

## 바이오매트 형성에 의한 산성광산배수 내 중금속 유출질량 제거효율

유현선 · 권병혁 · 김박사 · 소윤환<sup>1)</sup> · 강동환<sup>2)</sup>\*

부경대학교 환경대기과학과, <sup>1)</sup>한국지질환경연구소, <sup>2)</sup>부경대학교 지구과학연구소  
(2011년 12월 9일 접수; 2012년 4월 2일 수정; 2012년 5월 17일 채택)

## Removal Efficiency of Heavy Metals in Acidic Mine Drainage from Microbial Mats

Hun-Sun Yu, Byung-Hyuk Kwon, Park-Sa Kim, Yoon-Hwan So<sup>1)</sup>, Dong-Hwan Kang<sup>2)</sup>\*

Department of Environmental Atmospheric Sciences, Pukyong National University, Busan 608-737, Korea

<sup>1)</sup>Korea Institute of Geological Environments, Busan 617-731, Korea

<sup>2)</sup>Geo-Sciences Institute, Pukyong National University, Busan 608-737, Korea

(Manuscript received 9 December, 2011; revised 2 April, 2012; accepted 17 May, 2012)

### Abstract

This research investigated to reduce mass of heavy metals in AMD(acid mine drainage) by microbial mats formed on the channel bed. As, Cd, Cu, Fe, Mn and Zn components were monitored in water and microbial mats, at three points (AMD1, AMD2 and AMD3), in a total of six times. Average daily discharge mass of heavy metals was highest in July, Fe component contained more than 76% of total discharge mass. Discharge mass of heavy metals of AMD and heavy metal contents in microbial mats decreased with downstream at channel. Heavy metal components that average daily discharge mass is over 0.5 kg were Fe, Cu and Zn, and they were highest in July. Average removal efficiency of heavy metals in AMD was highest about 21% in Fe, this microbial mats were due to form from precipitation of Fe component in AMD by aerobic iron bacteria. Relative content for As component in microbial mats than AMD was over 16 times, this As components were due to absorb at iron oxide and iron hydroxide on the surface of microbial mats.

**Key Words** : AMD, Microbial mats, Heavy metals, Removal efficiency

### 1. 서론

산성광산배수(AMD; acid mine drainage)는 채광 활동이 중단된 광산의 방치된 갱도 속으로 유입된 강수에 의해 지하수위가 상승하고, 갱도의 모암에 존재

하는 황화광물이 대기 중 산소와 물과 반응하여 형성된다. 갱내에서 유출되는 산성광산배수는 폐광산 하류부 지역의 토양, 지하수 및 지표수를 영구적으로 오염시키고 있으나(이 등, 2004), 국내에서 수행되고 있는 폐광산 지역의 토양 및 지하수 오염복원법들은 영구적인 정화 및 관리에 대한 시간적/경제적 문제를 가지고 있다. 산악지역에 위치한 폐광산에서 유출되는 산성광산배수 내 중금속 성분의 지속적인 제거 방법으로는 저류지 혹은 인공습지의 조성에 의한 복원법이 적합할 것이다(Sheoran과 Sheoran, 2006). 폐광산

\*Corresponding author : Dong-Hwan Kang, Geo-Sciences Institute, Pukyong National University, Busan 608-737, Korea  
Phone: +82-51-629-7393  
E-mail: dhkang@pknu.ac.kr

하부에 인공습지를 조성하고 영구적으로 관리 운영하기 위해서는, 갯내에서 지속적으로 유출되는 산성광산배수 내 중금속 성분의 종류와 질량에 대한 정량적인 정보를 복원 설계에 반영하여야 한다.

국내에서 2000년대 중후반까지는 폐광산 하류부의 토양, 지하수 및 하천수에 대한 오염 정도를 조사하고 분석하였다. 이러한 연구사례로는 광양 폐금속 광산 주변 하천에 형성된 부유성 퇴적물의 지구화학적 특성 규명(박 등, 2001), 휴폐광산 지역에서 유출되는 하천수의 오염도 평가(김 등, 2005), 세창 폐금속광산 수계에서 미량원소의 지구화학적 거동특성 규명(강 등, 2006), 산성광산배수로 인한 환경오염도 조사에 의한 산성광산배수에 의한 2차 오염 연구(강, 2007) 및 전국의 폐금속광산 토양오염 정밀조사(환경부, 2007) 등이 수행되었다. 이후에는, 인대광산 지역 광산배수에 영향을 받은 하천에서 미량원소의 계절적인 수질 변화와 자연저감(강 등, 2007), 거풍 폐광산 폐기물 적치장 지하수 및 침출수 수질의 시기별 변화(안 등, 2009), 일광 폐광산에서 유출되는 산성광산배수 내 중금속 성분의 유출질량 산정 연구(강 등, 2010) 등과 같이 산성광산배수 수질의 계절별 변화와 유출질량에 대한 연구가 수행되었다. 국외에서는 다양한 부지에서 수행된 산성광산배수 복원법에 대한 연구 사례들을 정리하였으며(Johnson과 Hallberg, 2005), 산성광산배수로부터 중금속을 침전시킬 수 있는 화학적인 반응에 관한 연구(Matlock 등, 2002), 인공습지에 의한 산성광산배수 내 중금속 제거 기작 구명(Sheoran과 Sheoran, 2006) 외에도 다수의 연구가 수행되었다.

