

달성광산의 자연정화처리시스템에 대한 수리지구화학적 특성 연구

이우춘¹⁾ · 김성희¹⁾ · 이병태²⁾ · 이상호²⁾ · 김경웅²⁾ · 심연식³⁾ · 박현성³⁾ · 김순오^{1)*}

The Hydrogeochemical Study on the Passive Treatment System of the Dalseong Mine

Woo-Chun Lee, Seong-Hee Kim, Byung-Tae Lee, Sang-Ho Lee, Kyoung-Woong Kim, Yon-Sik Shim, Hyun-Sung Park and Soon-Oh Kim*

Abstract : This study was conducted to assess the passive treatment process of the acid mine drainage originated from Dalseong mine. The properties of mine drainage between prior to and after the treatment process were compared using a variety of hydrogeochemical methods including field investigation, chemical and instrumental analyses, mineralogical observation, calculation of pollutant loading, correlation analysis, and property-property evaluation. The dissolved iron in the mine drainage was oxidized into the iron (oxyhydro)oxides and removed by the process. In addition, most of Cu was sequestered by the process, but 40% of Zn was not removed and discharged into the nearby stream. At a confluence with stream water, most of contaminants were removed by various chemical reactions such as oxidation, adsorption, precipitation, and coprecipitation, and finally the concentration and loading of pollutants significantly decreased with increase in distance from the confluence.

Key words : Dalseong mine, Mine drainage, Passive treatment system, Hydrogeochemical assessment

요약 : 본 연구는 달성광산 광산배수의 자연정화처리시스템을 평가하기 위하여 수행되었다. 이를 위하여 현장 조사와 이화학·광물학적 분석, 오염부하량 산정, 상관성 및 특성-특성도 분석 등의 다양한 수리지구화학적 기법을 이용하여 처리 전후의 광산배수 수질 특성을 비교하였다. 광산 배수 내 존재하던 용존 철은 처리시스템을 통해 산화물 형태로 제거되었으며, 구리는 수착반응에 의해 제거되었지만 아연은 40% 정도가 제거되지 않고 인근 하천으로 방류되는 것을 확인하였다. 처리수와 하천수의 혼합지점에서는 산화, 흡착, 침전, 그리고 공침 등의 다양한 화학반응으로 인하여 대부분의 오염물질들이 저감되는 것으로 나타났고 하류수계로 갈수록 오염물질의 농도와 오염부하량이 감소하는 것을 확인하였다.

주요어 : 달성광산, 광산배수, 자연정화처리시스템, 수리지구화학적 평가

서 론

1990년대부터 폐광산 주변 환경오염에 대한 국민적 관심이 증대됨에 따라 이에 대한 다양한 대책 및 관리방

2012년 12월 4일 접수, 2013년 1월 9일 심사완료
2013년 2월 14일 게재확정

- 1) 경상대학교 자연과학대학 지구환경과학과 및 기초과학연구소
- 2) 광주과학기술원 환경공학과
- 3) 한국광해관리공단 광해기술연구소

*Corresponding Author(김순오)

E-mail: sokim@gnu.ac.kr

Address: Department of Earth and Environmental Sciences and Research Institute of Natural Science, Gyeongsang National University, Jinju, Korea

안이 정부에 의해서 수립되어져 수행되어 오고 있다. 국내 총 2,006개 광산 중 폐광산은 1,276개로 63.6%를 차지하며, 그 중 폐금속 광산은 50%에 달한다(Jung and Jung, 2006). 이러한 폐광산은 산림훼손, 산성배수 유출, 폐광석 및 광미 유실, 지반침하, 소음·진동 및 먼지 날림 등의 다양한 광해를 발생시키고 있으며, 특히 산성배수와 침출수에 의한 광해가 주변 환경에 가장 심각한 영향을 끼치는 것으로 알려져 있다(Morin and Calas, 2006; Wang and Mulligan, 2006). 산성배수는 휴·폐광산 내 존재하는 황철석 등과 같은 황화광물이 산소와 물과 반응하여 풍화됨으로써 산이 발생되며, 독성 중금속 등과 같은 다양한 오염물질을 함유한 광물로부터 유해한 물질들을 용출시킨다(Smedley and Kinniburgh, 2002). 이렇

게 용출된 오염물질들은 물, 대기, 토양 등의 이동매체를 통해 주변으로 이동 및 분산되어 인간을 포함한 생태 환경에 치명적인 피해를 가져올 수 있다고 알려져 있다 (Jeong and Lee, 2003; Liu *et al.*, 2007; Rodríguez *et al.*, 2009).

폐광산에 의한 주변 환경오염을 해결하고자 산성배수, 폐광석 및 광미, 침출수 그리고 주변 수계 등에 관한 다양한 연구와 환경 영향 평가가 이루어져 왔다(Cheong *et al.*, 1997; Kim *et al.*, 1999; Yoo *et al.*, 2006; An *et al.*, 2010; Kim *et al.*, 2011; Kim *et al.*, 2012). 또한 유출된 산성광산배수에 대해서는 SAPS, 인공소택지 그리고 물리화학적 정화시설 등을 이용하여 정화가 진행되고 있다. 하지만 광산지역 내 배출수 수질을 평가하고 관리하는데 있어서 기존에 마련된 수질기준이 광산 배출수의 성상 및 특성을 제대로 반영하지 못해 광산 배출수 관리 기준 및 처리수 기준 설정 등에 한계가 있는 실정이다 (Kim, 2005; An *et al.*, 2011). 또한 광산 배수 처리시설의 정화기준으로 배출허용기준을 준용하고 방류기준 이내로 정화하고 있지만 적화현상과 탁도 증가 등에 의한 심미적인 원인으로 인하여 지역주민의 불신을 초래하고 있다.

이에 본 연구는 적합한 광산 배출수(처리수) 관리 기준을 마련하고 보다 더 효율적인 광산배수 정화시스템 모색을 위한 기초연구로서 수행되었다. 이를 위해 처리시설이 있는 폐금속 광산을 선정하여 처리 전후의 광산배수에 대한 수리지구화학적 다양한 방법들로 조사를 수행하고, 광산배수 처리시스템의 성능 및 효율성을 평가하였다.

연구 방법

연구지역 개요

달성광산은 대구 가창면 상원리에 위치해 있으며 텅스텐, 구리, 금, 은을 채굴하다가 1975년에 휴광되어 1994년에 폐광되었다. 1996년 정부의 광해방지사업의 일환

으로 1999년에 SAPS조 3개와 소택지 2개가 직렬로 배열된 자연정화시설이 설비되었다. 그리고 처리장 반대편에 갭구가 위치해 있고 그리고 폐석 및 폐광미장이 매립되어 있다.

달성광산의 지질은 백악기 경상누층군 유천층군에 해당되며, 광상은 안산암질암 각력구조대에 부존하는 각력광상과 맥상광상으로 이루어져 있다. 그리고 산출되는 광물로는 철망간중석, 황철석, 황동석, 자철석, 섬아연석, 유비철석, 회중석, 석영, 방해석 등이다(Choo *et al.*, 2007).

시료 채취 및 현장 조사

시료채취 기간은 2012년 3월에서 8월까지로 건기 3회와 우기 2회에 걸쳐 수행하였고, 일평균 오염량을 측정하기 위해 주요 지점을 선정하여 4시간마다 3회에 걸쳐 시료를 채취하였다. 건기 1차 시기의 분석결과를 토대로 주요지점을 갭내수(DS-1), 처리수(DS-2 and 3), 침출수(DS-4), 배출수(DS-5), 유입수(DS-6), 혼합수(DS-7)의 총 7지점으로 선정하여 건기 2차시기부터 우기 2차시기까지 시료를 채취하여 분석을 실시하였다. 정화시설 주변의 하천수 채취는 방류수와 만나는 지점으로부터 거리에 따른 수질 특성을 살펴보기 위해 0, 50, 100, 200, 350, 500, 750, 1000 m 의 일정한 간격으로 채취하였다 (Fig. 1). 그리고 최초 방류수 합류지점으로부터 수계 하류방향에서 유입되는 경우에는 합류 전후로 2개의 하천수를 채취하는 등 총 16점의 시료(갭내수 1점, 처리수 2점, 침출수 2점, 배출수 1점, 하천수 10점)를 채취하였다. 채취한 시료는 현장 측정용과 이화학 분석용으로 구분하였으며, 현장 측정은 시료 채취 후 즉시 이루어졌다. 그리고 이화학 분석용 시료는 양이온 분석용과 음이온 분석용으로 구분하였고, 양이온 분석용은 0.45 μm 멤브레인 필터로 여과하여 2M-HNO₃으로 pH 2이하가 되도록 하였다. 음이온 분석용은 여과 후 산으로 전처리를 하지 않고 양이온 분석용 시료와 함께 냉장 보관하여 실험실로 옮겨 분석을 실시하였다. 현장 측정 항목으로는 수온,

