

문경 단봉탄광 폐석장 유출수의 조성변화

Changes in Compositions of Effluent Water from Mine Wastes in Danbung Mine, Munkyeong

지상우(Sang - Woo Ji)* · 김선준(Sun - Joon Kim)* · 안지현(Ji - Hyun Ahn)*

요 약 : 경상북도 문경 부근에 위치하는 폐광산인 단봉탄광의 폐석장에서 유출되는 산성광산수의 조성 변화를 보기 위하여 1995년 장마 전, 후 및 1997년 장마 전에 하천수와 퇴적물을 채취하여 금속원소의 함량을 분석하였다. 건기 동안에 폐석장 내에서 누적된 황철석의 산화산물이 강우량의 증가에 의해 유출됨으로써 장마 전보다 장마후에 하천수의 pH가 낮아지고 금속농도가 증가하였다. 2년의 시간이 경과한 후는 pH가 1이상 낮아졌으며 금속농도는 2배 이상 증가하여 산성광산수에 의한 오염의 진행이 심화되고 있음을 나타냈다. 적색과 백색으로 나타나는 Fe와 Al수산화물 및 황산염 등의 침전물의 공간적인 분포도 산성광산수의 조성변화를 반영하여 변화하였다. 1995년에 비해 1997년에는 적색침전물이 더 멀리까지 분포하고 백색침전물은 1995년도에는 발견되지 않던 하류까지 확장 분포하였으며 이들 침전물에 결합된 금속이온들의 함량도 수배 내지 수십 배 증가하였다.

Abstract : Stream water and precipitates were analyzed for metal contents to evaluate the compositional changes of effluent water from mine waste Danbung mine located in the vicinity of Munkyeong. Samples were collected before and after the rainy season in 1995 and before the rainy season in 1997 to observe seasonal variation and the change of the status of pollution after the lapse of two years. Increased metal contents and lowered pH values after rainy season are thought of the results of flushing of oxidation products of pyrite accumulated during dry season in mine wastes. The results of two years later showed that pollution by AMD have progressed more seriously in that pH has been lowered by one order and metal contents increased about twice. The spatial distribution of various Fe, Al hydroxides and sulfates occurring as red and white precipitates also changed. Red precipitates occurred at stream bed in longer distance after two years and white precipitates occurred far down from the mine wastes where no precipitates had been observed 1995. And metal contents in sediments also increased up to more than ten times.

서 론

폐광으로부터 유출되는 산성광산수는 유출수를 물리화학적 방법이나 자연물질 및 생물학적 방법을 통해 정화시키는 것(Down and Stock, 1978; Eger *et al.*, 1994; Hedin *et al.*, 1994; Kleimann *et al.*, 1995; Paithanker, 1994)이 가장 적절하지만 국내의 휴, 폐광산의 경우 이러한 조치가 이루어진 경우는 극히 드물고 최근에 들어 석탄합리화 사업단에 의해 산성광산수 처리시설의 설치가 계획, 시행되고 있다(석탄합리화사업단, 1997). 따라서 정도의 차이가 있을지라도 이러한 유출수에 의한 주변 수계의 오염은 계속적으로 진행되고 있다. 폐광된 후 시간이 경과함에 따라 유출수의 조성의 변화가 점차 오염정도가 완화되는 방향으로 진행될 것인지 또는 악화되는 방향으로 진행될 것인지는 광산의 지질 구조적 측면에 따라 다를 것으로 추정되나 이러한 변화에 대한 체계적 자료가 부족한 실정이다.

본 연구는 집중적인 강우의 전, 후에 따른 효과와 2년의 시간

적 경과에 따른 산성광산수의 변화를 분석하고자 시도하여 문경 부근의 단봉탄광의 폐석장에서 유출되는 산성광산수의 조성 변화를 분석하였다. 또한 석탄합리화사업단에서 계획되어 시행을 앞둔 오염방지시설이 완공된 후 방지시설의 효율성 및 지속성을 분석할 수 있는 비교자료로서의 역할도 기대한다.

연구 지역 및 지질

단봉탄광은 경상북도 문경군 문경읍 고요리에 위치하고 있으며, 북동쪽에 운달산(1097 m), 남동쪽에 단산(956 m), 남쪽에 봉명산(697 m) 등이 위치하여 대체로 높은 산악지형을 이룬다. 단봉탄광에서 흘러나온 물은 고요리의 신천을 통해 북서쪽에서 남향하는 오령천에 유입된다. 이 지역의 지질은 선캄브리아기로 추정되는 화강암질 편마암을 경사부정합으로 피복하는 조선계 대석회암통인 부곡리층(Op)이 발달하고 있다. 동측과 중앙에는 대석회암통을 평행부정합으로 덮고 있는 평안계층의 상부에 경사부정합관계의 대동계 부운령역암(Jp), 단산층(Jd)이 있으며 이들 모든 암층을 관입하는 화성암류(Gb, Ugp)로 이루어져 있다.