국내에서는 갯내수에서 유출되는 산성광산배수 내 중금속 성분들의 유출질량에 대한 시공간적인 변화 및 바이오매트에 의한 질량 제거효율에 대한 현장 규모의 정량적인 연구는 수행된 바가 없다. 본 연구에서는 일광 폐광산에서 유출되는 산성광산배수 내 중금속 유출질량의 시공간적인 변동을 관측하여, 시공간적인 변동에 따른 산성광산배수 내 중금속 성분들의 제거효율을 산정하고 그 기작에 대해 고찰하였다.

## 2. 재료 및 방법

### 2.1. 부지 특성 및 관측

본 연구지역은 부산광역시 기장군 일광면 원리 산 190-1번지 일원에 위치한 일광 폐광산으로서 중생대 백악기 퇴적암 및 화성쇄설암을 관입하는 화강암질 암체 내에서 배태된 각력 파이프형 열수광산이다. 1938년부터 1945년까지는 우리나라 최대의 동 광산이었고, 중석, 금 및 은 등을 산출하였으며, 1990년대 초반에 폐광되었다. 주요광물은 황동석( $Cu_2Fe_2S_4$ ), 유비철석( $FeAsS$ ), 황철석( $FeS_2$ ), 자류철석( $Fe_{1-x}S$ ), 섬아연석( $ZnS$ ), 방연석( $PbS$ ), 회중석( $CaWO_4$ ) 및 철망간중석( $(Fe,Mn)WO_4$ ) 등이다(김 등, 1999). 본 연구는 일광 폐광산 갯내 입구부에서 유출되는 산성광산배수의 수로를 따라 AMD1, AMD2 및 AMD3 지점들에서 현장수질 및 중금속 성분이 관측되었으며, 3개 지점의 수로 바닥에 형성된 바이오매트를 채취하여 중금속의 함량을 분석하였다(Fig. 1). 산성광산배수 배출지점을 기준으로 하부에 위치한 AMD1 지점의 이격거리는 30 m, AMD2는 165 m, AMD3는 295 m 정도이다.

현장관측은 2009년 3~9월 동안 총 6회 수행되었으며, 산성광산배수가 유출되는 배수로의 3개 지점(AMD1, AMD2 및 AMD3)에서 현장수질과 중금속이 관측되었다. 현장수질 성분은 수소이온농도(pH), 산화전위(Eh), 전기전도도(EC), 용존산소(DO), 수온 및 유량 등이 측정되었다. 배수로의 3개 지점에서 채수된 물 시료(40 mL) 내 중금속(As, Cd, Cu, Fe, Mn 및 Zn)은 부경대학교 공동실험실습관에서 유도결합플라즈마 원자 방출 분광기(Perkin elmer, Optima 3300XL)를 이용하여 분석되었다. 산성광산배수 수로의 3개 지점에서 바닥에 형성되어 있는 바이오매트(microbial mats)를 채취하여 실내에서 전처리 후, 부경대학교 공동실험실습관에 의뢰하여 중금속을 분석하였다. 분석시료의 전처리는 전함량 분석법으로 수행되었으며, 현장에서 채취된 바이오매트 시료를 오븐에서 건조한 후 3 g을 취하여 염산용액(0.1N) 100 mL와 혼합하여 중금속을 용출하였다.

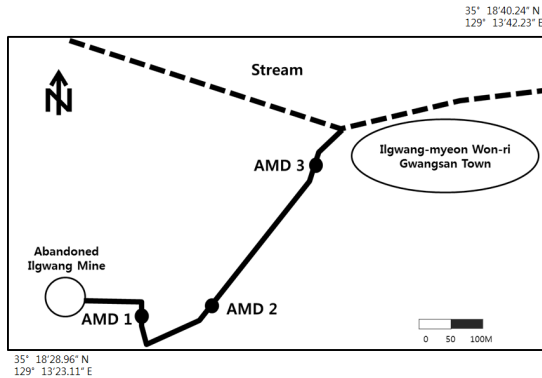
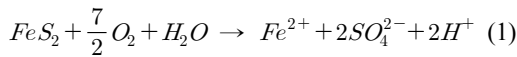


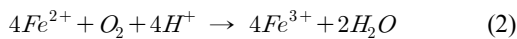
Fig. 1. Location map of sampling points in study area.