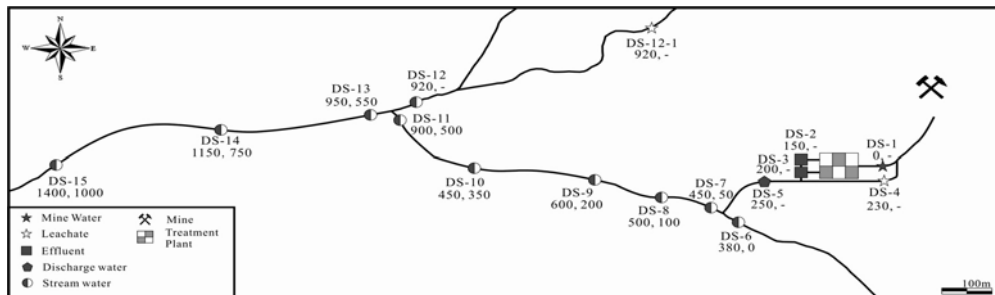


Fig. 1. Sampling sites of the study area.

용존산소(DO), pH, 전기전도도(EC), 산화환원전위(ORP), 총용존고형물질(TDS), 탁도, 염도를 측정하였고, 산성배수는 쉽게 산화 및 변질되기 때문에 현장에서 Colorimeter (DR 890, Hach) 3대를 이용하여 용존 철(Ferrous), 총철(Total iron), 황산이온(Sulfate), 황화이온(Sulfide) 등의 농도와 총고형물질(TSS)의 농도를 분석하였다.

이화학 및 광물학적 분석

분석용으로 준비한 시료는 양이온은 유도결합 플라즈마 방출분광기(Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometer, ICP-AES Perkin Elmer optima 4300DV)로 분석하였고, 음이온은 이온크로마토그래피(Ion Chromatography, IC DIONEX)를 이용하여 분석하였다. 산성광산배수 내 침전물은 주로 철 산화물 및 황산염 광물로 구성되어 있어 이를 동정하기 위해 X선 회절분석(XRD, D5005, Siemens)을 이용하여 분석을 실시하였다. 침전물은 상온에서 충분히 건조시켜 분말상태로 Cu 및 Co-K α 주사선을 이용하였으며, 철을 함유하는 광물의 경우 Cu-K α 주사선을 흡수하기 때문에 Co-K α 주사선으로 재분석하였다. X-선 회절분석의 분석조건은 30 kV, 35 mA, 주사각: 10°~90°, 주사속도: 0.01°/sec, 주사시간 : 6 h 45 min로 설정하여 실시하였다. 침전물의 형태상과 화학적인 조성을 살펴보기 위해 주사전자현미경(scanning electron microscope, SEM)과 에너지분산스펙트럼(energy dispersive spectrum, EDS)을 이용하여 분석하였다. EDS의 중첩 스펙트럼을 피하기 위하여 금(gold)으로 코팅하였으며, 나노크기까지 관찰하기 위해 전자방출형 주사현미경(FE-SEM, Philips XL30S FEG)으로 실시하였다. FE-SEM 관찰시의 가속전압과 전류는 각각 20 kV 및 10 nA 조건이었으며, 사용배율은 최대 200,000배이고 주로 10,000~100,000 범위의 배율에서 관찰을 실시하였다.

수계 추적 이온 선정

산성광산배수에 관련된 수질은 광산지역의 지질학, 수문학, 지구화학적 특성 등에 의하여 영향을 받는다. 예를 들어 광산배수 내 존재하는 중금속 오염물질은 수체의 물리화학적 특성 변화에 따라 2차 광물로 침전(공침)되거나 지질 매체와 화학반응을 통하여 다른 광물에 흡착되어 이동이 제어됨으로써 자연적으로 저감될 수 있다. 따라서 광산배수의 효과적인 관리방안 모색을 위해서는 생태독성 오염물질의 인지 및 확인뿐만 아니라 광산 배수의 영향을 받은 수체의 물리화학적 특성 변화를 지속적으로 감시하는 것이 중요하다. 이러한 연속성 있는 수체의 공간적인 특성 변화를 모니터링 하는데 있어서 추적이온(추적자 이온)을 이용하면 수체 내 오염물질의 거

동에 영향을 주는 다양한 수리지구화학적 기작(침전/용해, 흡착/탈착, 농축/희석, 고정/지환 등)을 이해할 수 있다. 따라서 본 연구에서 이용된 추적이온은 기존 연구 자료를 토대로 선정하여 활용하였다. 기존 연구 자료를 살펴보면, Li, Br, Cl, Na, Sr, SO₄ 등이 주로 추적이온으로 활용되어 오고 있다(Broshears *et al.*, 1996; Kimball and Runkel, 2010; Runkel *et al.*, 2012). Li와 Br은 본 연구에서 검출되지 않아 추적이온으로 이용할 수 없고, Cl과 Na는 연구지역 내 소재한 마을의 생활폐수가 유입될 가능성이 높을 뿐만 아니라 생활폐수에 의한 민감성이 크기 때문에 배제하였다. Sr의 경우는 주로 화강암에 함유되어 있으며, 수압반응에 의해 용출될 가능성이 높기 때문에 본 연구에서 이용하기에는 부적합하다고 판단되었다. SO₄는 광산수계에서 출현빈도수가 크고 반응성도 없을 뿐만 아니라 본 연구와 같이 짧은 구간에 적용하기에 적합한 추적이온으로 판단되어 본 연구에서 추적이온으로 선정하였다. 또한 분석결과에서 보면 다른 이온들보다 SO₄의 농도분포가 공간적으로 뚜렷한 양상을 나타내어 본 연구의 추적이온으로서 적합하다고 판단되었다. 본 연구지역의 하천은 계절과 기후에 따라 유량의 변동이 매우 심해 이를 정확하게 측정하기 위해서 합류 전후의 추적이온 비로 유량을 계산하였을 뿐만 아니라 평균수질, 오염총량 그리고 특성-특성도 등에서도 추적이온을 이용하여 해석하였다.

연구 결과 및 토의

현장조사 결과

현장조사 결과를 토대로 각 시료에 대한 위치와 거리를 나타내었으며, 거리는 갭내수 최초 유출지점 기준(왼쪽)과 인근 하천수로의 최초 유입지점 기준(오른쪽)으로 하여 Fig. 1에 도시하였다. 달성광산은 상류로부터 갭내수와 침출수가 방류되고 있었으며, 갭내수는 배관을 통해 자연정화시설로 유입되고 침출수는 지표에 노출된 상태로 방류되고 있음을 확인하였다(Fig. 2(a) and 2(b)). 자연정화 처리장에는 처리시설과 Pilot scale의 시설이 함께 가동되고 있으며, 방류되는 침출수는 처리수와 혼합되어 하천으로 배출되고 있다(Fig. 2(c), 2(d) and 2(e)). 자연정화 처리시설에 추가된 pilot 정화시설을 통해 처리된 처리수는 배관 시설 문제와 갭내수의 유량 차이로 인해 모든 시기에 시료를 채취 하지 못하였으며, 건기 2차, 건기 3차 그리고 우기 2차에 시료를 채취하였다. 달성광산의 인근 하천인 상원천은 상원저수지로부터 흘러 상원리 마을을 통과하여 가창천으로 유입된다. 연구지역으로 유입되는 하천수(DS-6)는 건기 3차와 우기 2