*한양대학교 자원공학과(Dept. of Mineral & Petroleum Engineering, Hanyang University, Seoul 133-791, Korea)

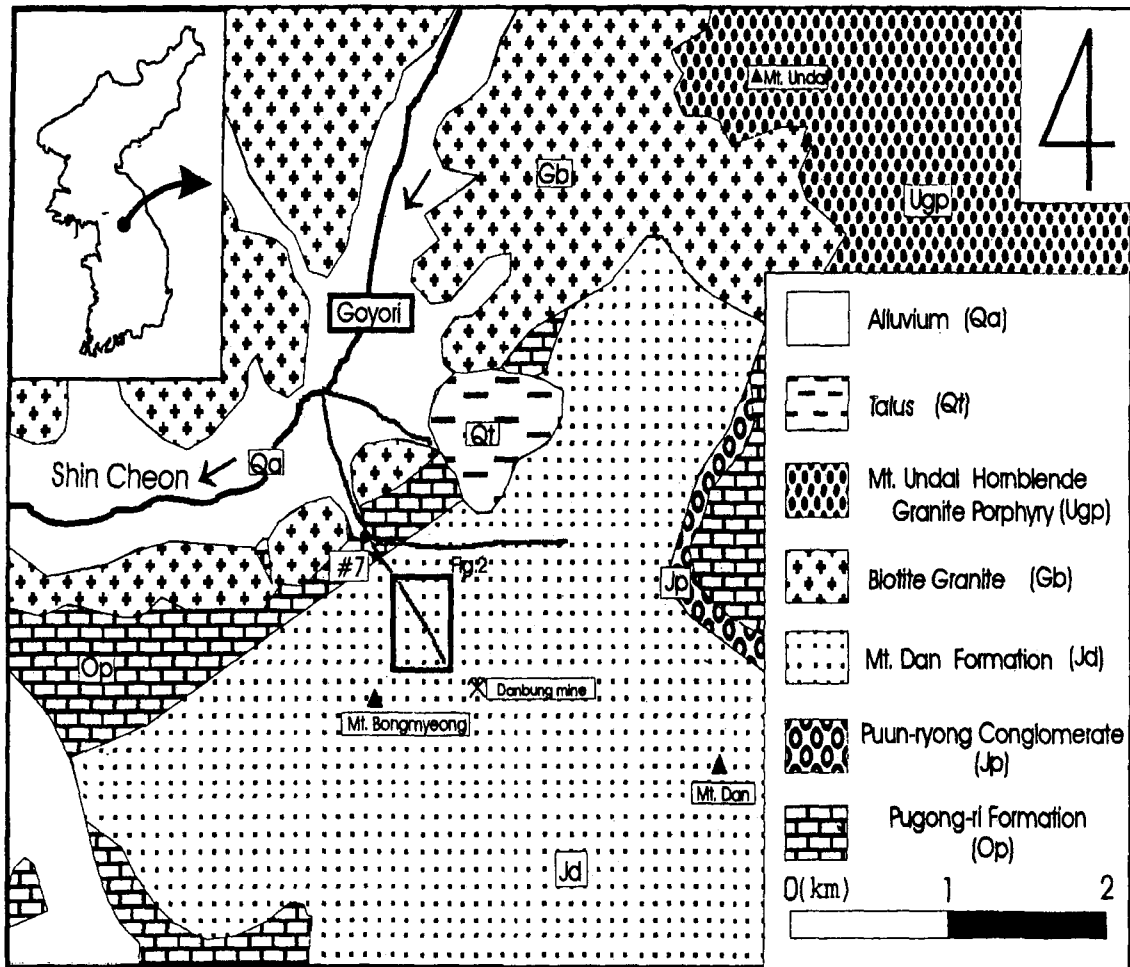


Figure 1. Geological map in the vicinity of Danbung mine (#7 indicates the sampling site and the rectangle includes other sampling sites which are shown in Figure 2).

그러나 본 연구범위내에서는 평안계층이 노출되어있지 않다. 단산층은 일반적으로 상당히 두터운 조립 및 중조립의 유백색 혹은 연회색 사암층이 퇴적 발달하고, 기저의 함역사암은 국부적으로 회소하게 역을 함유한다. 단산층의 하부는 조립질의 사암이고 상부로 감에 따라 차차 암흑색을 띠기 시작하여 세립사암화 되고, 흑색 입자 혹은 세일층이 비교적 두텁게 10 m 두께로 반복되는데 이 중에 현저한 2매의 탄층을 함유한다. 단산층 하부에 발달하는 이 탄층은 단산층의 중요한 함탄대로 개발되었다.