2.2. 기본 이론

폐광산 갱도 내에서는 산화에 의해 중금속이 용출되고, 황화광물이 지하수, 산소 및 미생물과 반응하여 산성광산배수가 발생하게 된다(박 등, 1997).

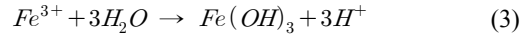


식 (1)에서 황철석의 반응에 의해서 Fe<sup>2+</sup> 및 H<sup>+</sup> 성분이 생성되고, H<sup>+</sup>에 의해 갱내수의 산성화가 진행된다. 갱내수의 산성화에 의한 낮은 pH 조건에서는 Fe<sup>2+</sup> 성분이 산화/침전되지 않고 갱내수에 용존되어 산성광산배수가 발생하게 된다. 갱내에서 외부로 유출된 산성광산배수 내에 용존된 Fe<sup>2+</sup>은 O<sub>2</sub>와 반응하여 Fe<sup>3+</sup>으로 산화된다(식 (2)).

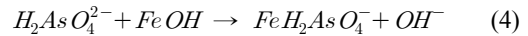


산성광산배수 내 Fe<sup>3+</sup>은 지하수, 빗물, 계곡수 및 하천수에 의해 희석되어 식 (3)과 같이 철수산화물이 형성된다. 호기성 철박테리아에 의해 침전된 철수산화물로 구성된 고형물질을 바이오매트(microbial mats)라 부른다(Southam과 Beveridge, 1992). 바이오매트는 산성광산배수 내에 서식하는 철박테리아에 의한 광물의 산화작용으로 인하여 중금속이 침전하여 형성된다(박 등, 1997). 바이오매트를 형성하는 대표적인 호기성 철박테리아는 Thiobacillus ferrooxidans로서, 강산성(pH 1.8~3.0) 및 25~35°C 조건에서 최적의 활동성을 가진다. Thiobacillus ferrooxidans에 의한

철 산화 반응은 황철석(pyrite; FeS<sub>2</sub>)이 수산화철(iron hydroxide; Fe(OH)<sub>3</sub>)로 산화되는 것이다.



산성광산배수 내에 용존된 비소는 배수로 바닥에 침전되어 있는 바이오매트에 흡착된다. 바이오매트 표면에 형성된 양전하는 리간드 교환에 의해 비소 3가 및 5가를 흡착한다. 비소화합물(H<sub>2</sub>AsO<sub>4</sub>)이 적철석의 수산화물기(FeOH) 표면에 흡착되는 반응식은 식 (4)와 같다(고 등, 2004).



3. 결과 및 고찰

3.1. 현장수질 및 중금속 유출농도

폐광산에서 유출되고 있는 산성광산배수의 현장수질 및 중금속 농도를 파악하기 위해 3개 지점(AMD1~3)에서 6회 동안 관측된 자료의 통계량을 산정하였다(Table 1). pH는 2.28~2.86의 범위이고 평균은 2.59로서 강산성이었고, Eh 성분은 447.4~588.5 mV 범위를 가진 산화환경으로 나타났다. 본 연구지역에서 pH 및 Eh 성분에 의한 산화-환원 환경은 전형적인 광산수의 범위에 해당하였다(Garrels와 Christ, 1965). EC는 1,993~2,860 uS/cm의 범위로서 높게 나타났으며, 이는 산성광산배수 내에 용존된 중금속 이온들의 높은 함유량에 의한 것이다. DO 성분의 범위는 6.74~9.46 mg/L이었으며, 폐광산 유출지점에서 하루부로 이동할수록 대기와의 접촉에 의한 산소의 용존도가 높게 나타났다. 수온은 10.8~22.7°C로서 그 평균은 18.6°C이었으며, 3~9월의 계절 변화와 폐광산에서 유출되는 지하수의 수온이 혼합되어 나타났다. 관측 기간 동안 산성광산배수 내 중금속은 As 0.15~2.77 mg/L, Cd 0.15~0.37 mg/L, Cu 7.53~52.27 mg/L, Fe 81.87~438.70 mg/L, Mn 6.70~16.44 mg/L, Zn 12.87~43.94 mg/L 범위를 나타냈으며, 산성광산배수 내 중금속의 평균 농도는 Fe > Cu > Zn > Mn > As > Cd 순으로서 Fe 성분이 가장 높았다.