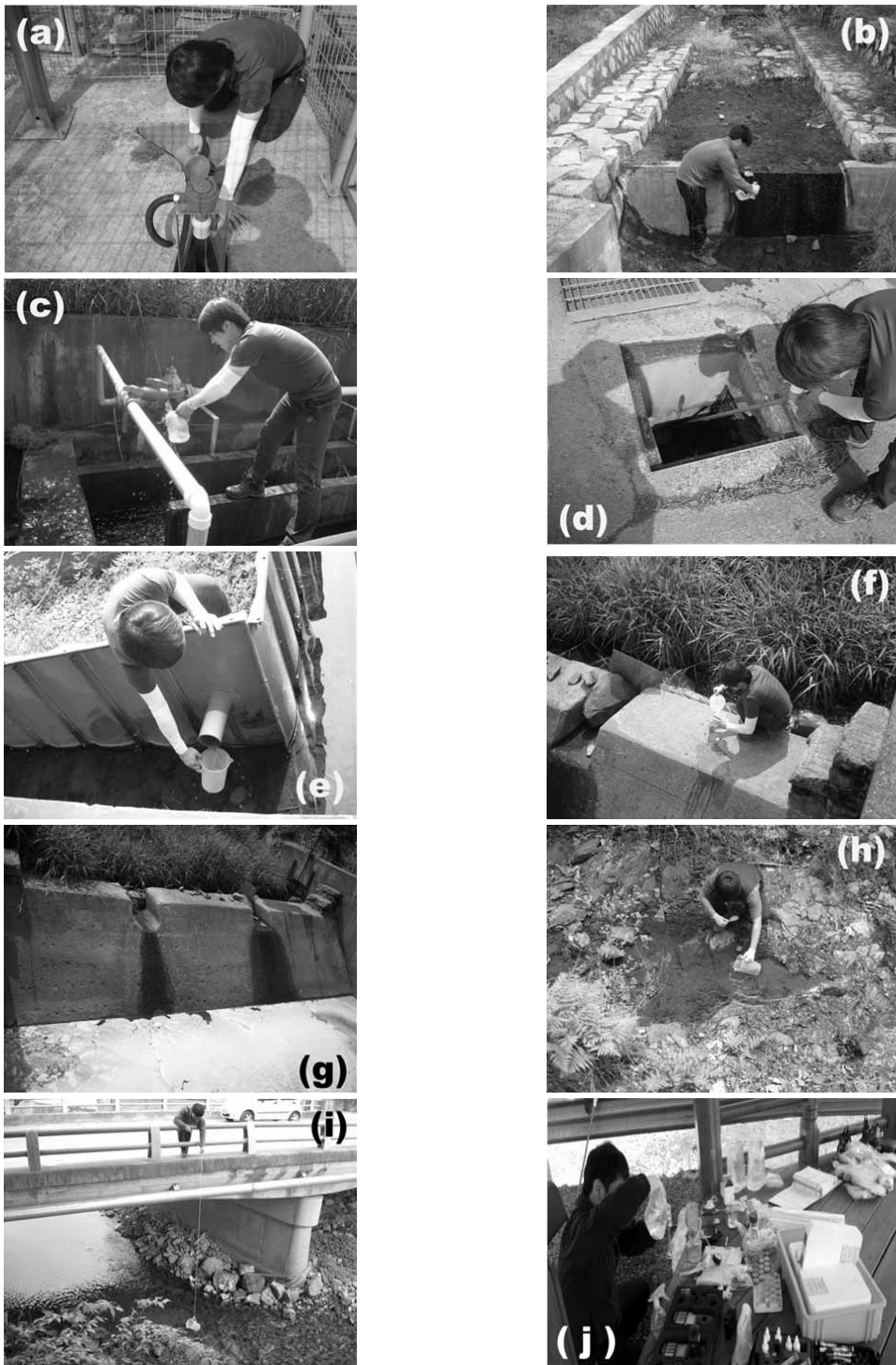
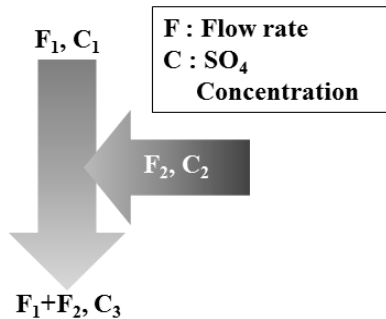


Fig. 2. Photos showing representative sampling points and field investigation; (a) Mine water DS-1, (b) Leachate DS-4, (c) Effluent DS-3, (d) Discharge water DS-5, (e) Pilot effluent DS-2, (f) Inflow stream DS-6, (g) Mixing zone, (h) Yellow-boy DS-12-1, (i) Sampling, (j) Field measurement.

차 시료채취 시기에 농업용수로 이용하기 위해 경로를 바꿈으로써 상원천에 유입되지 않았고, 배출수가 유입된 하천수는 합류지점에 정체되면서 거품 및 부유물질이 많이 형성되어 심미적 오염을 발생시켰다(Fig. 2(f) and 2(g)). 유입되는 하천수와 배출수가 만나는 지점에는 큰 웅덩이가 존재하여 서로 다른 수질이 혼합되며, 하천으로 흐르고 500 m 지점에서 다른 지류가 합류되고 있었다. 건기 1차 조사 시 500 m 지점에서의 합류 후 TDS 값이 상승하여 다른 오염원이 유입되는 것으로 추측한바 상류를 조사한 결과, 폐광석 및 폐광미장에서 침출수가 흘러 나와 하천에 적화현상이 발생시키고 상원천으로 유입되는 것을 확인하였다. 이러한 침출수는 유량이 작아

상원천에서 적화현상을 관찰할 수 없었으며, 이 침출수가 하천에 큰 영향을 주지 않는 것으로 판단된다.

광산배수 및 하천의 유량은 Fig. 3에서 제시된 식 (1), (2)를 이용하여 계산하였으며 그 결과를 Table 1에 정리하였다. Fig. 3에서 F는 유량이며 C는 추적이온인 SO₄의 농도를 나타내었으며, 유량 계산식을 이용하기 위해서는 Fig. 3에서 제시된 바와 같이 한 지점의 유량 값과 모든 지점의 추적이온 농도를 알아야만 구할 수 있으며 그 예를 식 아래에 도식하였다. 각 시기별 유량을 살펴보면 건기 3차와 우기 2차 시기에 유량이 매우 낮은 것을 알 수 있는데, 이는 앞서 언급하였듯이 상원천의 유입수가 차단되었기 때문이다.



$$F_1 = F_2 \frac{C_3 - C_2}{C_1 - C_3} \tag{1}$$

$$F_2 = F_1 \frac{C_1 - C_3}{C_3 - C_2} \tag{2}$$

$$F_2 = 27(\text{ton/day})$$

$$C_1=1995.71(\text{mg/L}), C_2=2502.98(\text{mg/L}), C_3=2293.75(\text{mg/L})$$

$$F_1 = 27 \frac{(2293.75 - 2502.98)}{(1995.71 - 2293.75)} \tag{example}$$

$$F_1 (DS-4) = 18.95$$

Fig. 3. Methodology for calculation of flow rate using trace ion(SO₄)

Table 1. Calculated flow rates of each sampling point

Samples	Distance (m)		Type	Flow rate (ton/day)				
	Real ¹⁾	Sub ²⁾		Seasonal				
				Dry-1st	Dry-2nd	Dry-3rd	Rainy-1st	Rainy-2nd
DS-1	0	0	Mine water	27	39	43	85	132
DS-2	150	0	Effluent	1	2	2	4	7
DS-3	200	0	Effluent	26	37	41	80	125
DS-4	230	0	Leachate	19	29	13	119	288
DS-5	250	0	Discharge water	46	68	57	204	420
DS-6	380	0	Stream	14587	4029	521	33794	2152
DS-7	450	50	Stream	14633	4098	578	33998	2573
DS-8	500	100	Stream	14633	4098	578	33998	2573
DS-9	600	200	Stream	14633	4098	578	33998	2573
DS-10	750	350	Stream	14633	4098	578	33998	2573
DS-11	900	500	Stream	14633	4098	578	33998	2573
DS-12	920	520	Stream	2926	867	123	5616	2881
DS-12-1	920	520	Leachate	938	343	57	1772	1076
DS-13	950	550	Stream	17559	4965	701	39614	5453
DS-14	1150	750	Stream	17559	4965	701	39614	5453
DS-15	1400	1000	Stream	17559	4965	701	39614	5453

¹⁾From the first seepage of mine drainage;

²⁾From the first confluence of mine drainage with stream water (see Fig. 1)

Table 2. Field measurement data and average chemical compositions of representative sampling points

