

## 주암호 집수구역 내 용존 및 입자상 미량원소의 거동 특성

이평구<sup>1\*</sup> · 지세정<sup>2</sup> · 염승준<sup>1</sup>

<sup>1</sup>한국지질자원연구원 지질환경재해연구부, <sup>2</sup>한국지질자원연구원 지질기반정보연구부

## The Behavior of Dissolved and Particulate Phases of Trace Elements within the Watershed of Juam Reservoir

Pyeong-Koo Lee<sup>1\*</sup>, Se-Jung Chi<sup>2</sup> and Seung-Jun Youm<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Geological and Environmental Hazards Division, Korea Institute of Geoscience and Mineral Resources, Daejeon 305-350, Korea

<sup>2</sup>Geology & Geoinformation Division, Korea Institute of Geoscience and Mineral Resources, Daejeon 305-350, Korea

In order to investigate the amounts of trace elements flowing into reservoir, and to elucidate the relationship between trace element mobility and fraction size, the stream water and sediment samples were collected from thirty-two sites of the 3rd or 4th order stream within watershed surrounding the Juam reservoir. Chemical analyses of trace elements (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn) for all samples were completed, and additionally cationi and anion for stream water samples. Considering the distribution of rocks and contamination sources in watershed, the eight stream sediments were selected from typical sites representing study areas, and we determined the concentrations of trace elements according to size fractions (2 mm~200  $\mu$ m, 200~100  $\mu$ m, 100~50  $\mu$ m, 50~20  $\mu$ m and < 20  $\mu$ m). The correlation relationships between concentrations and size fractions of stream sediments were important to identify the hydro-geochemical behavior of trace elements that flow into Juam reservoir. Stream waters showed four water types (Ca-Mg-HCO<sub>3</sub>, Ca-Na-HCO<sub>3</sub>-Cl, Ca-Na-HCO<sub>3</sub>-SO<sub>4</sub>, Ca-Na-HCO<sub>3</sub>) depending on pollution sources such as coal mine, metal mine, farm-land and dwellings. Concentrations of trace elements increased clearly with the decrease in size fractions of stream sediments. Concentrations of Cu, Pb and Zn increased dramatically in silt size (< 20  $\mu$ m) fraction, while As had high concentrations in sand size (2 mm~100  $\mu$ m) fraction in downstream sediments of metal mines. These indicate that Cu, Zn, and Pb moved into Juam reservoir easily in the adsorbed form on silt size grain in sediments, and As was transported as As-bearing mineral facies, resulting in its less chance to reach into Juam reservoir.

**Key Words** : stream sediments, size analyses, behavior of trace elements

하천수와 하천퇴적물에 의한 주암호 내 미량원소의 유입량 및 하천퇴적물 입도에 따른 미량원소의 지구화학적 거동을 규명하기 위하여 주암호 주변의 3·4차 수계 32 지점에서 채취한 하천퇴적물과 하천수의 미량원소(비소, 카드뮴, 크롬, 구리, 니켈, 납, 아연)를 분석하였고, 하천수의 경우에는 주요 양이온 및 음이온을 함께 분석하였다. 또한 집수구역 내 모암 및 오염원 분포를 고려하여, 대표적인 8개 지점의 하천퇴적물을 선택하고, 입도(2 mm~200  $\mu$ m, 200~100  $\mu$ m, 100~50  $\mu$ m, 50~20  $\mu$ m, < 20  $\mu$ m) 별로 미량원소 함량을 구하였다. 주암호 집수구역 하천수는 오염원(탄광, 금속광, 농경지, 주거) 별로 4개 유형의 수질유형(Ca-Mg-HCO<sub>3</sub>, Ca-Na-HCO<sub>3</sub>-Cl, Ca-Na-HCO<sub>3</sub>-SO<sub>4</sub>, Ca-Na-HCO<sub>3</sub>)의 특성을 반영하고 있다. 하천퇴적물의 입도와 미량원소 농도와의 상관성은 주암호로 유입되는 미량원소의 지구화학적 거동을 규명하는데 중요하다. 하상퇴적물의 입도가 작아질수록 미량원소 함량이 증가되는 뚜렷한 경향을 나타내고 있다. 폐금속광산 하류 하천퇴적물의 구리, 아연 및 납은 실트 입도(< 20  $\mu$ m)에서 급격하게 증가되는 경향을 보이는 반면, 비소의 경우는 모래 입도(2 mm~100  $\mu$ m)에서 높은 함량을 나타내고 있다. 이는 퇴적물내의 구리, 아연, 납, 등 미량원소들은 실트 크기의 입자에 흡착된 상태로 주암호로 쉽게 이동됨을 시사해주고 있는 반면, 비소는 합 비소 광물상으로 이동되어 주암호로 유입될 가능성이 미약한 것으로 판단된다.