**Table 1.** Descriptive statistics of water quality components in acid mine drainage

Component	N	Range	Min	Max	Mean
pH	18	0.58	2.28	2.86	2.59
Eh (mV)	18	141.1	447.4	588.5	508.2
EC (uS/cm)	18	867.0	1993.0	2860.0	2332.7
DO (mg/L)	18	2.72	6.74	9.46	7.82
T (°C)	18	11.9	10.8	22.7	18.6
As (mg/L)	12	2.62	0.15	2.77	0.82
Cd (mg/L)	15	0.21	0.15	0.36	0.23
Cu (mg/L)	18	44.74	7.53	52.27	28.06
Fe (mg/L)	18	356.83	81.87	438.70	251.53
Mn (mg/L)	18	9.74	6.70	16.44	11.61
Zn (mg/L)	18	31.07	12.87	43.94	25.41

산성광산배수의 현장수질 및 중금속 성분에 대한 상관성 분석을 수행하였다(Table 2). 현장수질 중 DO와 EC의 상관계수가 -0.75로서 높은 음의 상관성을 보였으며, 이는 산성광산배수가 배수로 하류로 이동하는 동안 대기의 산소와 접촉하면서 DO 성분은 증가하고 산성광산배수 내 중금속 성분이 배수로 바닥에 침전되면서 EC는 감소하기 때문이다. Fe, As 및 Cd 성분들은 DO 성분과는 음의 상관성을 EC 성분과는 양의 상관성을 보였으며, 이는 산성광산배수 하류부로 갈수록 DO 성분이 증가하여 호기성 철박테리아에 의한 중금속 성분들이 배수로 바닥에 침전되고 흡착되었기 때문이다(안 등, 1999). 산성광산배수 내 중금속 성분들 중 EC와 상관성이 가장 높은 성분은 Fe 이었으며, 이는 산성광산배수 내 Fe 성분의 함유량이 다른 중금속 성분들에 비해 매우 많았기 때문에 Fe 성분의 증감에 따른 EC 값의 변화가 지배적으로 나타났다.

속 성분들 중 EC와 상관성이 가장 높은 성분은 Fe 이었으며, 이는 산성광산배수 내 Fe 성분의 함유량이 다른 중금속 성분들에 비해 매우 많았기 때문에 Fe 성분의 증감에 따른 EC 값의 변화가 지배적으로 나타났다.

### 3.2. 중금속 유출질량

산성광산배수를 통해 유출되는 중금속의 질량을 유량과 중금속 농도를 이용하여 3개 지점(AMD1, AMD2, AMD3)에서 산정하였으며, 산성광산배수를 통해 유출되는 6개 중금속 성분의 관측지점별 1일 유출질량과 평균을 정리하였다(Table 3). 관측시기별 1일 평균 유출질량은 As를 제외하고는 강수량이 많았

**Table 2.** Correlation coefficients between water quality components in acid mine drainage

Component	pH	Eh	EC	DO	T	Cu	Fe	Zn	As	Cd	Mn
pH	1.00										
Eh	-0.03	1.00									
EC	-0.26	-0.47	1.00								
DO	0.29	0.19	-0.75	1.00							
T	0.63	-0.25	0.28	0.01	1.00						
Cu	-0.36	-0.16	0.22	0.02	0.04	1.00					
Fe	-0.27	-0.56	0.79	-0.51	0.38	0.54	1.00				
Zn	-0.23	-0.21	0.19	0.10	0.13	0.98	0.51	1.00			
As	0.07	-0.31	0.57	-0.57	-0.32	0.11	0.26	0.12	1.00		
Cd	-0.44	-0.19	0.70	-0.66	-0.14	0.31	0.48	0.26	0.75	1.00	
Mn	-0.25	-0.46	0.45	-0.09	0.27	0.68	0.64	0.68	0.14	0.62	1.00

**Table 3.** Daily mean discharge mass of heavy metals in acid mine drainage (kg/day)

Heavy metals	Sampling period	AMD1	AMD2	AMD3	Average
As	March	0.00	0.00	0.00	0.00
	April	0.06	0.04	0.02	0.04
	May	0.30	0.24	0.20	0.25
	June	0.05	0.03	0.02	0.03
	July	0.10	0.06	0.06	0.07
	September	0.00	0.00	0.00	0.00
	Average	0.09	0.06	0.05	0.07
	Cd	March	0.00	0.00	0.00
April		0.04	0.03	0.02	0.03
May		0.04	0.03	0.03	0.03
June		0.02	0.02	0.01	0.02
July		0.08	0.07	0.07	0.07
September		0.02	0.01	0.01	0.02
Average		0.03	0.03	0.02	0.03
Cu		March	2.48	2.09	2.08
	April	4.29	2.50	3.53	3.44
	May	4.29	3.81	3.80	3.97
	June	1.61	1.38	1.39	1.46
	July	20.71	17.09	17.47	18.42
	September	1.20	0.79	0.65	0.88
	Average	5.76	4.61	4.82	5.07
	Fe	March	20.93	14.55	16.61
April		36.66	20.76	30.81	29.41
May		38.72	33.20	32.22	34.72
June		30.98	25.24	23.49	26.57
July		124.59	93.33	95.91	104.61
September		9.28	9.31	7.03	8.54
Average		43.53	32.73	34.34	36.87
Mn		March	1.11	0.97	0.96
	April	1.74	1.30	0.71	1.25
	May	1.48	1.34	1.33	1.38
	June	0.94	0.84	0.84	0.87
	July	6.10	5.10	5.23	5.48
	September	0.85	0.75	0.71	0.77
	Average	2.04	1.72	1.63	1.79
	Zn	March	2.10	1.84	1.80
April		3.58	2.07	2.95	2.87
May		3.74	3.33	3.31	3.46
June		1.55	1.31	1.32	1.39
July		17.41	15.04	15.16	15.87
September		1.49	1.22	1.10	1.27
Average		4.98	4.13	4.27	4.46

