

## 볏짚 및 우분을 이용한 산성광산배수 정화

# A Treatment of Acid Mine Drainage Using the Rice Stalk and Cow Manure

정영욱(Young - Wook Cheong)\* · 민정식(Jeong - Sik Min)\* · 이현주(Hyun - Joo Lee)\*  
· 권광수(Kwang - Soo Kwon)\*

**요 약** : 소택지를 모사한 반응조를 경북 달성광산에 설치하여 실제 산성광산배수를 유입시켜 금속의 정화 효율과 운영상의 문제점을 파악하였다. 반응조 유입수 및 방류수에 대하여 현장에서 pH 및 Eh(산화환원전위)를 측정하였고 Cd, Pb, As, Zn, Cu, Fe, Al 및 Mn 등을 실험실에서 분석 하였다. 반응조 방류수에 대한 수질분석 결과 우분 및 석회석이 섞인 볏짚 반응조의 Cu, Zn, Fe, Cd, Al, Mn 및 Pb의 정화효율(최대)은 98%, 100%, 99%, 100%, 97%, 61% 및 100%였고 이때 반응조의 수질환경은 pH 6 그리고 Eh 값이 -300 mV 부근의 환원환경이었다. 그러나 시간이 경과함에 따라 Eh 값은 상승하였고 Al을 제외한 금속성분의 정화효율도 낮아져 반응조의 혐기환경유지는 금속성분의 정화에 매우 중요하였다. 반응조 시설을 운영한 결과 배관내의 산화물 Scale 및 기질물질의 부피 변화는 광산배수의 흐름을 방해하는 요소로 나타났다.

**Abstract** : Pilot wetland reactor systems to test acid mine drainage treatment efficiencies for metals were designed and operated at the Dalsung mine and surveyed the operating problems. pH and Eh (redox potential) were measured in situ and analyses of Cd, Pb, As, Zn, Cu, Fe, Al and Mn were carried out in the laboratory. Maximum metal removal efficiencies of the reactor containing the rice stalks, the cow manure and limestones were that Cu, Zn, Fe, Cd, Al, Mn and Pb were lowered by 98%, 100%, 99%, 100%, 97%, 61% and 100%, respectively and at that time the pH and Eh of the effluents from the reactor were 6 and about -300 mV. However, the redox potential was raised and removal of metal elements except aluminium was decreased with operation time. It suggests that the reduced condition is very important for the metal removal. During the operation, problems such as scaling in pipes and volume change of the substrate within the reactor occurred, which were preventing the flow of main drainage in pipes and reactor.

## 서 론

폐광산지역에서 광산배수를 물리화학적 처리법으로 정화하려면 동력비, 시설유지비 및 인건비가 많이 들어서 다른 대안이 요구되어 왔다. 이러한 물리화학적 처리법의 대안으로 여러 방법들이 제안 및 시도되어 왔고 소택지법이 그 중에서 대표적 방법이다(Kleinmann and Hedin, 1993; 민정식 등, 1996). 소택지에서는 양이온교환, 흡착, 식물체에 의한 흡수, 미생물 활동 등과 같은 자연적인 물리화학적 현상에 의해서 중금속이 제거될 수 있다. 이러한 소택지법은 종래의 물리화학적 처리법에 비해 비록 정화효율은 떨어지더라도 동력 및 인력이 거의 필요치 않기 때문에 폐광산 산성광산배수 처리방안으로 주목받고 있다. 이러한 소택지를 광산배수 혹은 침출수 유출개소에 인공적으로 조성하여 주변환경의 오염을 줄이기 위한 실내 및 현장 실증 연구가 활발히 이루어 지고 있다(성낙창 등, 1997; 정영욱 등, 1997; Dvorak *et al.*, 1992; Hellier *et al.*, 1994; Hellier, 1996; Dietz *et al.*, 1994, Dietz and Stidinger, 1996; Eger *et al.*,

1994; Stark *et al.*, 1994; Sikora *et al.*, 1996).

본 연구는 현장에 소택지를 모사한 반응조를 설치하여 광산 배수를 유입시켜 소택지에 의한 산성광산배수의 정화 효율과 운영상의 문제점을 파악하고자 수행되었다.

## 연구 방법

### 현장 산성광산 배수 처리 시설 설계 및 운영

1996년 7월 10일 대구광역시 달성군 가창면 상원리 달성광산 하 3번갱 하부 100 m 지점에 현장 산성광산배수 처리시설을 설치하였다. 현장 산성광산배수 처리시설(Pilot-scale reactor system)은 다음과 같이 구성되었다(Figure 1).