**주요어** : 하천퇴적물, 입도분석, 미량원소 거동특성

\*Corresponding author: pklee@kigam.re.kr

## 1. 서 론

우리나라는 많은 강수량에도 불구하고 주요 강수 시기가 여름철에 집중되며, 일인당 물소비량이 많고 높은 인구밀도로 인해 물 부족문제가 끊임없이 제기되고 있는 실정이다. 더욱이 최근 강과 댐의 집수유역에 인구가 집중되고 산업화가 진행됨에 따라 오염물질의 배출이 증가하여 강과 댐의 수질을 오염시키고 있다. 또한 집수유역 내에 폐금속광산과 폐석탄광산이 산재하고 있어 시간이 갈수록 오염물질의 확산으로 인하여 강과 댐의 수질이 크게 악화되고 있는 실정으므로, 이에 대한 대책마련이 시급한 실정이다.

주암호는 전라남도 섬진강의 제1지류인 보성강에 축조된 다목적댐으로서 1991년에 완공되었으며, 저수용량은 457백만 톤, 저수지 면적은 33.0 km<sup>2</sup>이다. 주암호 주요기능의 하나는 광주, 순천, 광양, 여수, 여천시 등에 생활공업용수 등을 공급하는 것으로 연간 용수공급 488.8백만 톤, 홍수 조절용량 80백만 톤이다. 주암호는 전라남도 3개 시군(순천시, 보성군, 화성군)에 걸쳐 있으며, 집수유역에 거주하는 인구수는 19,895명이다. 집수유역 면적은 1,010 km<sup>2</sup>로서 토지이용현황은 임야가 가장 넓은 면적을 차지하고 있으며(76.6%), 그 외 논(9.5%), 밭(4.8%) 등이다. 주암호 집수유역 내에는 산업지역이 존재하지 않으나, 폐광된 광산, 오염물질 배출업소는 총 921개소가 있다(Korea Water Resources Corporation, 2001).

주암호를 비롯한 인공호수 집수유역에서 용존 및 입자형태로 발생하는 미량원소의 기원은 자연적인 기원과 인위적인 기원으로 구분할 수 있다. 자연적인 기원으로는 집수유역에 분포하는 암석의 풍화작용과 토양의 침식작용 및 대기기원의 침전물 등이 있다(Avila *et al.*, 1998; Gaillardet *et al.*, 2003). 인위적인 기원은 집수유역 내 여러 가지 요인이 복잡하게 작용한 결과로, 오염원 뿐 만아니라 이동경로도 다양하다(Salomons and Forstner, 1984; Salomons *et al.*, 1995). 그 예로 인근 혹은 멀리 떨어져 있는 도시지역 및 산업공단지역으로부터 대기중으로 이동되어 떨어진 대기오염물질(Rühling, 2002; Nriagu and Pacyna, 1988), 집수유역 내 도시 혹은 주거지역의 도로(Lee *et al.*, 1997; Legret and Pagotto, 1999; Lee *et al.*, 2005)와 건물지붕(Good, 1993; Förstner, 1996)에 집적된 오염물질 및 오수와 쓰레기로 오염된 빗물(Makepeace *et al.*, 1995; Boller, 1997), 비료, 퇴비, 농약, 제초제 등으로 오염된 농경지 토양의 침식(Mortvedt, 1996; Soler

Soler and Soler Rovira, 1996; Sensei *et al.*, 1999; Nicolson *et al.*, 2003), 각종 산업단지와 축산단지 및 광산 활동 혹은 폐광산(Galàn *et al.*, 2003; Lacal *et al.*, 2003; Audry *et al.*, 2004) 등으로부터 발생한 오염물질이 있다. 이러한 요인들 중 상대적 중요도는 집수유역의 토지이용 특성에 따라 매우 다양하다. 이런 다양한 요인으로 발생한 미량원소는 집수유역 내 분포하는 배수로인 하천으로 유입되게 되며, 따라서 하천수와 하천퇴적물에 함유된 미량원소의 함량은 다양한 오염원과 복잡한 이동경로 및 상호반응의 결과를 반영한 것이다.

