	170 %	≥ 63.0%
구리 (Cu)	356.7	150	138 %	≥ 57.9%
비소 (As)	921.9	25	3,588 %	≥ 97.3%
납 (Pb)	13.8	200	미달	-
아연 (Zn)	19.9	300	미달	-

정화설계 상 최소한의 효율은 카드뮴의 경우는 63.0% 이상, 구리의 경우 57.9% 이상, 비소의 경우 97.3% 이상이 되어야 할 것이다.

3. 정화 설계

(1) 토양세척시스템의 설계

오염물질 제거효율을 극대화할 수 있는 복합오염토양 정화용 다기능성 연속 토양세척시스템을 이용하였다. 공정도는 다음과 같다.



[그림 8] 오염토양 처리시스템 공정도

(2) 최적 세척공정

현장적용 검증을 위해 각각의 세척공정별 중금속 제거효율을 나타내면 다음과 같다.

구분	Cd(mg/kg)	제거율(%)	Cu(mg/kg)	제거율(%)	As(mg/kg)	제거율(%)
투입오염토양	63.8	-	60.5	-	79.9	-
산세척	23.0	63.9%	23.1	61.8%	9.5	88.2%
세척제(Chemical)	5.2	91.8%	6.8	88.7%	35.3	55.8%
세척제(Chemical)+산처리	14.5	77.3%	15.3	74.7%	1.4	98.3%
과산화수소	1.1	98.2%	3.1	94.9%	25.9	67.6%
과산화수소+산처리	38.7	39.3%	37.5	38.0%	23.8	70.2%
가성소다+과수	19.5	69.4%	19.9	67.1%	48.8	38.9%

당초 목표로 하는 카드뮴 63.0% 이상, 구리 57.9% 이상, 비소 97.3% 이상의 제거효율을 만족시키는 세척공정은 계면활성제+산 세척에 의한 공법으로 나타나고 있다.

(3) 정화기간 및 운전비용 산정

가. 오염토량 추산

군북광산 광미장의 항공사진으로부터 각각 광미장의 면적을 계산해보면, 제1광미장은 7,992m², 제2광미장은 4,262m², 제3광미장은 12,129m²이다.



[그림 9] 광미장 면적 추산

매립심도별 중금속 오염분포에 따르면 제1광미장과 제2광미장은 5m까지 오염되었고 제3광미장은 4m까지 오염되었으므로 오염토량은 각각 39,960m³, 21,310m³, 48,516m³이고 총 오염토량은 109,786m³이다.

나. 정화기간 산정

시간당 오염토사투입량 15m³, 하루 가동시간 8시간 가동하는 것을 기준으로 정화기간을 산정하면 제1광미장은 333일, 제2광미장은 178일, 제3광미장은 405일이 걸린다. 각각의 광미장에 대

해서 정화처리를 별도로 처리할 경우 평균 306일이 걸린다.

다. 정화비용 산정

오염토량 1m³당 처리비용단가는 69,334원이다. 따라서 총 오염토량 109,786m³에 대한 정화비용은 7,611,902,524원으로 계산된다.

4. 예상 결과

[표 11] 토양세척법 공정 후 예상 결과

구분	제거율(%)	Cd(mg/kg)	제거율(%)	Cu(mg/kg)	제거율(%)	As(mg/kg)
투입오염토양	-	10.8	-	356.7	-	921.9
예상 결과	77.3%	2.5	74.7%	90.2	98.3%	15.7
토양오염우려기준		4		150		25

모두 토양오염우려기준에 만족하는 결과를 얻을것으로 예측된다.

II. 지하수 정화

1. 투수성 반응벽체

(1) 투수성 반응벽체의 특성

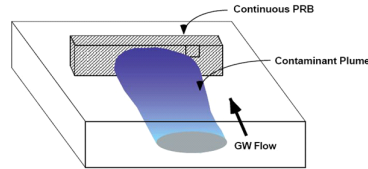
투수성 반응벽체(Permeable Reactive Barriers, PRBs) 기법은 오염된 지하수가 흐르는 길목에 오염물질 제거효율이 뛰어나고 투수성이 좋은 반응물질로 구성된 벽체를 설치하여 지하수 오염대의 수리학적 흐름을 이용, 반응물질과 오염물질의 물리적, 화학적, 생물학적 반응을 유도하여 오염물을 정화하고 정화된 지하수를 흐름 그대로 배출시키는 원위치 처리기술이다. 오염물의 확산을 불투수층의 벽을 이용하여 단순히 주변지역으로의 유입을 막는 기존의 차폐벽 공법과는 달리 투수성 반응벽체는 지하수의 흐름을 유지한 채 그 위치에서 오염물질을 정화할 수 있다. 특히 단시일 내의 오염정화가 용이하지 않고 지속적인 지하수 오염이 예상되는 경우, 지하수 흐름의 변경 없이 정화가 가능하다. 이 기법의 특징은 지하수 오염대의 유속 및 흐름에 변화를 주지 않고 자연 상태로 벽체를 통과할 수 있다는 것이며 지하 대수층 내 지하수 유속과 거의 유사하게 반응벽체를 통과하므로 오염물질의 우회 또는 설치된 반응물질과의 미접촉 등의 문제를 최소화시킬 수 있고 일단 설치되면 추후 운영 및 유지관리비용이 적게 들면서도 오염물질을 효과적으로 정화할 수 있다.