후기 관입화강암체는 북쪽에 광범위하게 연속되어 저반을 이루고 있으며, 주로 흑운모 화강암(Gb)과 각섬석화강반암(Ugp)으로 나타난다. 이들 외에 석영반암, 규장암 및 암맥 등이 나타나기도 한다(김남장 등, 1967)(Figure 1).

시료 채취 및 분석

본 연구를 위한 현장조사 및 시료 채취는 3회에 걸쳐 행해졌는데 1차 조사는 1995년 5월에, 2차 조사는 장마가 끝난 1995년 8월말에 이루어졌다. 3차 조사는 장마가 시작되기 전인 1997년 7월에 행해졌으며 광산 하부에 위치한 폐석장 용출수로

부터 침전지까지의 계류에서 행하였다. 2차 조사는 장마 직후의 시기여서 1차 조사의 결과와 비교를 통하여 강우에 의한 영향을 검토하기 위한 목적을 두었다. 3차 조사는 2년간의 차이를 두었고, 특히 1차 시료와 유사하게 장마 전에 시행되었기 때문에 그 동안의 유출수의 조성변화와 수계의 오염 상태 변화를 관찰하고자 하였다. 시료 번호의 마지막 번호 1, 2, 3은 각각의 조사시점(1차, 2차, 3차)을 의미한다. 저수지를 지나 마을 상부의 지점에서 7W를 채취하였다.

갱도 입구는 폐쇄된 후 직접적으로 광산수가 유출되지 않았으며 건천으로 변한 상황이었다. 조사 당시 갱구의 아래쪽(북측)에 위치한 폐석장 하부로부터 유출되는 용출수가 계류의 근원으로 침전지로부터 약 300 m 상류에 위치한다. 폐석장의 확실한 경계는 폐광 후 조립된 식생에 의해 가려지고 7~8년의 시간이 지남에 따라 확실한 위치를 구분하기 어려우나 1W가 채취된 지점으로부터 4W 사이에 걸쳐서 위치하는 것이 분명하다(Figure 2).

물시료 채취와 함께 몇몇의 지점에서 하상침전물을 채취하였으며, 하상침전물은 적색침전물과 백색침전물을 가급적 나누어 채취하고자 하였으나 많은 시료에서 백색침전물이 적색침전물

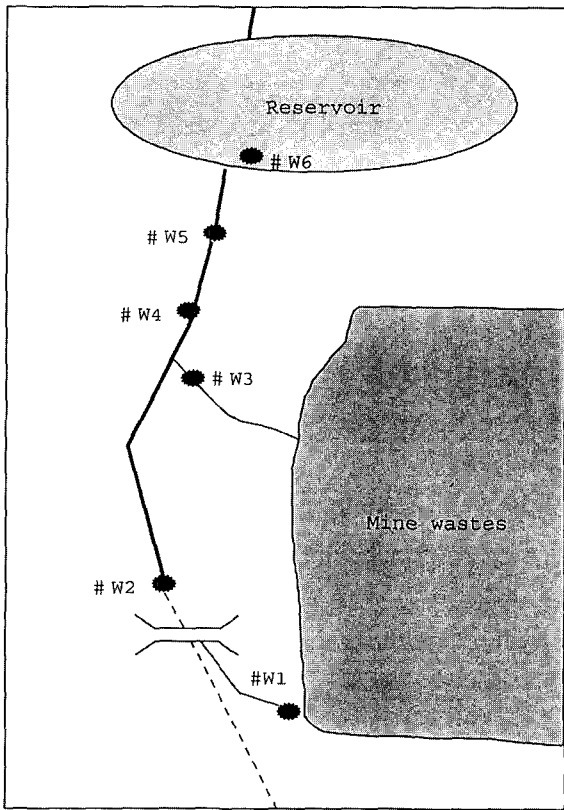


Figure 2. Sampling sites of water and precipitates.

의 표면에 침전된 상태였다. 하지만 육안에 의한 표면상의 적색 및 백색침전물의 분포범위는 1차, 2차, 3차에 걸쳐 변화가 관찰되었다. 1차에서는 4S까지는 적색침전물이, 백색침전물은 4S부터 관찰되었으나 2차에서는 5S까지 적색이 나타났으며 5S 이후에서도 적색이 소량 관찰되었다. 3차에서도 5S까지 적색침전물이 나타났으며 백색침전물은 2차에서는 관찰되지 않았던 7S까지도 관찰되었다. 이들 사이에는 좁은 구간에서 점이적인 황색 침전물이 나타나고 초기의 백색침전물은 적색의 표면에 피복되어 나타난다. 또한 특이하게 3차에서는 1S와 2S 사이에서 좁은 구간이나마 백색침전물이 적색퇴적물의 표면에 피복되어 나타났다.