Parameter	Unit	Mine water	Effluent	Leachate
		DS-1	DS-3	DS-12-1
pH		4.32±0.21	3.98±0.30	4.57
DO	mg/L	5.79±1.22	3.05±0.56	5.76
EC	μS/cm	1992.06	1919.96	794.00
ORP	mV	178.30±46.06	282.62±77.93	218.08
TDS	mg/L	1033.26±46.06	1001.70±73.67	430.08
Turbidity	NTU	9.24	3.23	0.51
Ferrous		46.28	1.88	0.06
Total iron	mg/L	129.69±39.01	7.57±18.05	0.24
Sulfate		2000.64±1974.78	2361.58±3761.40	375.67
Sulfide	μg/L	233.67	2.92	15.08
Ca		307.19	355.84	135.42
Cu		4.11	0.28	1.21
K		2.42	4.82	3.62
Mg		113.43	114.64	30.12
Na	mg/L	18.07	16.64	41.32
Ni		0.09	0.05	0.01
Si		27.22	25.07	18.02
Sr		1.15	1.20	0.53
Zn		12.25	4.33	1.14
Cl		6.37	5.78	12.37
NO ₃	mg/L	16.43	15.65	12.73
SO ₄		2244.05	2771.43	382.33
Al		10.53	5.94	0.83
Fe	mg/L	116.45	9.12	0.16
Mn		53.92	51.37	8.81
TSS		4.97	4.11	1.50

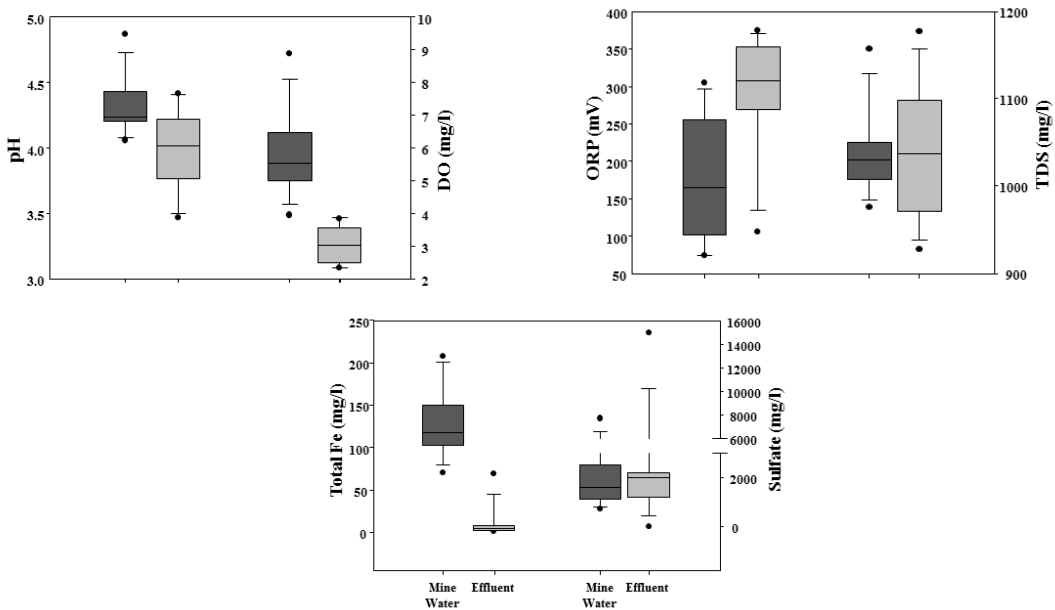


Fig. 4. Variations of pH, DO, TDS, ORP, total Fe, and sulfate in mine water and effluent.

자연정화처리시스템에 대한 수리지구화학적 특성

달성광산의 갯내수와 처리수의 pH는 약산성으로 나타났다. 자연정화 처리후의 pH는 평균적으로 0.34가 낮아지고 DO는 처리 전에는 넓은 범위로 보이다가 처리 후에는 대폭 감소하여 평균 3.05 mg/L 으로 나타났다(Table 2 and Fig. 4). 또한 ORP 값이 처리 후에 높아져서 산화환경으로 바뀌고 있는 것을 알 수 있었는데, 이는 침전물의 생성에 의해 처리 전 후에 수질이 바뀐 것으로 판단된다. TDS의 측정값을 살펴보면 처리 전 후 변하지 않고 넓은 범위의 변화를 보이지만, 평균값은 소폭 상승한 것을 알 수 있다. 이러한 상승은 처리시스템을 거친 후 침전물의 재용출 반응에 의한 것으로 판단되며, 넓은 범위를 보이는 것은 재용출 반응이 주변 환경들 중 갯내수의 유량 및 농도, 시간별 온도와 DO, 시기별 강우 등에 매우 민감하여 조사 때마다 많은 차이가 나기 때문인 것으로 판단된다. 그리고 처리수의 총 철의 함량은 감소하지만 황산염은 평균함량이 상승하고 TDS와 유사하게 넓은 범위를 보이는 것이 특징이다. 현장 측정 결과를 정리하면, 용존 철이 철 산화물로 침전되면서 산소가 소모되지만 처리시스템에 의해 산화환경으로 바뀌고 있음을 지시한다. 이러한 증거로는 2가 철과 황화물 함량의 감소 그리고 용존 철이 대부분 제거된 것 등을 제시할 수 있다. 달성광산의 갯내수에서 Cu와 Zn이 높게 나타는데, 처리 후 구리는 대부분 제거되었지만 Zn은 40% 가량 잔류된 채 방류되고 있음을 확인하였다. 처리 후의 대부분 원소들이 제거되었음에도 불구하고 TDS와 황산염의 함량이 거의 변하지 않았는데, 이는 황산염으로 구성된 침전물이 재용출되어 처리수 내 황산염이 증가됨으로써 TDS가 일정한 것으로 판단된다. 이러한 처리시스템에 따른 수질 특성 변화를 보다 면밀히 살펴보기 위해 침전물에 관한 연구를 수행하였다.

침전물에 대한 지구화학적·광물학적 평가

침전물에 대한 연구는 광산 배수의 특성, 처리시스템 전후의 지구화학적 정보 그리고 콜로이드 입자에 대한 정보를 제공하기 때문에 본 연구에서는 갯내수, 침출수 그리고 처리수에 생성된 침전물을 채취하여 상온에서 건조 후 지구화학적·광물학적 분석을 실시하였다. 각 시료에 대해 Ure (1995)가 제시한 왕수 추출법으로 침전물 내 함유된 주요 성분의 함량을 파악하였다(Table 3). 침전물에서는 Fe, SO₄, 그리고 Al이 주로 나타났으며, 그 중 Fe의 함량이 전체에서 90%를 차지하고 갯내수, 처리수, 침출수 순으로 높게 나타났다. 특히 갯내수와 처리수의 침전물은 Fe과 SO₄의 비중이 높는데, 이는 철 산화물이거나 철 황산염광물임을 알 수 있다. 침출수에 형성된 침

전물은 다양한 이온들이 존재하며, 특히 As, Cu, Pb 등이 함유되어 있는 것을 보아 상류에 있는 폐광석 및 폐광미에서 용출된 오염원이 수탁되어 있는 것으로 판단된다. 갯내수에서 형성된 침전물은 대부분 침철석이며 일부 황

Table 3. Proportion of elemental concentrations in precipitates

Element	DS-1	DS-3	DS-12-1
	%		
Al	0.61	3.79	10.29
As	0.00	0.00	0.14
Fe	90.90	87.51	77.96
Mn	0.05	0.06	0.94
Ti	0.00	0.00	0.24
Zn	0.02	0.03	0.07
Ca	0.36	0.62	0.76
K	0.03	0.08	0.49
Mg	0.09	0.10	2.62
Na	0.03	0.06	0.17
P	0.00	0.00	0.00
S	7.41	6.99	4.66
Si	0.35	0.68	1.36
Cd	0.00	0.00	0.00
Cr	0.00	0.00	0.00
Cu	0.13	0.05	0.22
Ni	0.00	0.00	0.00
Pb	0.01	0.02	0.08

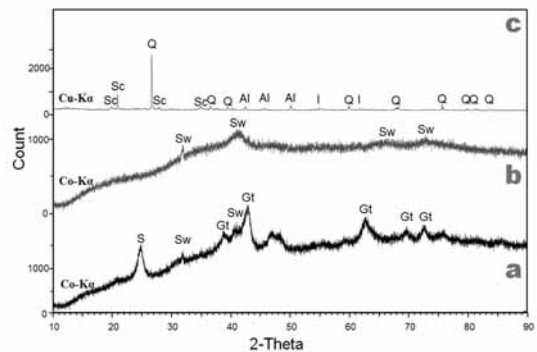
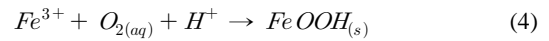
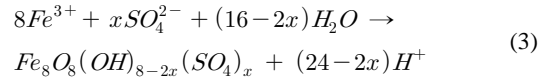


Fig. 5. X-ray diffractogram of precipitates from (a) mine water(DS-1), (b) precipitates from effluent(DS-3) and (c) precipitates from leachate(DS-12-1). Abbreviations: Gt : goethite, Sw : schwertmannite, Q : quartz, I : illite, Sc : scorodite, Al : Albite, S : sulfur.