암석의 풍화작용으로 형성된 토양은 침식작용으로 집수유역 내 1, 2차 하천수계로 운반되어 이동/퇴적된다. 1, 2차 수계에 퇴적된 하천퇴적물은 해당 집수유역에 분포한 암석과 토양의 화학적 특성을 반영하므로 오염되지 않은 토양의 미량원소에 대한 자연배경값(background value)으로 받아들일 수 있다. Youm *et al.*(2004)에 의하면, 3차 및 4차 수계로부터 채취한 퇴적물은 남과 망간의 인위적인 오염이 미약하게나마 있는 것으로 확인되었으나, 다른 미량원소 원소의 오염여부는 판단하기 어려웠던 것으로 나타나, 집수유역 내 정확한 공간적 오염원과 미량원소의 입도별 거동 특성 연구가 필요하게 되었다.

주암호에 유입되는 미량원소는 물에 용해된 용존 형태(dissolved phase)로 유입되는 것과 입자 형태(particulate phase)로 이동되는 것으로 구분된다. 미량원소의 형태를 구분하는 것은 미량원소의 환경생태학적 측면에서 생태계에 미치는 영향을 평가하고 미량원소의 노출경로를 파악하는 데 있어 매우 중요한 정보로 인식되고 있다. 용존·입자 형태의 이러한 미량원소의 존재형태는 입자의 형태뿐만 아니라 수환경의 물리·화학적 조건(즉, pH, 산화·환원 전위, 온도, 유기물의 종류, 계절요인 등)에 의해 결정된다(Tipping, 1993; Bird and Schwartz, 1997; Garnier *et al.*, 1997; Xue *et al.*, 1997; Koelmans and Radovanovic, 1998; Radovanovic and Koelmans, 1998; Tipping *et al.*, 1998) 한편, 입자형태는 각 미량원소의 단일 광물형태와 점토광물 등에 흡착 혹은 치환된 형태로 구분될 수 있다(Gibbs, 1973; Ankley *et al.*, 1992; Mahr and Aislabie, 1992; Leivouri, 1998). 주암호로 유입되는 3·4차 수계의 하천은 호의 수질 및 퇴적물에 대한 중금속 등 미량원소 오염의 주요 공급 매체이며, 이러한 하천의 수질 및 퇴적물의 미량원소 함량에 대한 시·공간적인 특성 규명은 주암호 수질 및 퇴적물의 미량원소 오염에 대한 기원 및 경로를 추적하는데 중요한 정보를 제공한다.

본 연구에서는 주암호로 유입되는 3·4차 수계의 하천에 대한 수질 및 퇴적물의 물리적 및 지구화학적 특성을 파악하기 위하여, 용존 및 입자형태 미량원소의 함량, 특히 공간적 함량 분포 및 시기별 미량원소 함량의 변화 특성을 규명하고자 하였다. 입자형태 퇴적물에 대해서는 입도별 미량원소 함량에 대한 특성을 파악하고 연속추출방법을 이용한 미량원소의 존재형태 연구를 수행하였다.

## 2. 시료채취 및 화학분석

### 2.1. 시료채취

주암호로 유입되는 미량원소의 시·공간별 오염상태를 파악하기 위하여, 주암호 집수구역의 공간적인 분포와 오염원을 고려하여 3·4차 수계 중에서 32개 지점을 선정하여 하천수 및 하천퇴적물 시료를 채취하였다. 하천수는 2003년 4월에서 9월까지 약 15일 간격으로 8회(4월10일, 5월6일, 5월19일, 6월4일, 6월26일, 7월9일, 7월29일, 8월19일)에 걸쳐 채취하였다(Fig. 1). 하천수의 수온, pH, 전기전도도(EC), Eh, TDS 등 물리화학적 성질은 현장에서 측정하였다.