- 취수구(프라스틱 용기 20 L)
  - 폐수 유송관(25 mm 및 50 mm 호스)
  - 배관 [폐수 유입관 및 배수관 50 mm 및 25 mm PVC pipe]
  - 600 l 반응조 [(1275 mm(높이)×855 mm(지름))] 5개
  - 밸브
  - 배수로
- 달성광산 산성배수가 흐르는 농수로 중앙에 프라스틱 용기로

\*한국자원연구소 자원개발연구부(Resources Development Department, KIGAM, 30, Kajungdong, Yuseonggu, Taegon 305-350, Korea)

취수구를 만들고 25 mm 유송호스를 통해 반응조 부근까지 이동된 후 25 mm 및 50 mm PVC관과 밸브로 5개의 반응조에 광산배수가 유입된다. 광산배수는 반응조 하단부를 통해 반응조 내부로 유입되어 상향으로 차오르면서 반응조 상부에서 일정수면에 도달하면 25 mm PVC 배관을 통해 자연 배수되도록 하였다(상향류식)(Figure 1).

전체 처리시설에는 반응조가 총 5개였으나 본 내용에 기술되는 내용은 볏짚/우분/석회석이 포함된 반응조에 국한 하기로 한다. 반응조 내부에 충전된 내용물(기질물질)은 반응조 내부 바닥에 석회석을 깔고 그 위로 유기물인 볏짚/우분을 충전 하였다. 볏짚/우분 혼합 기질물질은 반응조에 충전하기 이전에 볏짚과 우분을 혼합하였다. 반응조는 처리시설이 운영되는 동안 혐기성 환경을 유지하도록 밀폐 하였으며 산성폐수가 반응조에서 최소 3일 이상 체류하도록 폐수 유입량을 조절하였다 (Table 1). 시험에 사용된 석회석 품위는 CaO가 40.66%, MgO가 2.06%였다.

현장 산성광산배수 처리시설은 1996년 7월 10일 부터 11월 5일까지 운영 되었고(총 118일 동안) 1차(5일경과), 2차(14일 경과), 3차(34일 경과), 4차(56일 경과), 5차(85일 경과), 6차례(118일 경과)에 걸쳐 현장 및 실내 수질 분석을 실시하였다.

시료채취 및 분석

현장에서 유입수 및 방류수에 대해 pH 및 Eh(Hanna Instrument사)를 측정하였다. 수질 분석용 물시료는 0.45 μm 공극의 Membrane Filter로 여과하여 농질산을 첨가한 후 실내에서 Cd, Pb, As(이상 ICP-MASS: Fisons Instrument PQ2+), Zn, Cu, Fe, Al 및 Mn (이상 ICP: Jobinyvon JY24)를 분석하였다.

4차 수질조사시(56일 경과) 반응조에서 검정색 침전물이 포함된 물을 250 ml 채수하였다. 4°C에서 20분 동안 600 rpm으로 원심 분리한 후 상등액을 버리고 검정색 침전물을 회수하여 4°C~8°C 온도에서 12시간 진공 건조하였다. 건조된 이 침전물을 수지로 성형 한 후 연마편을 제작하여 SEM/EDS 분석을 실시 하였다

4차 수질조사시 반응조에서 검정색 볏짚을 채집한 후 Ice Box에 넣어 실내로 이동 냉동 보관 하였다. 볏짚 시료를 건조 시킨 후 1.5 g을 취하여 500 ml 비이커에 넣은 후 농질산 10 ml, 과염소산 10 ml를 넣고 Hot plate상에서 가열 분해시켰다. 완전히 건조된 후 농염산을 10 ml 넣고 다시 가열하였다. 다음에 Teflon 비이커에 용액을 옮겨 담은 후 질산 5 ml, 과염소산

Table 1. Physical characteristics of reactor system design and operation

Limestone (m <sup>3</sup> )	Rice Straw (m <sup>3</sup> )	Cow Manure (m <sup>3</sup> )	Thickness of substrates (cm)	Flowrate (ml/min)	Residence Time (days)
0.20	0.33	0.04	80	70 (max)	3.86

5 ml, 불산 5 ml를 넣고 증발 건조 시켰다. 그 다음 농질산 10 ml를 넣고 10분간 가열한 후 50 ml 용액을 만들어 Fe, Al, Ca, Mg, Mn, Cd, Cu, Pb 및 Zn 등을 ICP(JY38 Plus)에 의해 분석 하였다.