이나 schwertmannite가 존재하며, 처리수의 침전물은 대부분 schwertmannite로 구성되어 있는 것을 XRD 결과를 통해 확인하였다(Fig. 5). schwertmannite가 생성된 이유는 갠내수 내 용존 황산이온이 다른 광산에 비해 높고 처리과정 동안 침전된 침전물에서 황산이온이 재용출됨으로써 용액 내 포화도가 상승하여 처리수 내 schwertmannite가 형성된 것으로 판단된다. 또한 식 (3)은 schwertmannite의 침전반응을 나타내는 식으로서 반응 후 수소이온이 생성되는 것을 알 수 있으며, 이러한 기작으로 앞서 현장측정결과에서 pH가 감소하는 이유를 설명할 수 있다(Yu *et al.*, 1999; Lee *et al.*, 2003). 식 (4)는 용존철이 용존 산소와 수소이온과 반응하여 침철석으로 침전한 식이다. 이 반응식은 처리후의 DO 감소 양상을 설명할 수 있으며, 침철석이 침전될수록 pH 중화반응을 일으키는 것을 알 수 있다. 처리수의 침전물에서는 침철석이 검출되지 않은 이유는 처리장 상류에서 대부분의 침철석이 침전되면서 산화력이 뛰어난 산소가 소모됨에 따라

용존 산소가 하류로 갈수록 감소하여 침철석이 생성될 수 없는 환경이 조성되었기 때문으로 판단된다. 또한 불안정한 schwertmannite의 재용출과 갠내수의 지속적인 황산염 공급으로 인해 하류에 schwertmannite가 생성될 수 있는 환경으로 변화하고 있음을 알 수 있다.



이러한 schwertmannite의 침전은 적화현상을 발생시켜 심미적 오염이 되기 때문에 철만 침전시키는 시스템이 아니라 황산이온까지 침전시키는 시스템을 고려해야 될 것으로 사료된다. SEM 이미지를 살펴보면, 침철석의 바늘모양과 고슴도치 모양의 schwertmannite를 관찰 할

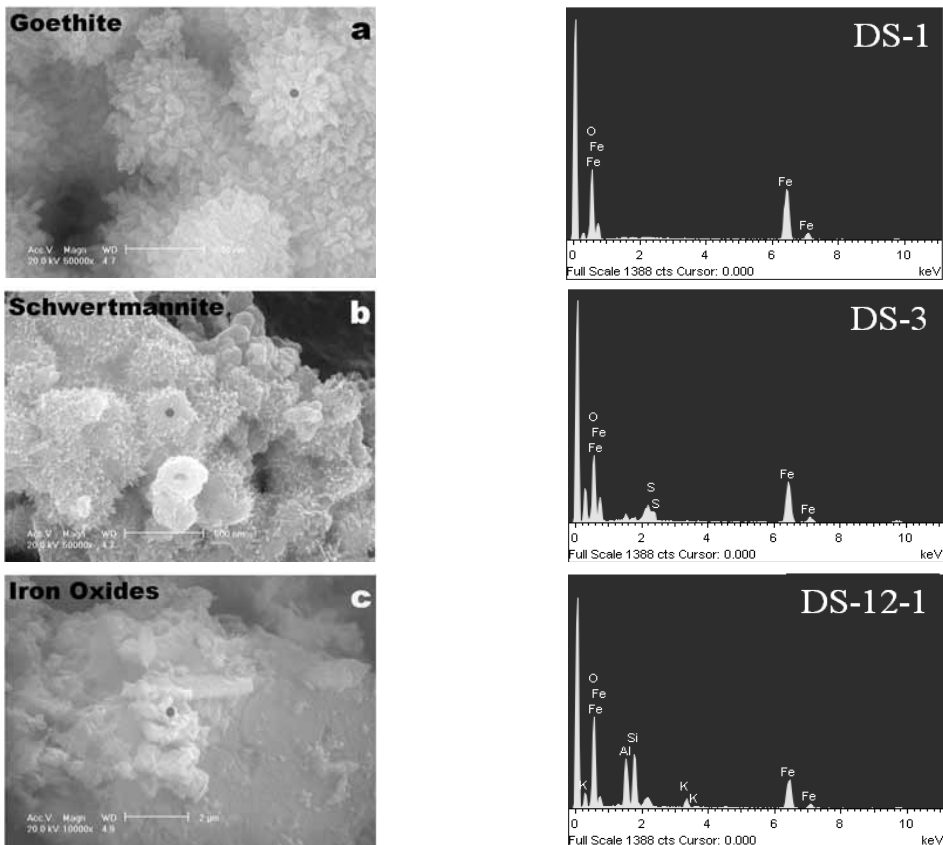


Fig. 6. Scanning electron microscope (SEM) images (left) and energy dispersive spectroscopy (EDS) spectra of precipitates from (a) mine water (DS-1), (b) precipitates from effluent (DS-3) and (c) precipitates from leachate (DS-12-1).

수 있으며, 침출수의 침전물은 하상 퇴적물에 붙어 있는 철 산화물을 관찰할 수 있고 EDS 결과와 총함량 결과와 유사하게 나타났다(Fig. 6). 침출수의 침전물에서 비소의 함량이 낮음에도 불구하고 함비소광물인 scorodite가 검출되고 철 산화물이 검출되지 않았다(Fig. 5). 이는 조암 광물의 peak가 상대적으로 매우 높게 나타나 비교적 결정도가 높은 scorodite가 검출되고 비결정질의 철 산화물이 검출되지 않은 것으로 판단된다.

거리에 따른 수리지구화학적 특성

광산배수가 수계에 유입됨에 따라 이에 대한 수리지구 화학적 특성을 살펴보면, 대부분 이온들의 농도는 거리가 멀어질수록 감소하지만 pH와 Si는 변화가 없음을 확인하였다(Fig. 7). 건기에 비해 우기의 Si, 탁도, 총부유 물질의 농도가 높게 나타나는데, 이는 유량증가로 인한 와류현상과 강우로 인한 주변 흙탕물 유입으로 이와 같은 현상이 발생된 것으로 판단된다. 달성광산의 주요 중