던 7월에 가장 높았으며, 일광 폐광산에서 유출되는 중금속의 1일 평균 질량은 Fe > Cu > Zn > Mn > As > Cd의 순으로 나타났다. 관측기간 동안 1일 평균 유출 질량은 As 0.07 kg, Cd 0.03 kg, Cu 5.07 kg, Fe 36.87 kg, Mn 1.79 kg, Zn 4.46 kg으로서, Fe이 평균적으로 전체 유출질량의 76% 정도를 차지하고 있으며, As와 Cd의 유출질량은 1% 미만으로 낮았다(Fig. 2). 산성광산배수 내 중금속의 함량변화는 AMD1에 비해 크게 낮아지지는 않았지만, 하류부로 갈수록 감소하는 경향으로 나타났다. 산성광산배수 내 중금속 유출질량이 하류부로 갈수록 감소하는 것은 호기성 박테리아에 의한 Fe의 침전으로 인해 바이오매트의 형성이 1차적인 원인이며(안 등, 1999), 또한 As 성분이 바이오매트에 흡착되어 산성광산배수 내 중금속 유출질량의 감소가 2차적인 원인이다(최 등, 2009).

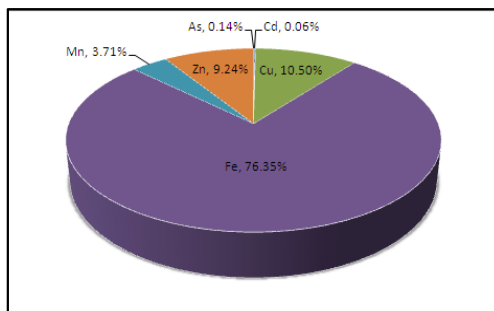


Fig. 2. Relative discharge mass ratio of heavy metals in acid mine drainage.

### 3.3. 중금속 유출질량 제거효율

산성광산배수 배수로의 상류부(AMD1)와 하류부(AMD3) 2개 지점에서 중금속 유출질량 차이를 계산하여, 배수로 구간에서 산성광산배수 내 중금속 이온의 침전과 흡착에 의한 중금속 제거질량 및 제거효율을 산정하였다(Table 4). 산성광산배수 내 중금속의 제거질량은 Fe > Cu > Zn > Mn > AS > Cd 순으로서 용존된 중금속 성분 함량과 동일하였다. 중금속 제거질량이 1일 평균 0.5 kg 이상인 Fe, Cu, Zn 성분은 7월에 가장 많은 제거질량을 보였으며, 제거효율은 3개 성분 모두 9월에 가장 높게 나타났다. 중금속 제거질량이 7월에 가장 많은 것은 우기로서 산성광산배수 내 중금속 함량이 매우 높았기 때문이다. 산성광산배수

내 중금속 유출질량의 평균적인 제거효율은 14~21%의 범위로 나타났으며, Fe 성분의 제거효율이 21%로서 가장 높았다. 이는 산성광산배수 내에 존재하는 호기성 박테리아에 의한 Fe 성분의 침전이 발생하고, 이로 인해 바이오매트가 형성되었기 때문이다(Southam과 Beveridge, 1992; 박 등, 1997). 중금속 제거질량이 1일 평균 0.5 kg 이하인 Mn, As, Cd 성분의 제거질량은 3월과 4월에 많았으며, 제거효율은 모두 4월에 가장 높았다. 제거효율의 평균은 20~45% 정도로 나타났으며, As와 Cd의 제거효율이 30% 이상으로 나타난 것은 유출질량이 미량이어서 상대적으로 높게 산정된 것이다.