연구 결과

수질

6 차례에 걸쳐 얻은 수질분석 결과 및 정화효율(%)이 Table 2 및 Table 3에 나와있다. 시간 경과에 따른 반응조 유입수 및 방류수의 수질변화를 Figure 2에 도시하였다. 유입수는 5일, 56일, 118일 3차례 분석되어 정화효율은 이기간에 한하여 계산 되었다.

**pH** : 반응조 내부로 유입되는 유입수의 pH는 3.33부터 3.88의 범위를 나타냈고 폐수처리 시설의 운영기간 동안 pH는 평균 3.62(n=4)를 나타냈다. 폐수처리 시설 반응조에서 유출되는 방류수는 5일이 경과되면서 5.83으로 변화되었고 34일이 경과 되면서 pH가 6 이상을 유지하였다(Table 2).

**Eh** : 유입수의 Eh 범위는 271 mV부터 374 mV였으며 유입수의 평균 Eh는 330 mV(n=3)를 나타내었다. 그러나 방류수의 경우 5일이 경과하면서 음의 Eh 값을 나타내었고 56일이 경과 되면서 최저 -313 mV를 나타내었다. 그러나 118일이 경과하면서 4 mV로 다시 양의 Eh 값을 나타냈다(Table 2).

**Cu** : 유입수의 평균 Cu농도는 1.51 mg/l(n=3)였다. 방류수의 경우 5일이 경과하면서 0.23 mg/l으로 낮아졌고 이후 118일 동안 0.1 mg/l 이하의 농도를 유지 하였다(Table 2).

**Zn** : 유입수 평균 농도는 11 mg/l(n=3)였다. 한편 방류수의 경우 초기 5일이 경과하면서 5.92 mg/l으로 농도가 낮아졌고 34일 및 56일 조사당시 Zn이 100% 정화되었다. 그러나 118일 경과하면서 약 3 mg/l의 Zn이 방류되었다(Table 2).

**Fe** : 3차례에 걸쳐 분석된 유입수 중의 Fe는 71 mg/l부터 197 mg/l 범위를 나타내 농도의 변화가 심하였다. 방류수의 경우 34일 및 56일 경과시 방류수의 Fe는 5 mg/l 이하로 나타나 이기간이 가장 우수한 정화효율을 나타내었다. 그러나 85일이 경과하면서 방류수중에 Fe 농도는 증가하였다(Table 2).

**Cd** : 유입수의 Cd 평균 농도는 0.15 mg/l(n=3)였다. 방류수 중의 Cd은 5일이 경과하면서 0.1 mg/l 미만으로 정화되었다 (Table 2).

**Al** : 유입수중에 함유된 Al 농도는 평균 1.96 mg/l(n=3)으로 최소 0.35 mg/l부터 최대 3.24 mg/l이었다. 118일 동안 방류수의 Al 농도는 1 mg/l 미만이었다(Table 2).

**Mn** : 유입수의 Mn 농도는 평균 70 mg/l(n=2)였다. Mn은 소택지 환경에서 제거가 어려워(정영옥 등, 1997) 초기에는 분

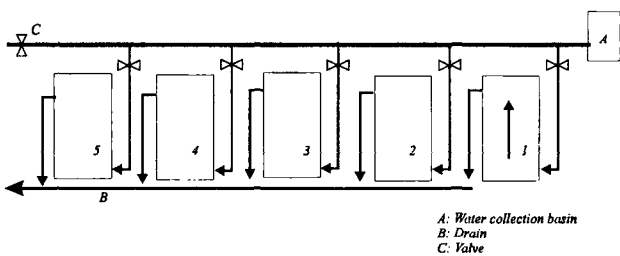


Figure 1. A reactor system for the acid mine drainage treatment. The 3rd reactor was filled with rice stalk and cow manure. Arrow indicates the flow direction.