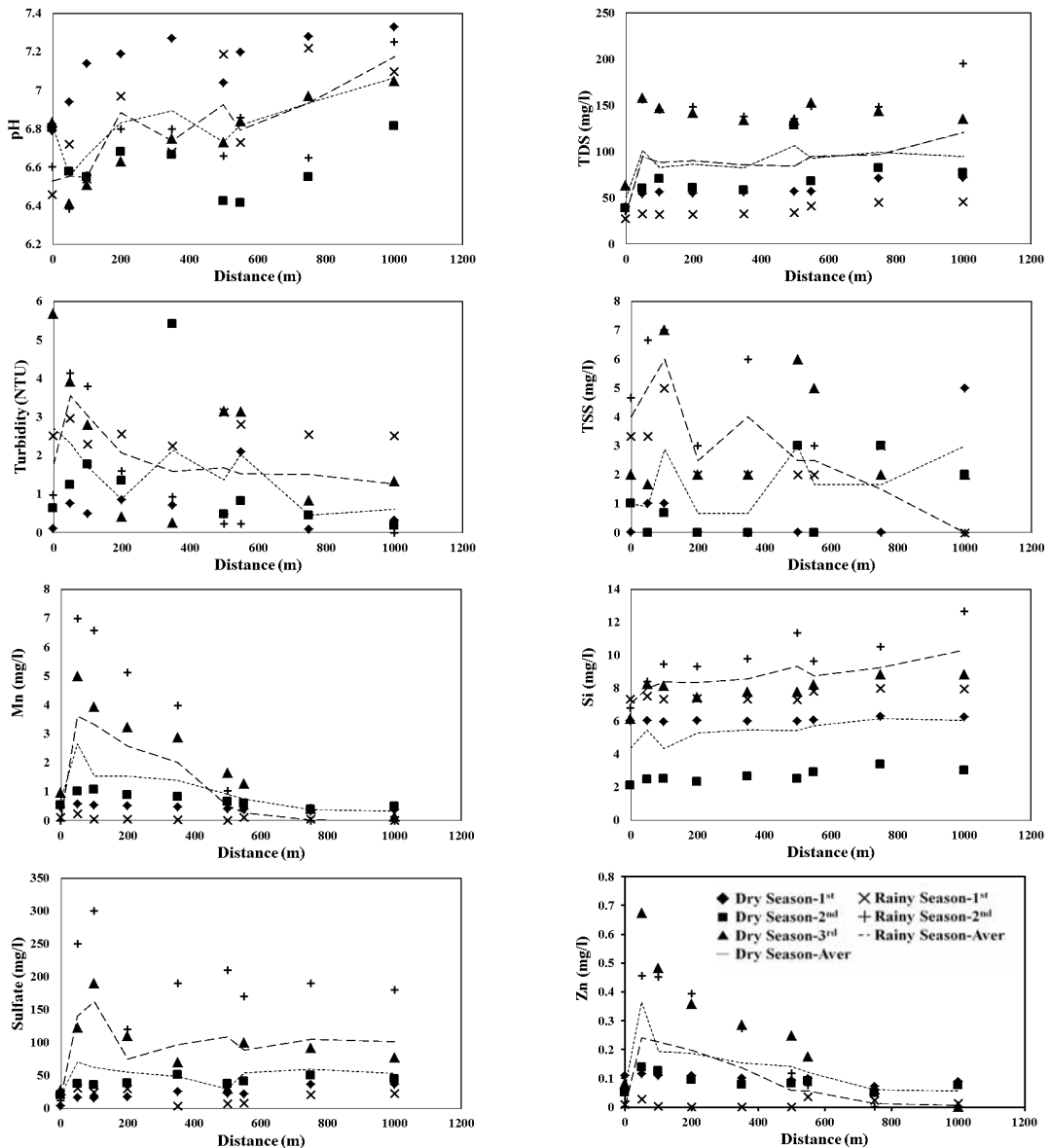


Fig. 7. Seasonal variations of pH, TDS, turbidity, TSS, Mn, Si, sulfate and Zn according to the distance of stream.

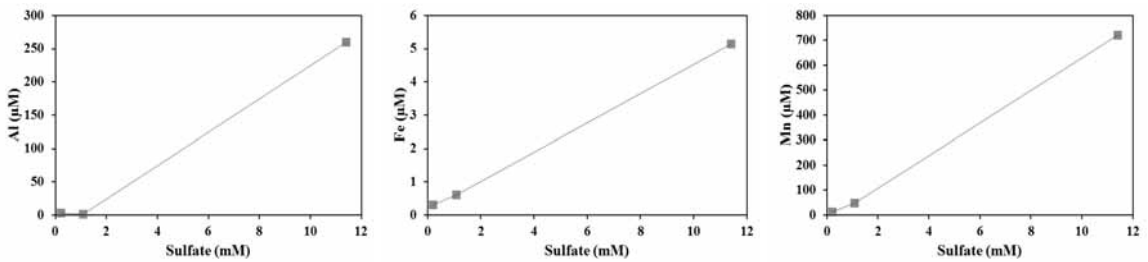


Fig. 8. Plots on dissolved sulfate versus trace metals, showing the mixing effect between DS-6 and DS-7 during the dry season.

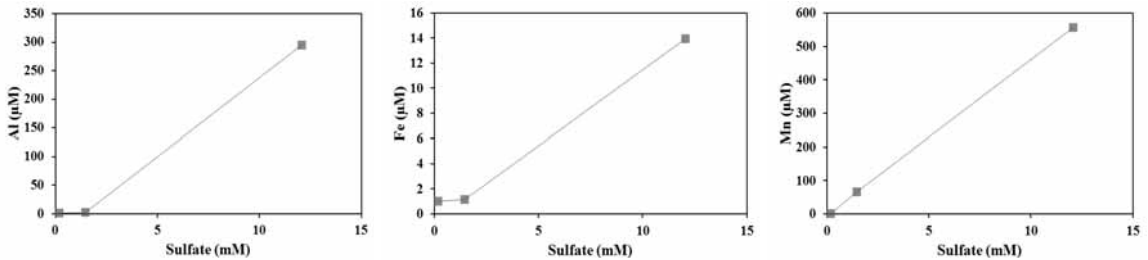


Fig. 9. Plots on dissolved sulfate versus trace metals, showing the mixing effect between DS-6 and DS-7 during the rainy season.

금속 오염원인 Zn은 배출수의 유입으로 인해 크게 증가되고 거리가 멀어질수록 감소하게 나타났으며, Mn과 같이 거동하는 것을 확인하였다. 광산 수계의 수질 중 Zn의 농도가 다른 하천수나 지표수보다 높음을 알 수 있었는데, 이는 달성광산의 산성배수나 광산주변 지질에 의해 광산 수계의 수질에 큰 영향을 주는 것으로 판단된다. 또한 전기 3차와 우기 2차에 황산염과 Zn의 농도가 전반적으로 상승하였는데, 이는 앞서 언급한 바와 같이 하천수를 농업용수로 사용하기 위해 우회하여 유입을 차단함으로써 하천수의 유량이 급격히 떨어지고 광산배수의 영향을 크게 받아 이와 같은 현상이 발생되었기 때문이다. 합류지점 이후의 하천수는 황산염만 높아지고 Cu, Fe, Al 그리고 Mn 등이 감소하는 경향을 확인하였으며, 이는 합류지점에 큰 웅덩이가 존재하여 하천수가 정체될 뿐만 아니라 다른 광산과 시설물의 하천에 비해 유속과 유량이 작아 암석과 침전물과의 다양한 화학반응을 일으킬 수 있는 충분한 체류시간을 제공함에 따라 제거양상이 나타나는 것으로 판단된다.

특성-특성도 분석

‘특성-특성도(property-property plot)’는 수질환경에 대하여 지구화학적인반응들과 광물의 용해 및 침전작용 등을 구별하기 위하여 활용되고 있다(Hans, 1983; Bullen et al., 1996). 수질특성이 상이한 하나 이상의 수계가 유

입됨에 따라 주요 용존 원소 및 중금속들이 혼합되어 지구화학적 반응들이 다양하게 일어나 이를 관찰할 수 있는 유용한 방법이다(Boyle et al., 1977; Maurice, 1981). 혼합지역에 유입되는 배출수와 하천수의 수리지구화학적 관계를 살펴보기 위해 ‘특성-특성도’를 이용하여 시기별로 도식하였다(Fig. 8 and 9). x축은 선정한 추적 이온이며 y축은 광산배수에서 가장 많이 분포하는 Fe, Mn 그리고 Al 이다. ‘특성-특성도’ 해석 방법으로는 가운데 찍히는 점의 위치에 따라 볼록하면 그 성분이 첨가(유입)되는 것이고 오목하면 제거(침전)된 것을 알 수 있다.

건기에는 Al, Fe, Mn의 이온이 감소하고 특히 Al은 대부분 제거되었음을 알 수 있다. 우기에는 Al과 Fe은 감소한 반면 Mn은 변화가 없는 것으로 나타났다. 이는 합류지점의 웅덩이로 인해 지체되면서 다양한 화학반응에 의해 저장되는 것으로 판단되며 유입수와 배출수의 유량비가 매우 크기 때문에 감소하는 양상이 작은 것으로 사료된다.

오염부하량

오염부하량은 계산된 유량과 위치별 As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn 등과 같은 오염물질의 함량을 합산한 값을 곱하여 각 위치의 오염부하량을 Fig. 10에 도식하였다. 전반적으로 살펴보면, 배출수 및 처리수의 유량이 하천수에 비해 매우 작아 희석효과가 크게 작용되어 오염총

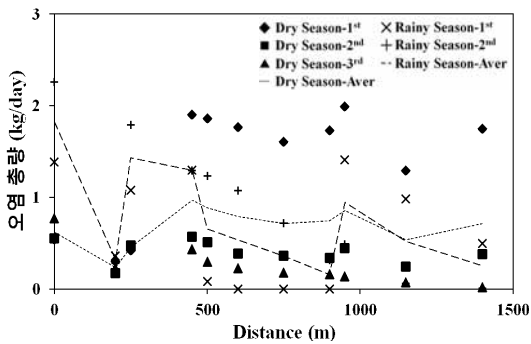


Fig. 10. Seasonal variations of pollutant loadings according to the distance of stream.