산성광산배수 내 중금속 성분이 배수로에서 제거되는 정도를 분석하기 위해, 산성광산배수 유출지점에서 이격된 거리 대 중금속 농도의 회귀함수 그래프를 작성하였다(Fig. 3). AMD1, AMD2 및 AMD3 지점들은 폐광산에서 배수로를 따라 30 m, 165 m 및 295 m 정도에 이격되어 있다. 모든 중금속 성분은 로그감소함수에 가장 적합하였으며 그 결정계수들은 0.85 이상으로 높은 적합성을 보였다. 로그함수 기울기의 절대값은 As, Cd 성분을 제외하고 대부분 6월과 7월에 가장 높았으며, 3~5월 사이에 가장 낮은 것으로 나타났다. 폐광산에서 이격거리에 따른 중금속 농도의 로그감소함수의 평균적인 기울기는 As -0.19, Cd -0.02, Cu -2.61, Fe -36.33, Mn -0.75 및 Zn -1.87로서 배수로에서 As, Cd 및 Mn의 제거 정도는 미미하고 Fe 성분은 배수로에서 많은 양이 제거되는 것으로 추정되었다.

산성광산배수에서 제거된 중금속 성분이 침전 및 흡착되어 있는 바이오매트(배수로 바닥에 형성되어 있음) 내 중금속 함량을 분석한 결과, Fe 성분이 가장 높고 나머지 성분의 함량은 As > Cu > Mn > Zn > Cd의 순으로 나타났다(Table 5). 바이오매트 내 중금속 함량은 Cu와 Zn을 제외하고는 갭내수 유출지점에서 멀어질수록 감소하는 경향을 보였다. 바이오매트 내 중금속의 상대적인 비율은 Fe 성분이 97.50%로 가장 높고, As가 2.25%, Cd, Cu, Mn 및 Zn의 합이 0.25%를 차지하고 있다. 바이오매트에서 Fe의 존재 형태는 산화철과 수산화철인 것으로 보고되었으며(안 등, 1999), 이는 호기성 철박테리아에 의한 산성광산배수

**Table 4.** Removal efficiencies of heavy metals in acid mine drainage from AMD1 to AMD3 points

Heavy metals	Sampling period	Removal mass (kg/day)	Average mass (kg/day)	Removal efficiency (%)	Average efficiency (%)
As	March	0.00	0.04	0.00	44
	April	0.04		66.67	
	May	0.10		33.33	
	June	0.03		60.00	
	July	0.04		40.00	
	September	0.00		0.00	
Cd	March	0.00	0.01	0.00	33
	April	0.02		50.00	
	May	0.01		25.00	
	June	0.01		50.00	
	July	0.01		12.50	
	September	0.01		50.00	
Cu	March	0.40	0.94	16.13	16
	April	0.76		17.72	
	May	0.49		11.42	
	June	0.22		13.66	
	July	3.24		15.64	
	September	0.55		45.83	
Fe	March	4.32	9.18	20.64	21
	April	5.85		15.96	
	May	6.50		16.79	
	June	7.49		24.18	
	July	28.68		23.02	
	September	2.25		24.25	
Mn	March	0.15	0.41	13.51	20
	April	1.03		59.20	
	May	0.15		10.14	
	June	0.10		10.64	
	July	0.87		14.26	
	September	0.14		16.47	
Zn	March	0.30	0.71	14.29	14
	April	0.63		17.60	
	May	0.43		11.50	
	June	0.23		14.84	
	July	2.25		12.92	
	September	0.39		26.17	