**Table 2.** Changes in water quality of acid mine drainage with time

Parameters	Time	5 days	14 days	34 days	56 days	85 days	118 days	mean
		pH	influent	3.57	3.69	-	3.88	-
	effluent	5.83	5.76	6.04	6.79	6.10	6.76	6.21
Eh (mV)	influent	271	345	-	374	-	-	330
	effluent	-42	-27	-291	-313	-168	4	-139
Cu(mg/l)	influent	1.66	-	-	2.62	-	0.25	1.51
	effluent	0.23	0.02	0.02	0.03	0.10	0.06	0.08
Zn(mg/l)	influent	9.89	-	-	17.80	-	6.50	11.40
	effluent	5.92	0.42	0.00	0.00	1.83	3.10	1.88
Fe (mg/l)	influent	111	-	-	197	-	71	126
	effluent	71	114	4	1	56	146	65
Cd(mg/l)	influent	0.17	-	-	0.25	-	0.04	0.15
	effluent	0.08	0.00	0.00	0.00	0.01	0.02	0.02
Al (mg/l)	influent	0.35	-	-	3.24	-	2.29	1.96
	effluent	0.24	0.09	0.03	0.10	0.15	0.09	0.12
Mn(mg/l)	influent	-	-	-	72	-	67	70
	effluent	-	-	52	28	76	55	53
Pb(mg/l)	influent	0.03	-	-	0.03	-	0.00	0.02
	effluent	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01

- : not measured

석대상에서 제외하였다. 34일 경과 후 측정된 방류수의 Mn 평균 농도는 53 mg/l(n=4)로 나타나 기타 금속들에 비해 정화가 저조하였다(Table 2).

**Pb** : 유입수중의 Pb 농도는 평균 0.02 mg/l(n=3)로 낮은 농도였다. 방류수의 Pb는 대부분 유입수의 Pb 농도보다 낮았으나 118일이 경과하면서 0.01 mg/l 정도로 Pb가 유출되는 것으로 나타났다(Table 2)

유입수중에 10 mg/l 이상의 농도를 나타낸 원소들 즉, 주요 오염물질인 Zn(평균; 11.4 mg/l), Fe(평균; 126 mg/l), Mn(평균; 70 mg/l)들 중에서 Zn 및 Fe 원소는 34일 및 56일 기간 동안 가장 우수한 정화효율을 나타내었다(Table 3). Table 2에 나와 있듯이 34일 및 56일을 전후하여 Eh 값은 가장 낮은 환원 환경이었다.

**기질물질 및 침전물**

반응조 내부에서 회수된 검정색 침전물을 전자현미경으로 관

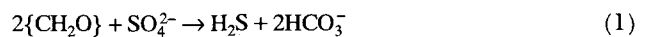
찰한 결과 입도는 일부분을 제외하고는 대부분 수µm에 달하는 미립질이었다. 미립질 부분에 대한 EDS 분석결과 미립질은 주로 S, Ca, Mn, Fe 등으로 구성되어 있다(Figure 3). Fe에 대한 X-ray map 을 살펴보면 전체에 걸쳐 Fe가 고루 분포한다(Photo. 1). 본 검정색 시료는 4차 조사 당시 회수된 것으로 Fe는 100%의 정화효율을 나타냈는데(Table 3) 이는 유입수중에 존재하던 Fe 성분이 슬러지로 변화된 것으로 판단할 수 있다.

4차 조사당시 반응조에서 채취한 검정색 벚짚과 흰 벚짚에 대한 화학분석 결과를 Table 4에 수록 하였다.

3번 반응조에 충전한 검정색 벚짚(Photo. 2)에는 금속황화물을 형성하는 Fe, Cd, Cu, 및 Zn 등의 성분이 부화되는데 이러한 금속은 황과 결합하여 검정색의 황화물을 형성 한다. 즉, 황갈색의 벚짚은 광산배수중에 존재하던 상기성분이 황산염환원으로 황화물로 변화하여 형성된 것이다.

**고 찰**

광산 폐수가 유기물질이 존재하는 혐기성 지역을 통과하게 되면 황산염 환원작용에 의해 금속 성분이 황화물로 침전하게 된다(식 (1)). 이때 황산염환원균은 황산염환원작용을 촉진 한다고 알려져 있다. 이러한 황산염환원균에 의한 황산염 환원작용이 지속되기 위해서는 Lactate, Pyruvate, Acetate 등 탄소 및 에너지원 유지, pH(5~8), Eh(-100 mV 이상), 온도(32°C) 등 환경인자가 필요하다.