량이 비교적 낮게 나타났다. x측은 최초 갭내수 유출 지점을 기준으로 하여 하천수 1 km까지의 거리를 나타내었다. 자연정화처리시스템을 통해 오염원이 대부분 정화가 되었으나 침출수와 합류하면서 오염총량이 상승하는 것을 확인하였다. 건기에는 배출수가 하천에 유입되면서 오염총량이 상승하였으며, 반면 우기에는 건기와는 달리 오염총량이 감소하는 양상이 나타났는데 이는 하천수의 유량 증가나 지형적인 정체로 인해 침전·수착·공침 반응이 우세하게 일어나 감소한 것으로 판단된다. 그리고 다른 경로의 침출수는 건기에 큰 영향이 없었으나 우기에는 큰 영향을 주는 것을 확인하였다. 이는 우기 시 많

은 경우가 폐광석 및 폐광미장의 오염물질들의 용출을 촉진시킴에 따라 발생하는 것으로 판단된다.

상관분석 결과

금속광산인 달성광산의 수질항목들 간의 상호변화 관계를 알아보기 위하여 SPSS 18로 상관분석을 실시하여 상관계수와 유의수준을 Table 4에 정리하였다. 여러 항목들 중 pH, DO, 알칼리도, 탁도, TSS 순으로 양음이온들과 음의 상관관계가 많이 나타났는데, 이러한 특징은 달성광산이 금속광산으로써 pH가 낮을수록 이온의 용출이 용이하여 화학종의 종류 및 농도가 증가되기 때문으로 판단된다. 또한 DO의 경우 처리시스템을 통해 많은 침전물이 형성되면서 산소를 소모하기 때문에 이와 같은 현상이 발생된 것으로 판단된다(식 (3)과 (4) 참조). TDS, Ca, K, Mg, Mn이 대부분의 분석항목들과 높은 상관관계를 가지는 것으로 나타났고, 특히 TDS는 Carbonate, Ca, Mg, Na, K, 황산염 등의 증발잔류물을 형성하기 때문에 높게 나타나는 것으로 판단된다. 또한 금속광산의 수질은 일반적인 석탄광산에 비해 경도가 높게 나타나 광산배수 내 Ca과 Mg의 농도 또한 높게 나타난다. 이 두 이온은 수용액 내 Carbonate와 반응하여 CaCO₃와 MgCO₃ 로 쉽게 침전되기 때문에 본 연구에서의 상관성이 비교적 높게 나타난 이유이다. 또한 높은 경도와 이온 세기는 생물의 중금속 흡수를 억제하고 다양한 광물로 침전반응을 유발시킬 수 있을 것이라 사료된다. Cl와

Table 4. The result of correlation analysis

	DO	pH	ORP	TDS	Turbidity	Ferrous	Total iron	Sulfate	Sulfide	Alkalinity	Ca	K	Mg	Na	Si	Sr	Zn	Cl	NO ₃	SO ₄	Al	Mn	TSS	
DO	1																							
pH	0.206*	1																						
ORP	-0.180*	-0.469**	1																					
TDS	-0.505**	-0.820**	0.401**	1																				
Turbidity	0.016	-0.206*	-0.120	0.138	1																			
Ferrous	0.067	-0.249**	-0.066	0.393**	0.088	1																		
Totaliron	0.028	-0.320**	-0.113	0.476**	0.122	0.835**	1																	
Sulfate	-0.272**	-0.381**	0.237**	0.503**	0.078	0.196*	0.222*	1																
Sulfide	0.115	-0.284**	0.301**	0.186*	-0.027	0.066	0.039	0.083	1															
Alkalinity	-0.206*	0.112	-0.155	0.073	0.709**	-0.134	-0.101	0.037	-0.097	1														
Ca	-0.577**	-0.729	0.325**	0.960**	0.151	0.336**	0.455**	0.462**	0.047	0.137	1													
K	-0.555**	-0.536**	0.247**	0.659**	0.519**	0.030	0.070	0.289**	-0.038	0.455**	0.710**	1												
Mg	-0.523**	-0.766**	0.355**	0.982**	0.114	0.412**	0.512**	0.511**	0.138	0.060	0.977**	0.633**	1											
Na	-0.238**	-0.404**	0.188*	0.445**	-0.005	0.168	0.202*	0.197*	0.004	-0.027	0.458**	0.437**	0.411**	1										
Si	-0.390**	-0.829**	0.357**	0.879**	0.061	0.257**	0.347**	0.375**	0.109	-0.016	0.840**	0.568**	0.857**	0.466**	1									
Sr	-0.525**	-0.760**	0.475**	0.944**	0.096	0.322**	0.385**	0.484**	0.141	0.081	0.936**	0.694**	0.934**	0.458**	0.839**	1								
Zn	-0.077	-0.726**	0.323**	0.760**	0.011	0.636**	0.692**	0.369**	0.313**	-0.301**	0.648**	0.239**	0.743**	0.276**	0.741**	0.645**	1							
Cl	0.011	-0.111	0.103	0.144	-0.012	0.004	0.047	-0.133	-0.433**	-0.047	0.119	0.136	0.098	0.204*	0.103	0.074	0.190*	1						
NO ₃	-0.033	-0.220*	0.356**	0.315**	-0.057	0.104	0.032	0.372**	0.506**	0.048	0.171*	0.086	0.249**	0.103	0.121	0.254**	0.283**	0.416**	1					
SO ₄	-0.279**	-0.394**	0.247**	0.520**	0.076	0.193*	0.220*	0.997**	0.083	0.037	0.478**	0.308**	0.526**	0.202*	0.386**	0.496**	0.384**	-0.077	0.401**	1				
Al	-0.127	-0.729**	0.413**	0.663**	-0.037	0.277**	0.353**	0.225**	0.116	-0.272**	0.578**	0.295**	0.624**	0.240**	0.829**	0.635**	0.782**	0.258**	0.126	0.245**	1			
Mn	-0.501**	-0.740**	0.355**	0.973**	0.080	0.422**	0.520**	0.537**	0.185*	0.059	0.951**	0.573**	0.987**	0.366**	0.845**	0.908**	0.767**	0.070	0.303**	0.550**	0.625**	1		
TSS	0.004	-0.264**	-0.109	0.153	0.948**	0.005	0.085	0.048	-0.063	0.697**	0.192*	0.533**	0.137	0.030	0.120	0.139	-0.034	-0.028	-0.124	0.045	-0.004	0.089	1	

** The correlation coefficients are significant at the 0.01 level
 * The correlation coefficients are significant at the 0.05 level

NO₃의 유의수준이 대부분 인자와 매우 높게 나타나 다른 광산배수 인자와 전혀 상관성이 없는 것을 말하며, 이러한 상관관계는 광산배수에 대한 조사 및 연구를 목적으로 이러한 두 이온을 배제하고 수행해야 될 것으로 사료된다. 달성광산에서는 심미적 오염이 발생되지 않아 탁도와 총고형물질의 유의수준이 높게 나타나는 것을 확인하였다.

결 론

금속광산인 달성광산의 산성배수는 다양한 경로를 통해 배출되고 있었으며, 갯내수는 처리시설로 유입되고 침출수는 그대로 유출되고 있는 것을 확인하였다. 자연정화처리시스템을 통해 갯내수 내 존재하는 대부분의 오염물질들이 저감되었으며 침철석과 schwertmannite의 침전반응으로 인해 처리수의 pH와 DO가 감소하였고 황산염이 증가하는 것을 확인하였다. 또한 일반적으로 처리시스템은 심미적 오염을 억제시키기 위해 철만 침전시키는 공정을 우선시하지만, 본 연구결과를 통해서 철뿐만 아니라 pH 감소, DO 증가 그리고 황산염 억제에도 추가적인 공정을 고려해야 할 것으로 판단된다. 정화된 처리수는 침출수와 혼합되어 상원천으로 배출되고 있었으며, 혼합지점에 웅덩이와 큰 유량의 하천수 유입으로 인해 유해한 오염물질들은 침전·수착·공침 등의 다양한 화학반응으로 인해 저감되었다. 대체적으로 하천의 하류 방향으로 갈수록 수압반응이나 화학반응에 의해 저감되는 것으로 나타났지만, 국부적으로는 다른 경로의 침출수 유입으로 오염부하량이 상승하는 것을 확인하였다. 이러한 다양한 반응들은 광산배수와 하천수의 수리지구화학적 특성에 의해 크게 좌우되지만, 광산 주변의 지질 특성과 지형적인 특징에 의해 많이 영향을 받는 것을 알 수 있었다. 아울러 광산 유형, 광산배수의 특성, 시기별 유량 변화, 지형적인 특징을 고려하여 정화시스템에 대한 설계 및 운영을 해야 될 것으로 판단된다.