물시료는 각각 0.45 μm의 Nitrocellulose Membrane Filter로 부유물질을 제거한 후 시간이 경과함에 따른 양이온들의 벽면 흡착을 방지하기 위해 농질산을 가하여 pH 2 이하로 보관하였다. 수소이온농도(pH), 산화-환원전위(Eh), 온도, 전기전도도 등은 시료 채취시 현장에서 측정하였다(Table 1). 시료의 채취에서 분석에 이르기까지 운반 및 보관은 ice box와 냉장고로 저온 상태를 유지하였다. 하상퇴적물은 채취 후 자연 건조시킨 후 아게이트 몰타르를 이용하여 -80#로 분쇄하여 건조상태에서 보관하였다.

양이온중 Fe(total), Al, Mn은 ICP-AES(Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrophotometry; Plasma 40/Perkin Elmer(Hydride vapor Generator장치))를 이용하여 분석하였고 Cr, Ni, Co, Cu, Zn, Cd, Pb는 ICP-MS(Inductively Coupl-

ed Plasma Mass Spectrophotometry; VG Elemental/PQ II Plus)를 이용하여 분석하였다. 하상퇴적물 시료는 화학분석과 XRD 분석을 행하였다. 화학분석을 위해서는 시료 0.1 mg 가량을 HClO₄, HNO₃, HCl의 혼합산을 이용하여 용액화 시킨 후 분석을 행하였다. XRD에 사용된 X선은 Cu Kα선으로 2θ의 범위를 5°~75°까지 10°/min의 속도로 측정하였다.

결과 및 고찰

1차 시료(pH 5.54~7.05)에 비해 2차 시료(4.97~6.40)의 pH가 0.5 정도 낮아졌으며 3차 시료는 1이상 낮은 값(4.39~4.71)을 보였다(Table 1). 전기전도도와 총용존고체량도 1, 2차에 비해 3차가 급격히 높아진 값을 보였다.

2차는 장마직후에 측정된 값으로서 강우량에 따른 유출수의 단기적인 변화를 엿볼 수 있는 자료로 생각된다. 단기간의 강우량의 증가에 따른 유출수의 조성변화는 강우량에 의해 유출수량이 증가됨에 따라 용존물의 함량이 낮아지는 희석효과가 생길 수 있으며(pH 상승) 또는 내부적으로 계속된 산화반응에 의해 측정된 산출물들이 강우에 의해 밀려나옴으로써 용존물의 함량이 급격히 상승하는 경우(pH 하강)의 상반된 경우를 상정할 수 있다(Rose, et al., 1979). 산성광산수의 pH를 낮추는 원인은 황철석의 산화에 의한 것이므로 장마전까지 비교적 건조한 기상 조건 동안에도 폐석장 내에서의 황철석의 산화가 계속 진행되어 그 효과가 누적되다가 강우량이 증가함에 따라 유출된 것으로 판단되어 희석효과보다는 후자에 의한 것으로 생각된다. 이러한 단기적인 변화보다 3차 시료의 결과는 더욱 주목하여야 할 사항으로서, 2년간의 간격을 둔 후 폐석장의 산성수 생성은 더욱 더 심화되어 2년 전(95년 5월)에 비해 더욱 낮은

Table 1. In-situ measured properties of water samples

Sample No.	pH	T	Eh	E.C.	TDS
1W-1	6.86	14.5	29.5	874	2563
2W-1	7.00	12.9	55.6	738	1882
3W-1	5.70	14.1	93.8	745	1890
4W-1	6.45	15.1	53.4	735	1872
5W-1	7.05	17.0	17.9	739	1872
6W-1	6.74	18.2	25.7	749	1867
7W-1	5.54	20.0	48.0	642	1635
1W-2	6.40	14.8	48.2	972	2479
2W-2	5.23	15.5	116.2	344	879
3W-2	4.97	15.6	131.7	665	1699
4W-2	5.11	16.1	123.5	585	1495
5W-2	5.14	16.1	122.5	644	1638
6W-2	5.12	17.9	124.0	535	1365
1W-3	4.71	14.6	139.5	1675	4274
2W-3	4.48	16.2	152.0	1315	3354
3W-3	4.39	16.7	157.1	~	~
4W-3	4.46	17.8	153.5	~	~
5W-3	4.39	17.9	157.5	1358	3461
6W-3	4.42	26.2	160.5	1229	3147
7W-3	5.37	23.6	105.2	835	2173

T: Temperature (°C), Eh: Redox Potential (mV), E.C.: Electrical Conductivity (μS), TDS: Total dissolved solid (ppm)

pH를 보인다.