식 (1)에서 볼수 있듯이 황산염이 환원되면서 (S<sup>4+</sup>→S<sup>2-</sup>) H<sub>2</sub>S 및 HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>가 생성된다. 이때 용존 금속들은 식 (2)에 의해 황화

**Table 3.** Changes in metal removal efficiency of the reactor with time

Elements	Time	5 days	14 days	34 days	56 days	85 days	118 days
		Cu	86	-	-	98	-
Zn	40	-	-	100	-	52	
Fe	36	-	-	99	-	-105	
Cd	53	-	-	100	-	50	
Al	31	-	-	97	-	96	
Mn	-	-	-	61	-	17	
Pb	33	-	-	100	-	-	

- : not calculated due to no chemical datum of the influent

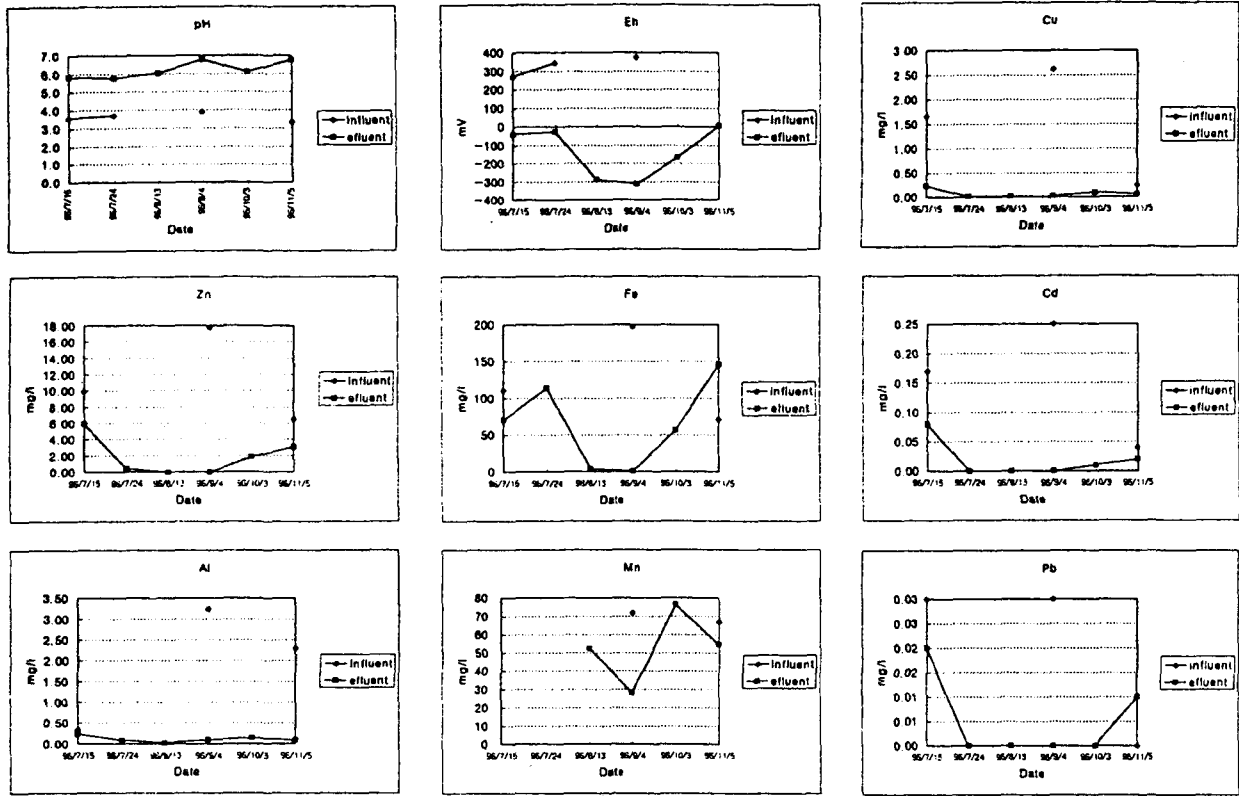


Figure 2. Variations of water quality of acid mine drainage with time.

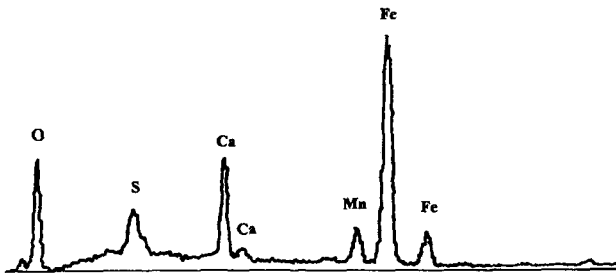
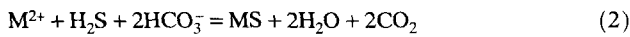


Figure 3. The energy dispersive spectrum (EDS) of black precipitation.