사 사

본 연구는 한국광해관리공단의 연구용역인 광산배수의 생태독성 평가 시스템 기술 개발사업에 의해 수행되었으며 이에 감사드립니다.

참고문헌

An, J.M., Lee, H.J., Park, I.S., Kim, K.H. and Choi, S.I., 2010, "A study of Fe removal efficiency of acid mine

drainage by physico-chemical treatment," *Journal of The Korean Society for Geosystem Engineering*, Vol. 47, No. 4, pp. 530-538.

An, J.M., Yim, G.J., Jung, J.W., Ji, S.W., Chenong, Y.W., Park, H.S. and Choi, S.I., 2011. "Applicable effectiveness of organic mixtures for treatment of acid mine drainage in SAPS," *Journal of The Korean Society for Geosystem Engineering*, Vol. 48, No. 1, pp. 34-44.

Boyle, E.A., Edmond, J.M. and Sholkovitz, E.R., 1977, "The mechanisms of iron removal in estuaries," *Geochimica et Cosmochimica Acta.*, Vol. 41, No 9, pp. 1313-1324.

Broshears, R.E., Runkel, R.L., Kimball, B.A., Mcknight, D.M. and Bencala, K.E., 1996, "Reactive solute transport in an acidic stream: Experimental pH increase and Simulation of controls on pH, Sluminum, and Iron," *Environmental Science and Technology*, Vol. 30, No. 10, pp. 3016-3024.

Bullen, T.D., Krabbenhoft, D.P. and Kendall, C., 1996, "Kinetic and mineralogic controls on the evolution of groundwater chemistry and ⁸⁷Sr/⁸⁶Sr in a sandy silicate aquifer, northern wisconsin, USA," *Geochimica et Cosmochimica Acta.*, Vol. 60, No. 10, pp. 1807-1821.

Cheong, Y.W., Min, J.S., Lee, H.J. and Kwon, K.W., 1997, "A treatment of acid mine drainage using the rice stalk and cow manure," *Journal of The Korean Society of Groundwater Environment*, Vol. 4, No. 3, pp. 116-121.

Choo, C.O., Jeong, G.C. and Lee, J. K., 2007, "Characteristics of the Dalseong acid mine drainage and the role of schwertmannite," *The Korean Journal of Engineering Geology*, Vol. 17, No. 2, pp. 187-196.

Hans, C.C., 1983, "Sources and mechanisms of recharge for ground water in the west-central amargosa desert, Nevada-a geochemical interpretation," *U.S. Geological Survey*, pp. 83-542.

Jeong, G.Y. and Lee, B.Y., 2003, "Secondary mineralogy and microtextures of weathered sulfides and manganooan carbonates in mine waste-rock dumps, with implications for heavy-metal fixation," *American Mineralogist*, Vol. 88, pp. 1933-1942.

Jung, M.C. and Jung, M.Y., 2006, "Evaluation and management method of environmental contamination from abandoned metal mines in Korea," *Journal of The Korean Society for Geosystem Engineering*, Vol. 43, No. 5, pp. 383-394.

Kim, A.Y., Ko, M.S., Kim, J.Y., Kim, K.W., Bang, S., Sim, Y. and Park, H.S., 2011, "Removal technology for arsenic in mine drainage with the consideration of its geochemical characteristics," *Journal of The Korean Society*

- for *Geosystem Engineering*, Vol. 48, No. 2, pp. 145-154.
- Kim, D.H., 2005, "Then main contents of mine pollution prevention and reclamation law," *Journal of The Korean Society for Geosystem Engineering*, Vol. 43, No. 1, pp. 91-96.
- Kim, G.M., Kim, D.H. and Baek, H., 2012, "Evaluation of rice wine waste as substrate for use in acid mine drainage treatment," *Journal of The Korean Society for Geosystem Engineering*, Vol. 49, No. 1, pp. 18-25.
- Kim, J.Y., Chon, H.T. and Jung, M.C., 1999, "Assessment of applicability of marine shells as neutralizer for the treatment of acid mine drainage," *Journal of The Korean Society for Geosystem Engineering*, Vol. 36, No. 5, pp. 319-327.
- Kimball, B.A. and Runkel, R.L., 2010, "Evaluating remediation alternatives for mine drainage, Little Cottonwood Creek, Utah, USA," *Environmental Earth Sciences*, Vol. 60, pp. 1021-1036.
- Lee, J.E., Kim, Y. and Choo, C.O., 2003, "Hydrogeochemistry and comparison of leachate and effluent from the Dalsung mine," *Journal of the Geological Society of Korea*, Vol. 39, No. 4, pp. 519-533.
- Liu, Y.G., Zhou, M., Zeng, G.M., Li, X., Xu, W.H. and Fan, T., 2007, "Effect of solids concentration on removal of heavy metals from mine tailings via bioleaching," *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 141, No. 1, 202-208.
- Maurice, R.J., 1981, "Discussion of trace metals in the waters of a partially-mixed estuary," *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol. 12, No. 3, pp. 251-266.
- Morin, G. and Calas, G., 2006, "Arsenic in soils, mine tailings, and former industrial sites," *Elements*, Vol. 2, 97-101.
- Rodríguez, L., Ruiz, E., Alonso, A.J. and Rincón, J., 2009, "Heavy metal distribution and chemical speciation in tailings and soils around a Pb-Zn mine in Spain," *Journal of Environmental Management*, Vol. 90, No. 2, pp. 1106-1116.
- Runkel, R.L., Kimball, B.A., Walton-day, K., Verplanck, P.L. and Broshears, R.E., 2012, "Evaluating remedial alternatives for an acid mine drainage stream: a model post audit," *Environmental Science and Technology*, Vol. 46, pp. 340-347.
- Smedley, P.L. and Kinniburgh, D.G., 2002, "A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters," *Applied Geochemistry*, Vol. 17, No. 5, pp. 517-568.
- Ure, A.M., 1995, *Method of analysis for heavy metals in soils*, 2nd Ed., Chapman and Hall, Glasgow, pp. 55-68.
- Wang, S. and Mulligan, C.N., 2006, "Occurrence of arsenic contamination in Canada: Sources, behavior and distribution," *The Science of the Total Environment*, Vol. 366, pp. 701-721.
- Yoo, K., Jeong, J., Sohn, J.S. and Lee, J.C., 2006, "Application of sulfate-reducing bacteria for treatment of mine drainage," *Journal of The Korean Society for Geosystem Engineering*, Vol. 43, No. 2, pp. 160-167.
- Yu, J.Y., Heo, B., Choi, I.K., Cho, J.P. and Chang, H.W., 1999, "Apparent solubilities of schwertmannite and ferrihydrite in natural stream waters polluted by mine drainage," *Geochimica et Cosmochimica Acta.*, Vol 63, No. 19/20, pp. 3407-3416.



이 우 춘

2008년 경상대학교 지구환경과학과 이학사
2010년 경상대학교 지구환경과학과 이학
석사

현재 경상대학교 지구환경과학과 박사과정
(E-mail; riveras@gnu.ac.kr)



김 성 희

2011년 경상대학교 지구환경과학과 이학사

현재 경상대학교 지구환경과학과 석사과정
(E-mail; shkim-0703@nate.com)



이 병 태

1998년 광운대학교 환경공학과 공학사
2000년 광주과학기술원 환경공학과 공학
석사
2008년 광주과학기술원 환경공학과 공학
박사

현재 광주과학기술원 환경공학부 연구교수
(E-mail; btleee@gist.ac.kr)



이 상 호

2009년 충남대학교 생물환경화학학과 농학사
2011년 광주과학기술원 환경공학부 공학
석사

현재 광주과학기술원 환경공학부 박사과정
(E-mail; ddlee19@gist.ac.kr)



김 경 웅

1987년 서울대학교 자원공학과 공학사
1989년 서울대학교 자원공학과 공학석사
1993년 영국 런던대학교 임페리얼대학
공학박사

현재 광주과학기술원 환경공학과 교수
(E-mail; kwkim@gist.ac.kr)

심 연 식

현재 한국광해관리공단 광해기술연구소 소장
(本 學會誌 第49卷 第6号 參照)

박 현 성

현재 한국광해관리공단 광해기술연구소 수질환경연구팀 연구원
(本 學會誌 第49卷 第6号 參照)



김 순 오

1996년 고려대학교 지구환경과학과 이학사
1999년 광주과학기술원 환경공학과 공학
석사
2001년 광주과학기술원 환경공학과 공학
박사

현재 경상대학교 지구환경과학과 교수
(E-mail; sokim@gnu.ac.kr)