시료 채취시기에 따라 각 금속 이온들의 함량변화도 pH의 변화 양상과 동일한 경향을 보이고 있다(Table 2)(Figure 3(a), (b)). 1차와 3차 시료 채취시에는 계류의 유량이 적은 관계로 1W의 유출수가 2W지점에 이르기 전에 건천화 한 후 2W지점에서 다시 삼출되었으나 2차 시료 채취시에는 1W의 유출수의

Table 2. Chemical compositions of water samples

[mg/L]	Al	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	Cr	Cu
1W-1	7.665	6.644	1.468	n.d.	0.057	n.d.	0.008	n.d.
2W-1	6.425	n.d.	0.280	n.d.	0.036	n.d.	0.000	n.d.
3W-1	6.450	n.d.	n.d.	n.d.	0.042	n.d.	n.d.	n.d.
4W-1	6.375	n.d.	0.082	n.d.	0.040	n.d.	n.d.	n.d.
5W-1	6.335	n.d.	0.165	n.d.	0.052	n.d.	n.d.	n.d.
6W-1	6.330	n.d.	0.103	n.d.	0.053	n.d.	n.d.	n.d.
7W-1	5.383	n.d.	0.059	n.d.	0.022	0.007	0.015	n.d.
1W-2	8.448	7.010	3.283	0.024	0.472	n.d.	0.076	0.002
2W-2	2.432	0.150	0.186	n.d.	0.039	n.d.	n.d.	0.004
3W-2	8.328	0.200	1.267	0.126	0.370	0.139	0.052	0.012
4W-2	7.028	0.220	0.853	0.075	0.286	0.086	0.040	0.008
5W-2	6.747	0.200	0.781	0.059	0.117	0.076	0.029	0.009
6W-2	6.716	0.180	0.726	0.062	0.117	0.072	0.032	0.009
1W-3	25.324	11.598	14.390	0.380	0.202	0.373	0.204	0.050
2W-3	13.100	0.226	7.166	0.243	0.146	0.218	0.150	0.015
5W-3	13.368	0.029	6.882	0.264	0.147	0.237	0.149	0.021
6W-3	13.100	0.000	6.780	0.273	0.139	0.249	0.149	0.020
7W-3	7.049	0.000	3.393	0.146	0.100	0.134	0.095	0.005

n.d.: not determined

양이 많아지고 건천이었던 상류로부터의 유출이 이루어져 연속 되는 계류를 형성하였다. 금속이온들의 농도가 1, 3차와 달리 2차 시료의 경우 2W지점에서 급격히 낮아지는 것도 pH의 변화와 같이 건기에 채수한 2W시료는 1W의 유출수가 복류하다가 오염되지 않은 주변의 지하수가 섞여서 농도가 희석된 것으로 판단된다. 그러나 3W와 합류되는 지점인 4W, 5W에서는 다시 높은 금속 함량을 나타낸다. 3W도 폐석장에서 직접 유출되는 시료로서 1W와 유사하거나 오히려 낮은 pH 및 금속농도를 보이고 있다. 4W는 2W와 3W가 합류함에 따라 3W보다는 pH가 약간 상승하고 금속 농도는 감소한다. 2W지점을 제외하면 모든 금속이온들의 농도는 2차 시료가 1차 시료보다 높게 나타나 pH의 하강에 따른 금속이온들의 용해도의 증가에 따른 유동성의 증가를 반영하고 있다.

1, 2차보다 2년 후에 채취한 3차 시료의 경우 모든 금속이온들의 농도가 1차 시료는 물론 2차 시료보다도 수배 이상 높아져서 본 지역의 산성광산수의 수질이 심하게 악화되고 있음을 뚜렷이 보여주고 있다(Figure 3(a), (b)). 3차 시료의 경우에서도 1W에 비해 2W에서 중금속들의 함량이 반정도로 떨어지고 있어 2W지점에서 계속적으로 주변의 오염되지 않은 지하수가 유출수와 섞이고 있음을 나타낸다.

Fe의 농도가 1W 이후 급격히 낮아지는 것은 황철석의 산화에 의해서 형성된 Fe³⁺와 Fe²⁺가 유출직후의 Eh-pH환경에서 다양한 수산화철과 황산염 등으로 침전하게 되어(Clark and Crawshaw, 1979; Dugan, 1975), 다량의 적색침전물을 형성하고 이동도가 높은 Fe²⁺의 농도는 극히 낮아지는 것으로 판단된다. 1차 때의 Fe의 농도는 2W에서 6W에 걸쳐 측정한계 이하로 나타났으나