물로 침전되어 수중에서 제거된다.



여기서  $M^{2+}$ 는 금속 성분을 의미한다.

광산배수에서 주요성분인 2가철의 경우 식 (3)에 의해 제거된다.

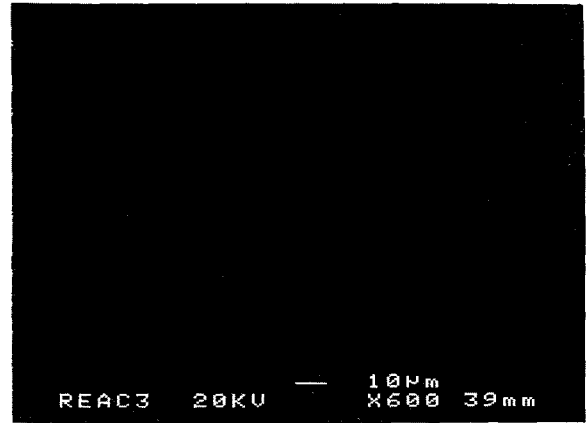


Photo. 1. Iron distribution map. White dots are the iron.



Fe 이외에 폐수중에 존재하는 Zn, Cu, Cd, Pb 등도 식 (3)의 화학반응을 통해서 황화물을 형성한다. 이렇게 형성되는 황화

Table 4. Comparison of the chemical compositions of raw and black rice stalks

Elements	Fe (%)	Al (%)	Ca (%)	Mg (%)	Mn (%)	Cd (ppm)	Cu (ppm)	Pb (ppm)	Zn (ppm)	As (ppm)
Rice Stalk										
Raw	0.074	0.072	0.26	0.18	0.048	0.37	5.8	17	91	1.0
Black	3.73	0.20	1.01	0.14	0.14	119	1400	33	5100	1.4
Ratio	50	3	4	1	3	322	241	2	56	1

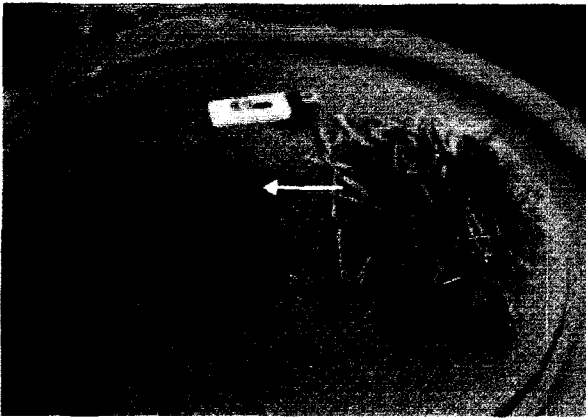


Photo. 2. Color change of rice straw to black.

물, 예를들어 FeS, ZnS, CdS 등은 소위 Acid Volatile Sulfide (AVS)라 불리는데 이러한 AVS는 검정색을 띄며 산과 접촉시킬 경우 H<sub>2</sub>S를 발생시킨다.

반응조의 Fe 및 Cu, Pb, Zn, Cd 등 중금속 제거는 수질분석결과, 혐기환경이 조성된 3차 및 4차(34일~56일 경과)조사 당시 집중적으로 발생하였다(Table 2, Figure 2). 이기간 동안 pH는 대부분 5~6 범위였으며 산화환원 전위인 Eh 값은 음의 값을 유지하였다. 4차 조사당시 반응조에서 채취된 검정색의 벚짚을 비커에서 회석된 염산으로 반응시킨 결과 계란 썩는 냄새와 검정색 고체 부분이 용해되어 검정색 고체는 Acid Volatile Sulfide(AVS)로 확인되었다. 즉, 이러한 수질 및 AVS는 반응조 내부에서 황산염환원작용이 있었음을 의미한다.

산성인 유입수의 중화 이유로는 황산염환원작용(식 (1)), 반응조 하단부에 적정한 석회석의 용해 및 우분 등을 들 수 있다. 우분은 보통 pH가 8~9에 달하는 완충능력(Buffering Capacity)이 높은 물질이며 또한 우분속에 존재하는 유기물은 산화환원 전위를 낮추며 황산염 환원균의 영양원으로서 기능할 수 있다(Cohen and Staub, 1992; Dvorack *et al.*, 1992; Hedin *et al.*, 1994).