(2) 투수성 반응벽체의 종류

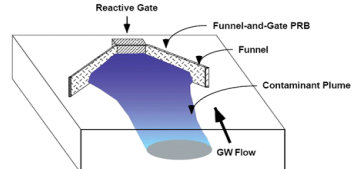
투수성 반응벽체는 시공방법 및 형태에 따라 크게 연속형 반응벽체(continuous trench system)와 유도벽 부착 형태(funnel-and-gate system)로 나뉜다.

연속형 반응벽체는 지하수 유동방향에 대해 수직으로 굴착한 뒤 반응물질을 부설하는 형태로 지하수 오염대의 흐름을 충분한 크기의 단면을 가진 반응물질과 접촉하도록 하는 방법이고 유

도벽 부착 형태는 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. 이 중 지하수의 흐름에 가장 적은 충격을 주는 연속형 반응벽체가 널리 사용되고 있지만 연속형 반응벽체를 설치하기에 오염원이 너무 넓거나 깊은 경우에는 유도벽 부착 형태를 사용한다.



[그림 10] 연속성 반응벽체



[그림 11] 유도벽 부착형태

2. 정화 설계

(1) 투수성 반응벽체 설치

군북광산의 경우 고정된 오염원으로부터 흐르는 지하수의 흐름만 제어하면 되기 때문에 연속성 반응벽체가 적합하다. 오염물질과 반응하지 않고 반응벽체의 상부나 하부로 흐르는 것을 막기 위하여, 지표로부터 1.2m~3.5m의 공간에 반응벽체를 설치해야할 것으로 보인다.

(2) 투수성 반응벽체 내 반응물질

투수성 반응벽체 특성상 반응물질의 선정은 반응벽체의 구성 및 설치에 있어 가장 중요하다. 해당 물질이 반응물질로서의 적합성을 지니기 위해서는 오염물질에 대한 제거능력이 우수함은 물론 경제적이고 쉽게 구할 수 있어야 하고 제거 과정에 있어 환경적으로 위대한 화학반응이나 부산물의 발생이 나타나지 않아야 하며, 물질 자체가 새로운 오염물질로 작용하지 않아야 한다. 또한 일정 시간 경과 후 용해나 반응저하 현상 등이 나타나는 등 일시적인 제어효과만을 보여서는 안 되고 장기간에 걸쳐 지속적인 제어효과를 보여야 한다.

영가철은 오염수의 초기 pH가 낮을수록 높은 제거효율을 보였고 이와는 반대로 전기로 환원 슬래그는 오염수의 초기 pH가 높을수록 제거효율이 좋은 것으로 나타났다. 군북광산 인근의 지하수는 약염기를 띠고 있으므로 영가철보다 환원슬래그가 더 적합할 것이다. 또한 환원슬래그는 가격 면에서도 영가철에 비해 매우 저렴하여 반응물질로 사용할 경우 경제성면에서 많은 장점이 있을 것으로 예측할 수 있고 매년 많은 양이 배출되어 구입이 용이해 투수성 반응벽체의 형태에 관계없이 높은 사용성을 지닌다.

참고문헌

- 허선희, 식물재배정화법을 이용한 폐광산 토양 내 중금속 제거 연구, 건국대학교 대학원, 2008.
- 토양복원 기술 및 사례집, 환경부, 2002.
- 오창환, 군북광산 주변지역의 토양 및 지하수오염 평가, 2012.
- 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.
- 이수연, 오염지하수 처리를 위한 전기로 환원슬래그의 사용 가능성 검토와 개방형 투수성 반응벽체에 관한 연구, 한양대학교, 2010.
- 환경부, 복합오염토양정화용 다기능성 토양세척시스템의 상용화 연구, 2009.
- 최상일, 김강홍, 한상근, “Field 규모 연속 토양세척공정을 이용한 비소 오염토양 정화 효율 평가”, *지하수토양환경*, vol. 10, no. 6:(2005. 12): pp.68-74