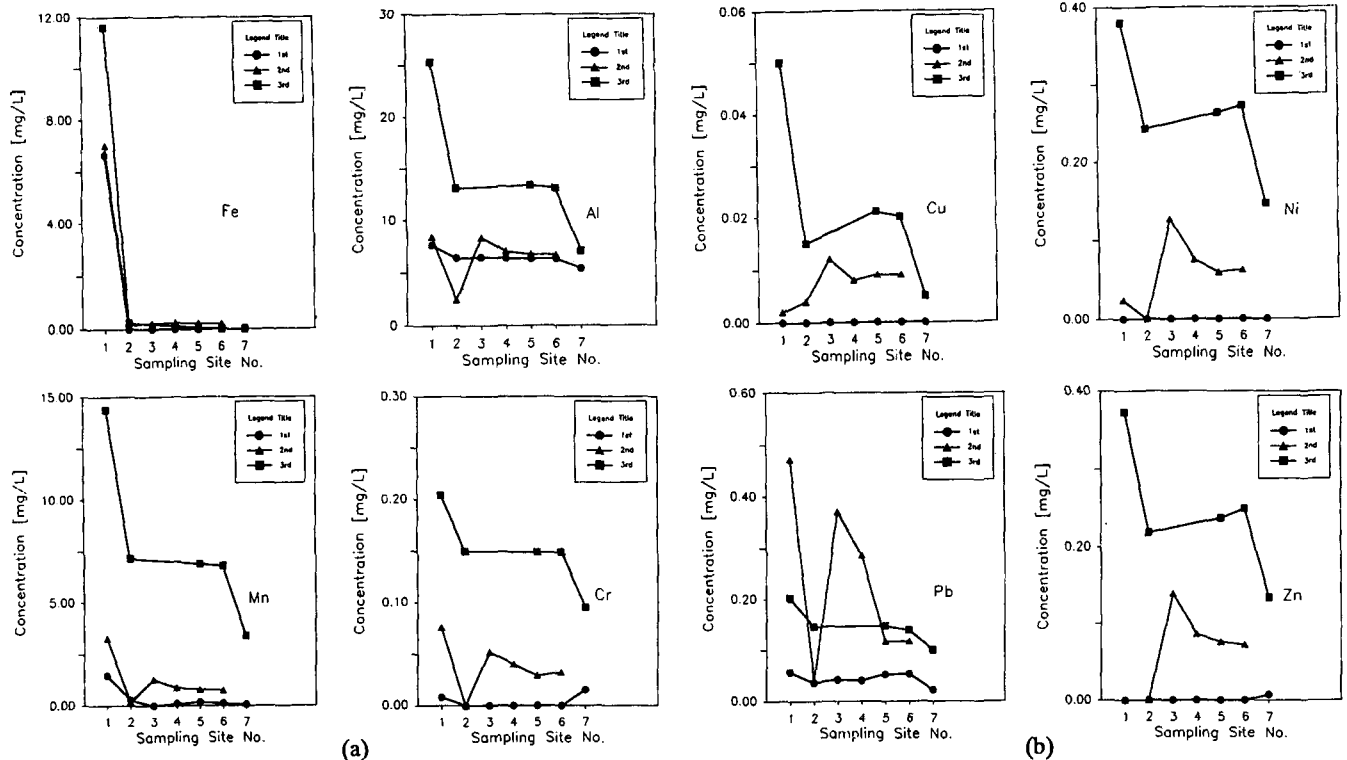


Figure 3. Eh and pH values of stream water samples.

3차 때는 2W에서 0.226, 5W에서 0.229(mg/L)로서 낮으나 증가한 양상을 보인다.

산성광산수에서 유출된 금속 성분에 의해 침전된 퇴적물은 하류로 갈수록 Red-Yellow-white로 색의 변화가 뚜렷이 관찰되었다. 모든 침전물들이 XRD분석에 의해 결정질이 발견되지 않았으므로 적색침전물은 비정질의 철수산화물이나 철황산염 또는 Al함유 Fe수산화물로 판단되며 화학분석 결과도 이를 뒷받침한다(Table 3). 침전물의 색이 적색에서 황색으로 다시 백색으로 변화함에 따라 Fe와 Al의 함량의 비율이 변화하는 양상이 뚜렷하다. 백색침전물은 Fe보다도 Al의 함량이 월등 우세하여 Fe함유 Al수산화물 또는 alunite와 유사한 황산염으로 판단된다(Table 4). 부유물의 응집에 의한 침전에 대한 pH의 영향은 Fe³⁺가 2.5~4.3이고 Al이 약 5~5.2(Skelly and Loy, 1973; Snoeyink and Jenkins, 1980; Kelly, 1988)로 알려져 있으나 4.3 및 5.2 이하의 수치는 pH가 높았을 때 침전되었을 것이라는 주장도 있다(Koryak *et al.*, 1972). pH의 변화에 따른 정확한 침전효과의 규명은 야외 조건상 불가능하지만 pH가 상승함에 따른 Fe와 Al의 분리 침전은 뚜렷이 관찰된다. 또한 3차 채취시 1S와 2S사이에서 소량의 백색의 침전물이 관찰된 것은 이들 원소들이 침전에 대한 pH의 영향에 극히 민감하다는 것을 보여준다.

침전물의 분포양상도 시간 경과에 따른 pH의 하강을 반영하여 공간적인 변화를 보여 준다. 1차 때는 4S부터 백색침전물이 적색의 표면에 피복되어 나타나고 5S에서는 적색이 거의 없이 백색침전물이 주를 이루었고, 2차 때는 5S까지 적색이 주를 이루며 소량의 백색침전물이 관찰되었다. 3차에서는 5S 이후에서

도 적색침전물이 주를 이루었으며 7S까지도 1, 2차 때에는 극히 소량이었던 백색침전물이 다량으로 관찰되었다.