한편 중금속의 수질분석 결과 각 원소들간에 정화효율이 다르게 나타나고 있다. Fe, Pb, Zn, Cu, Cd, 등의 원소들은 혐기 환경이 조성된 시기에 최대 100% 가까운 정화 효율을 보인 반면 Mn은 상당히 낮은 정화효율을 나타냈다(Table 3). Mn 황

화물의 용해도적은  $5.6 \times 10^{-16}$ 로(Table 5) 기타 금속황화물의 용해도적에 비해 크다. 즉, 용해도적에 의하면 맨 처음 형성되는 금속 황화물은 CuS이며 다음으로 PbS, ZnS, CdS, FeS이고 최후로 MnS 순이다. 다시 말하여 Mn은 기타 황화물의 용해도적 보다 큰 값을 갖으므로 용해성 Mn과 MnS 황화물이 평형관계에 도달했다라도 용해도적이 기타 원소들에 비해 크므로 폐수중에 Mn이 고농도로 존재할 수 있다. 따라서 Mn의 정화 효율은 기타 중금속 정화효율보다 저조하게 된다. 본 현장 실증 시험을 통해서도 Mn이 가장 제거효율이 낮은 것으로 나타났다.

한편 광산배수 중 주성분으로 흔히 존재하는 Al은 환원작용에 직접적인 영향을 받지 않고 pH가 5 및 8 범위내에서 Al(OH)<sub>3</sub>로서 침전한다. 즉 Al의 제거는 반응조의 pH에 좌우되고 할 수 있다. Table 2에 나와 있듯이 58일 및 118일의 pH/Eh/Al 농도에서 Al의 농도는 Eh의 변화에는 무관하다는 것을 알 수 있다.

황산염 환원의 지속성은 금속성분의 정화기간을 의미하므로 실제 산성 광산배수처리를 위한 소택지 설계시 매우 중요한 요소이다. 본 실증 시험시 약 4개월이 지나면서 산화환원전위가 음에서 양으로 변화하였다. 한편 118일 경과 후 반응조 내부의 기질물질 두께가 15 cm 가량 압축되었고 취수구 부터 반응조까지 연결된 전체 배관에 상당한 철 수산화물의 Scale이 발생하였다. 또한 폐수의 중화작용을 유도하기 위해 적정한 석회석이 폐수 유입부와 직접적으로 접촉하면서 유입부 부분에 수산화물이 생성되었다. Eh의 상승원인은 현재 밝혀 내지 못하였지만 환원 환경을 장기간 유지하는 방법과 함께 기질물질의 압축, 배관에서의 스케일 발생 및 석회석과 유입수와의 공간적 위치 등은 소택지내에서 폐수의 원활한 흐름과 직결되는 소택지 설계 변수로 판단된다. 따라서 앞으로 이러한 변수에 대한 연구가 필요하다고 본다.

## 결 론

벚짚 및 우분이 포함된 반응조를 118일 동안 운영하여 얻은 결과를 요약하면 다음과 같다.

pH가 3인 산성광산배수가 반응조를 통해 나오면서 pH는 118일 동안 평균 6 이상을 유지하여 방류수 수질 기준치를 만족 하였다. Eh 값은 34일 및 56일 -291 mV 및 -313 mV로 측정되어 환원환경이 조성되었다.

산성광산배수중에 존재하였던 Cu, Zn, Cd, Pb, Mn 및 Fe 성분은 반응조가 pH 6 Eh 값이 -300 mV 부근인 수질환경에서 최대로 정화되었다. 한편 Al의 정화는 Eh 환경과는 무관하게 단지 반응조 수질의 pH와 관련되는 것으로 나타났다. 본 반응조는 산성배수를 pH 6으로 상승시켜 알칼리도를 상승시킨 바 산성수이며 Fe로 주로 오염된 탄광배수의 Alkalinity Producing System 으로 활용될 수 있을 것이다.

향후 pH가 6이상 그리고 Eh를 약 -300 mV로 장기간 유지할 수 있는 우분 및 벚짚 구성 비율 등 기질물질에 대한 연구와 배관내의 산화물 Scale 발생 및 반응조 내부의 기질물질 부피변화에 따른 배수성의 이해도 필요한 것으로 나타났다.