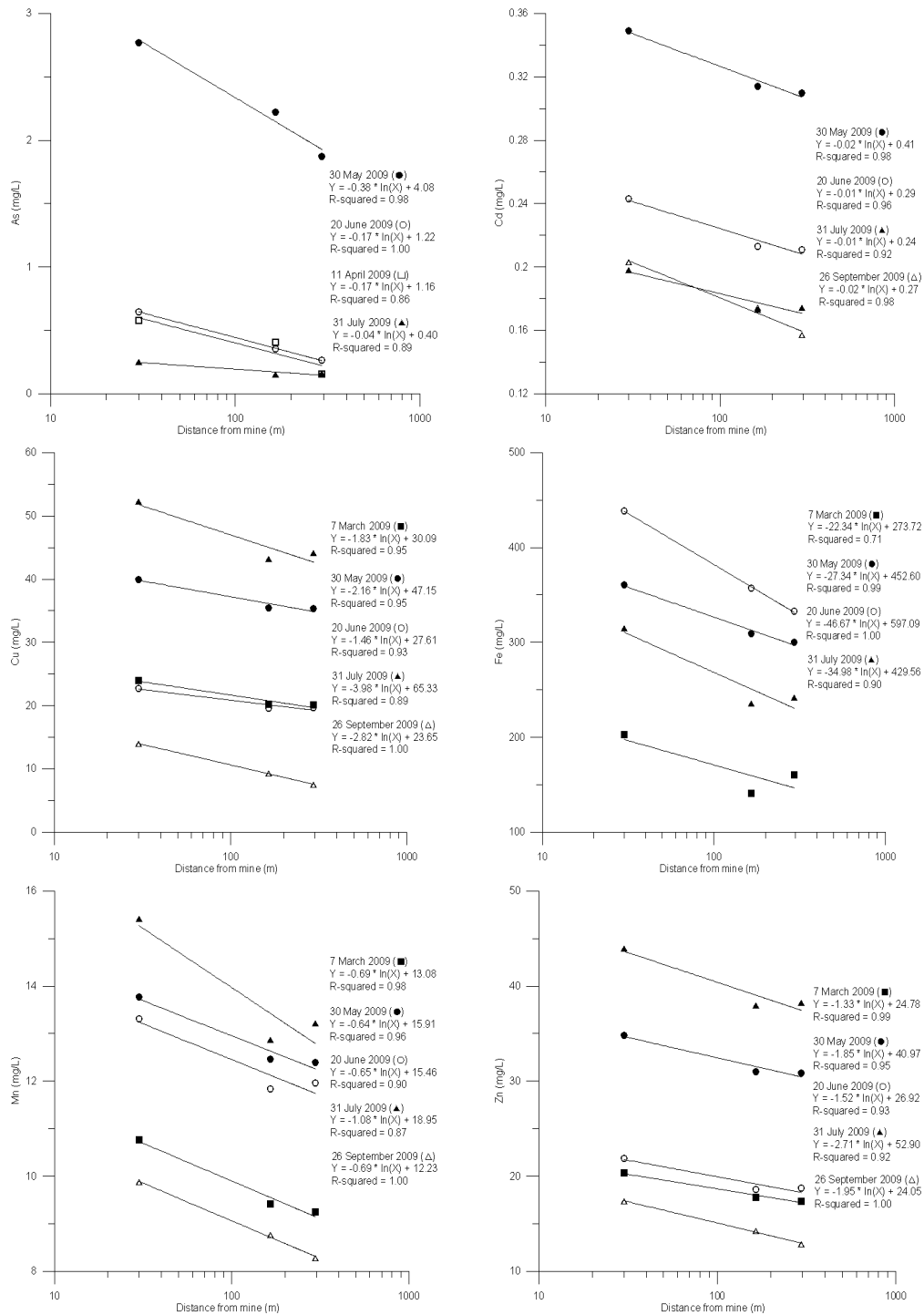


Fig. 3. Linear regression functions of heavy metal mass as a distance from abandoned mine.



**Table 5.** Heavy metal contents in microbial mats on the bottom of drainage channel (mg/kg)

Sampled Point	As	Cd	Cu	Fe	Mn	Zn	Total
AMD1	10,109	57	88	301,203	258	52	311,767
AMD2	4,656	26	382	256,174	224	33	261,495
AMD3	2,175	12	408	175,349	205	71	178,220
Average	5,647	32	293	244,242	229	52	250,495
Relative ratio (%)	2.25	0.02	0.12	97.50	0.09	0.02	100

내 Fe 성분의 침전에 의해 형성된 것이다(Southam과 Beveridge, 1992). 산성광산배수 내 As의 함량은 0.14%로서 매우 적었지만, 바이오매트에서 As의 함량이 2.25%로서 상대적으로 16배 이상 높았다. 호기성 환경에서 무기비소는 비산염( $H_2AsO_4$  혹은  $HAsO_4^{2-}$ )의 형태로 존재하고, 비산염 형태는 용해도가 매우 높고 산화철과 수산화철에 흡착이 발생하기 때문이다(최 등, 2009).

**4. 결론**

일광 폐광산에서 유출되는 산성광산배수 내 중금속 1일 평균 유출질량은 Fe > Cu > Zn > Mn > As > Cd 순으로 나타났으며, 강수량이 가장 많았던 7월에 모든 성분의 유출질량이 가장 높았다. 산성광산배수 내 중금속 질량은 갯내수 유출지점에서 하류부로 갈수록 감소하였으며, 호기성 환경에서 철박테리아에 의한 Fe 성분의 침전, 다른 중금속 성분들의 공침전 및 As 성분의 흡착에 의한 것이다.

갯내수를 통해 유출된 중금속 성분이 배수로 구간에서 제거된 질량은 Fe 성분이 1일 평균 9.18 kg으로서 가장 높았으며, 나머지 중금속 성분들의 1일 평균 제거질량은 1 kg 미만이었다. 본 연구부지의 호기성 환경에 노출된 산성광산배수 내에서는 철박테리아에 의해 Fe 성분의 침전이 발생하고, 이로 인해 산화철과 수산화철로 구성된 바이오매트가 형성되었다. 철박테리아에 의한 침전으로 산성광산배수 내 Fe 성분의 제거효율은 21% 정도로 나타났으며, 1일 평균 제거질량이 1 kg 이하인 미량의 As 성분은 제거효율이 40% 이상으로 높았다. 산성광산배수 내에 비해 바이오매트에 함유된 As의 상대함량은 16배 이상 증가하였으며,

이는 갯내수에서 산성광산배수에 용존되어 이송되는 As 성분이 수로 바닥의 바이오매트에 흡착되었기 때문이다.