시료 채취시기에 따른 금속들의 함량변화도 주목할 정도로 변화하고있다. 모든 시료에서 1차보다 2차 때 높은 함량을 보이며, 3차 때는 Pb를 제외한 모든 금속의 함량이 2배 이상으로 증가하였다. 금속이온들도 침전이나 Fe 및 Al수산화물에의 흡착으로 수용액으로부터 제거되는데, 이들도 주로 pH에 좌우된다. Pb(II), Cu(II), Zn, Ni는 수산화물이나 기타 염으로 침전되는 최소 pH 값이 각각 6.3, 7.2, 8.4, 9.3으로 알려져 있으며(Down and Stocks, 1977; Eyres and Pugh-Thomas, 1978), 흡착은 각 수계에서의 겔보기 흡착계수에 의해 추정 될 수 있다(Davis and Leckie, 1978; Tessier, 1885; 유재영, 최인규, 1995; 지상우등, 1997). pH가 낮아지면 이미 침전 또는 흡착되었던 금속들은 다시 분리 또는 용해될 수 있다(Kelly, 1988). 하천의 pH는 상기한 침전에 필요한 최소 pH보다 낮으므로 침전되기 보다는 흡착되어 존재하는 것으로 추정된다. 하지만 침전물의 침전시 흡착되었던 금속이온들은 침전물의 침전과 함께 공침(co-precipitation)하게 될 것이므로 Fe, Al수산화물이 pH의 변화에 의해 용해되지 않는 한 대부분의 금속이온은 침전물에 결합되어서 표면에 흡착되어 있던 부분 외에는 유리되지 않고 계속적으로 존재할 것이다.

조사시기에 따른 적색 및 백색 침전물의 분포가 변하는 것을 보아 pH의 변화(pH의 하강)에 의해 침전물이 용해되는 현상도 가능할 것으로 추정된다. 즉 백색이 침전되었던 지점의 pH가 낮아지면 백색의 침전물이 재용해될 가능성이 있으나 원래보다

Table 3. Metal contents of sediment samples

[µg/g]	Fe	Al	Mn	Ni	Pb	Cu	Cr	Cd	Co
1S-1	75619.43	98699.40	27.403	19.570	1.525	1.385	3.198	n.d.	0.763
2S-1	401297.90	58518.45	129.306	105.958	1.658	14.801	1.335	0.090	2.356
3S-1	176248.20	117471.30	229.617	51.064	1.543	14.532	1.115	0.076	3.313
4S-1	18299.52	187219.60	3.682	4.644	0.105	2.494	0.199	n.d.	0.089
1S-2	75407.30	88703.98	45.027	20.184	1.631	1.653	3.819	0.011	0.880
2S-2	419856.01	60716.72	36.140	99.851	1.446	14.059	0.791	0.052	1.376
3S-2	371579.73	69522.07	355.249	90.877	1.687	17.020	1.053	0.117	5.147
4S-2	340962.58	103123.11	14.604	78.180	2.360	11.932	1.235	0.011	0.569
5S-2	108107.45	114509.33	61.500	29.252	1.805	6.929	1.642	0.033	1.181
6S-2	30257.63	173331.03	45.738	9.287	1.162	5.628	3.971	0.012	0.627
1S-3	334759.92	58582.99	3446.058	50.263	27.209	32.408	28.706	1.056	58.583
8S-3	7974.59	195907.58	1382.877	29.414	13.478	56.053	21.195	0.518	23.712

n.d.: not determined

Table 4. Metal contents of precipitates with different colors

[µg/g]	Fe	Al	Mn	Ni	Pb	Cu	Cr	Cd	Co
2S-1a	459505.30	38699.10	125.945	119.388	1.439	11.667	0.436	0.053	2.869
2S-1b	305978.70	93852.14	83.405	77.395	1.545	19.173	1.134	0.083	1.380
1S-3a	381419.10	79086.90	3003.300	43.853	23.821	38.487	34.603	1.201	56.062
1S-3b	28612.75	180210.10	n.d.	86.089	9.086	22.137	18.377	0.466	45.233
6S-3t	46987.29	90099.33	2906.430	35.076	34.364	45.050	64.281	0.640	45.122
6S-3m	38535.12	109182.84	3952.320	52.665	40.452	65.559	63.336	0.650	92.583

n.d.: not determined, a: red precipitates, b: white precipitates, t: upper part of precipitates, m: lower part of precipitates