Table 5. Solubilities of metal sulfides and hydroxides (25°C) (Yong *et al.*, 1992)

Metal sulfides		Metal hydroxides	
species	solubilities	species	solubilities
MnS	$5.6 \times 10^{-16}$	Mn(OH) <sub>2</sub>	$2.0 \times 10^{-13}$
FeS	$1.0 \times 10^{-19}$	Fe(OH) <sub>2</sub>	$1.8 \times 10^{-15}$
NiS	$3.0 \times 10^{-21}$	Ni(OH) <sub>2</sub>	$1.6 \times 10^{-16}$
CdS	$1.4 \times 10^{-23}$	Cd(OH) <sub>2</sub>	$2.0 \times 10^{-14}$
ZnS	$4.5 \times 10^{-24}$	Zn(OH) <sub>2</sub>	$4.5 \times 10^{-17}$
PbS	$1.0 \times 10^{-29}$	Pb(OH) <sub>2</sub>	$4.2 \times 10^{-15}$
CuS	$4.0 \times 10^{-38}$	Cu(OH) <sub>2</sub>	$1.6 \times 10^{-19}$

참고문헌

- 민정식, 정영욱, 이현주, 이동남, 1996, 광산지역 광해조사 및 대책 연구, 한국자원연구소 KR-96(C)-41 연구보고서, p. 1-374.
- 성낙창, 강현창, 임재명, 김정권, 1997, 폐탄광 폐수의 자연정화식 처리의 효율성 증진과 성능향상을 위한 연구, 석탄산업합리화사업단 기술총서 97-04, p. 1-289.
- 정영욱, 민정식, 권광수, 이현주, 1997, 광산폐수 정화용 소택지의 기질물질 효율성 평가, 한국자원공학회지 34(2), p. 142-151.
- Cohen, R. R. H. and Staub, M. W., 1992, Technical manual for the design and operation of a passive mine drainage treatment system, U.S. Bureau of Reclamation, p. 1-69.
- Dietz, J. M., Watta, R. G., and Stidinger, D. M., 1994, Evaluation of acidic mine drainage treatment in constructed wetland systems, Proceedings of 1994 International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, April 24-29, Pittsburgh, PA, p. 70-79.
- Dietz, J. M. and Stidinger, D. M., 1996, Acidic mine drainage abatement in an anaerobic sub-surface flow wetland environment-case history of the treatment system at Corsica, PA, Proceeding of 13th annual meeting of American society for surface mining and reclamation, successes and failure; Applying research results to insure reclamation success, p. 531-540.
- Dvorak, D. H., Hedin, R. S., Edenborn, H. M. and McIntire, P. E., 1992, Treatment of metal-contaminated water using bacterial Sulfate reduction: results from pilot-scale reactors, Biotechnology and Bioengineering, 40, p. 609-616.
- Eger, P., Wagner, J. R., Kassa, Z., and Melchert, G. D., 1994, Metal removal in wetland treatment systems, Proceedings of 1994 International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, April 24-29, Pittsburgh, PA, p. 80-88.
- Hedin, R. S., Narin, R. W. and Kleinmann, R. P., 1994, Passive treatment of coal mine drainage, USBM, IC-9389, p. 2-35.
- Hellier, W. W., Giovannitti, E. F., and Slack P. T., 1994, Best professional judgement analysis for constructed wetlands as a best available technology for the treatment of post-mining groundwater seeps, Proceedings of 1994 International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, April 24-29, Pittsburgh, PA, p. 60-69.
- Hellier, W.W., 1996, The Bark camp run demonstration constructed wetlands, findings and recommendations for future design criteria, Proceeding of 13th annual meeting of American society for surface mining and reclamation, successes and failure; Applying research results to insure reclamation success, p. 550-559.
- Kleinmann, R. L. P. and Hedin, R. S., 1993, Treat mine water using passive methods, Pollution Engineering, p. 20-22.
- Sikora, F. J., Behrends, L. L., Brodie, G. A. and Bulls, M. J., 1996, Manganese and trace metal removal in successive anaerobic and aerobic wetlands, Proceeding of 13th annual meeting of American society for surface mining and reclamation, successes and failure; applying research results to insure reclamation success, p. 560-579.
- Stark, L. R., Williams, F. M., Stevens Jr., S. E. and Eddy, D. P., 1994, Iron retention and vegetative cover at the Simco constructed wetland: An appraisal through year eight of operation, Proceedings of 1994 International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, April 24-29, 1994, Pittsburgh, PA, p. 89-98.
- Yong, R. N., Mohamed A. M. O. and Warkentin, B. P., 1992, Principles of contaminant transport in soils, Amsterdam, Elsevier, p. 71-72.