본 연구에서 수행된 현장관측의 결과 분석을 통해, 폐광산 갯내에서 형성된 산성광산배수가 외부로 유출되어 호기성 철박테리아의 활동으로 수중 Fe 성분이 침전되어 바이오매트를 형성하고 다른 중금속 성분들이 바이오매트에 흡착되는 것을 확인할 수 있었다.

**감사의 글**

이 논문은 2007년도 정부재원(교육인적자원부 학술연구조성사업비)으로 한국학술진흥재단의 지원을 받아 연구되었습니다(KRF-2007-314-C00305).

**참 고 문 헌**

강동환, 권병혁, 유훈선, 김선옥, 2010, 일광폐광산 갯내에서 유래된 산성광산배수의 중금속 유출특성, 대한지질공학회지, 20(1), 79-87.  
 강미아, 2007, 산성광산배수로 인한 환경오염도 조사, 대한지질공학회지, 17(1), 143-150.  
 강민주, 이평구, 염승준, 2006, 세창 폐금속광산 수계에서 미량원소의 지구화학적 거동특성 규명, 자원환경지질학회지, 39(3), 213-227.  
 강민주, 이평구, 이상훈, 2007, 인대광산 지역 광산배수에 영향을 받은 하천에서 미량원소의 계절적인 수질변화와 자연저감, 자원환경지질학회지, 40(3), 277-293.  
 고일원, 이상우, 김주용, 김경용, 이철효, 2004, 나노 크기 적철석 입자 피복 모래를 이용한 비소 3가와 비소 5가의 제거, 한국지하수토양환경학회지, 9(1), 63-69.  
 김근수, 황진연, 박맹언, 1999, 일광광산 주변의 산성광산배수 및 토양의 중금속 오염 특성, 대한지하수환

- 경학회 한국토양환경학회 정기총회 및 춘계 공동 학술발표회 논문집, 50.
- 김휘중, 양재의, 옥용식, 이재영, 박병길, 공성호, 전상호, 2005, 휴폐광산 지역에서 유출되는 하천수의 오염도 평가, 한국지하수토양환경학회지, 10(5), 25-36.
- 박천영, 정연중, 김성구, 2001, 광양 폐금광 수계에 형성된 철수산화물에 대한 광물학적 및 지구화학적 특성, 한국지구과학회지, 22(3), 208-222.
- 박천영, 정연중, 이인화, 1997, 철 박테리아 *Thiobacillus ferrooxidans*에 의한 황철석의 산화작용에 관한 연구, 한국지구과학회지, 18(4), 321-331.
- 안윤희, 황진연, 김근수, 1999, 일광광산 폐갱 유출수에 의해 형성된 바이오매트의 생광물학적 연구, 한국광물학회지, 12, 32-42.
- 안주성, 임길재, 정영욱, 2009, 거풍 폐광산 폐기물 적치장 지하수 및 침출수 수질의 시기별 변화, 자원환경지질학회지, 42(3), 207-216.
- 이평구, 조호영, 염승준, 2004, 폐광산지역의 오염특성 조사와 평가를 위한 지구화학적 접근방법, 자원환경지질학회지, 37(1), 35-48.
- 최명찬, 임정현, 권보현, 장민, 심연식, 김지형, 2009, 탄광슬러지를 이용한 금속광산 산성배수 처리 시 pH 및 온도의 영향, 한국지하수토양환경학회지, 14(1), 29-35.
- 환경부, 2007, 2007년도 폐금속광산 토양오염실태 정밀조사, 1568.
- Garrels, R. M., Christ, C. L., 1965, Solutions, minerals, and equilibria. Harper and Row, New York, 450.
- Johnson, D. B., Hallberg, K. B., 2005, Acid mine drainage remediation options: a review, Science of the Total Environment, 338, 3-14.
- Matlock, M. M., Howerton, B. S., Atwood, D. A., 2002, Chemical precipitation of heavy metals from acid mine drainage, Water Research, 36, 4757-4764.
- Sheoran, A. S., Sheoran, V., 2006, Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands; A critical review, Minerals Engineering, 19, 105-116.
- Southam, G., Beveridge, T. J., 1992, Enumeration of thiovacilli with pH-neutral and acidic mine tailing and their role in the development of secondary mineral soil. Applied Environ. Microbiol, 58, 1283-1288.