좀 더 낮은 pH에서도 침전 가능한 적색의 침전물이 침전될 것이다. 이러한 경우 침전물에 결합하여 존재하는 금속의 함량의 변화는 지속적인 적색 침전물의 침전이 있는 한 감소되기보다는 증가될 것으로 생각된다. 저수지 가장자리에는 하천보다 훨씬 두꺼운 침전물의 층이 형성되어 있는데 이들은 지속적인 침전에 의해 형성되었을 것이므로 표면에 가까울수록 새로운 침전물일 것이다. 색은 적색도 백색도 아닌 회적색을 띄고 있는데 하천과 달리 다양한 부유물, 점토, 혹은 탄분 등이 섞인 것으로 판단된다. Table 4에서 보듯이 저수지에서 채취된 6S-3은 표면시료(6S-t)보다 하부시료(6S-m)가 뚜렷이 더 높은 Al함량을 보여주고 있어 계속적으로 pH가 낮아짐에 따라 Al수산화물에 비해 Fe수산화물의 함량이 증가하는 양상을 보여준다.

결 론

1. 장마전보다 장마후의 유출수의 pH가 약 0.5정도 낮아지고 금속함량이 증가하는 것은 건기에 계속적으로 진행된 황철석의 산화에 의한 산출물이, 증가한 강우량에 의해 일시적으로 밀려 나온 결과이다. 하지만 이러한 경우는 지질구조에 따른 현상이므로 다른 지역에서는 화석에 의해 대비되는 결과가 생길 수도 있을 것이다.
2. 2년의 기간이 경과 후 하천수의 pH가 1 이상, 금속농도는 2배 이상 증가하여 산성광산수에 의한 오염의 진행이 점차 심화되고 있음을 보여준다.
3. 유출수의 수질이 악화됨에 따라 침전물의 분포범위도 점차 하류까지 연장되고 있다. 적색침전물(Fe수산화물 또는 황산염)이 백색침전물(Al수산화물 또는 황산염)이 있던 지점을 피복하며 연장되고 백색침전물은 침전물이 관찰되지 않던 하류까지 연장, 발달하고 있다.
4. 침전물내의 금속함량도 하천수의 금속 농도를 반영하여 수%에서 수백%까지 증가하고 있다.

참고문헌

김남장, 최승오, 강필중, 1967, 한국 지질도 문경 도폭 설명서, 과학 기술처, 국립지질 조사서.
 지상우, 김선준, 이중배, 1996, 영동단광 부근 수계에서의 중금속의 존재형태와 흡착, 한국자원공학회지, 34(3), p. 326-336.
 유재영, 최인규, 1994, 태백탄전지대의 비정질 철수산화물에 대한 희귀 원소의 흡착, 지하수환경, 1(1), p. 23-32.

Clark, C. J. and D. H. Crawshaw, 1979, A study into the treatability of ochreous mine-water discharge, *Water Pollution Control*, 78, p. 446-462.
 Davis, J. A. and Leckie, J. O., 1978, Surface ionization and complexation at the oxide/water interface, *J. colloid and Interface Sci.*, 67(1), p. 90-177.
 Down, C. G. and Stock, F., 1977, Macroinvertebrate community structure as an indicator of acid mine pollution, *Environmental Pollution*, 6, p. 239-262.
 Down, C. G. and Stock, F., 1978, Environmental impact of mining, Applied Science Publishers, 370p.
 Dugan, P. R. 1975, Bacterial ecology of strip mine area and its relationship to the production of acidic mine drainage, *Ohio Journal of Science*, 75, p. 266-279
 Eyres, J. P. and Pugh-Thomas, M., 1978, Heavy metal pollution of the River Irwell(Lancashire, N. K) demonstrated by analysis of substrate materials and macroinvertebrate tissue, *Environmental Pollution*, 16, p. 129-136.
 Hedin R. S., Watzlaf G. R. and Nairn R. W., 1994, Passive treatment of acid mine drainage with limestone, *J. Environ. Qual.*, 23(6), p. 1338-1345
 Kelly, M., 1988, Mining and the freshwater environment, Elsevier Applied Science, London, 39p.
 Koryak, M., Shapiro, M. A., and Sykora J. L., 1972, Riffle zoenthos in streams receiving acid mine drainage, *Water Research*, 6, p. 1230-1247.
 Paithankar A. ed., 1994, The impact of the mining on the environment problems and solutions, A. A. Blakema/Rotterdam, 452p.
 Rose, A. W., Hawkes, H. E. and Webb, J. S., 1979, Geochemistry in mineral exploration (2nd ed.), Academic press, 657p.
 Skelly and Loy(Consultants) and Pennsylvania Environmental Consultants, 1973, Processes, procedures and methods to control pollution from mining activities : Surface mining, EPA-430/9-73-011, EPA Washington, 390p.
 Snoeyink, V. L. and Jenkins, D., Water chemistry, John Wiley & Sons, New York, 270p.
 Tessier, A., Raffin, F. and Dargnan, R., 1985, Trace elements in oxic lake sediments : Possible adsorption onto iron oxyhydroxides, *G. C. A.*, 49(1), p. 183-294.