주암호 집수구역 내에는 8개 금-은 광산과 수개의 석탄 폐광산이 분포되어 있으며, 주암호 호저퇴적물의 미량원소 함량에 가장 큰 영향을 줄 수 있는 요인으로 판단된다(Fig. 1). 이 중에서도 비교적 개발규모가 컸던 것으로 판단되는 4개 폐금속광산(전보광산, 문덕광산, 북내광산 및 죽보광산)으로부터 유입되는 광산 폐기물이 하류 퇴적물의 미량원소 함량에 미치는 영향을 평가하고자 광산으로부터 하류 하천까지 등간격으로 3·4차 하천 수계의 하천퇴적물을 채취하였다(Fig. 2).

시료채취 시기와 위치에 따른 하천수의 화학성분 함량 및 물리적 특성에 대한 측정값과 강우량과의 상관관계를 평가하기 위하여, 순천 측후소에서 시료채취 기간인 4월~8월 사이에 측정된 강우량 자료를 날짜별로 도시하였다(Fig. 3). 강우빈도와 강우량이 가장 큰 시기는 7월이며, 6~8월 사이에는 4월~5월에 비해 강우량이 비교적 많은 것으로 나타난다. 5월은 조사기간 중 강우빈도와 강우량이 가장 적게 나타나는 갈수기이고, 4월 10일, 5월 6일 그리고 5월 19일은 적어도 10일 이전 기간에 강우가 내리지 않아 수질변화에 대한 강우효과가 매우 적은 시기이다. 그 외 6월 4일, 7월 9일, 7월 29일 및 8월 19일은 시료채취 10일 이전 동안에 연속적인 강우와 강우량이 비교적 많아(최고 90 mm), 수질과 물리적 특성에 대해 강우효과가 매우

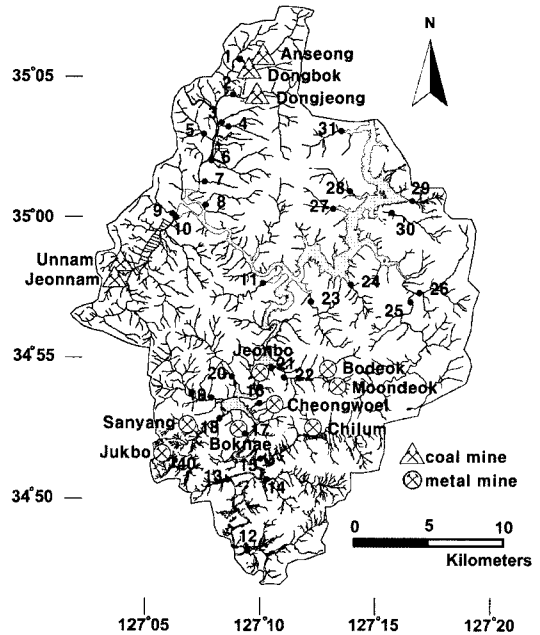


Fig. 1. The locations (solid circles) of mines and sampling sites for 3rd-4th order stream sediments and stream waters within the watershed of Juam reservoir (modified from Youm *et al.* (2004)). The stream water and sediment was collected at the same place in each site.

큰 시기에 해당된다.

### 2.2. 입도분석

입도별 미량원소의 함량 특성을 관찰하기 위하여 3·4차 수계 하천퇴적물 중 집수유역을 대표하는 8개 지점을 선정하였다. 집수구역의 서반부 지역에서 8번, 10번 및 11번 시료를 택하였으며, 남부 지역에서는 17번, 18번 및 22번 시료, 본 호 지역에서 30번과 31번 시료를 선택하여 채취하였다(Fig. 1). 그리고 폐금속광산으로부터 유입되는 하천퇴적물의 입도별 미량원소 오염상태를 검토하기 위하여 죽보광산과 전보광산의 하류에서 채취한 하천퇴적물 시료와 주암호의 2개의 유입하천이 합류되는 지점에서 3개의 호저퇴적물을 grab sampler를 이용하여 채취하였다(Fig. 2). 입도분석은 2003년 4월에 채취한 시료를 대상으로 2 mm~200 μm, 200~100 μm, 100~50 μm, 50~20 μm, < 20 μm의 5개 등급으로 구분하여 수행하였고, 분급된 시료는 50°C에서 건조시켰다.

### 2.3. 조성광물 및 미량원소 함량 분석

퇴적물 내 미량원소 함량의 분석을 위해 사용한 전

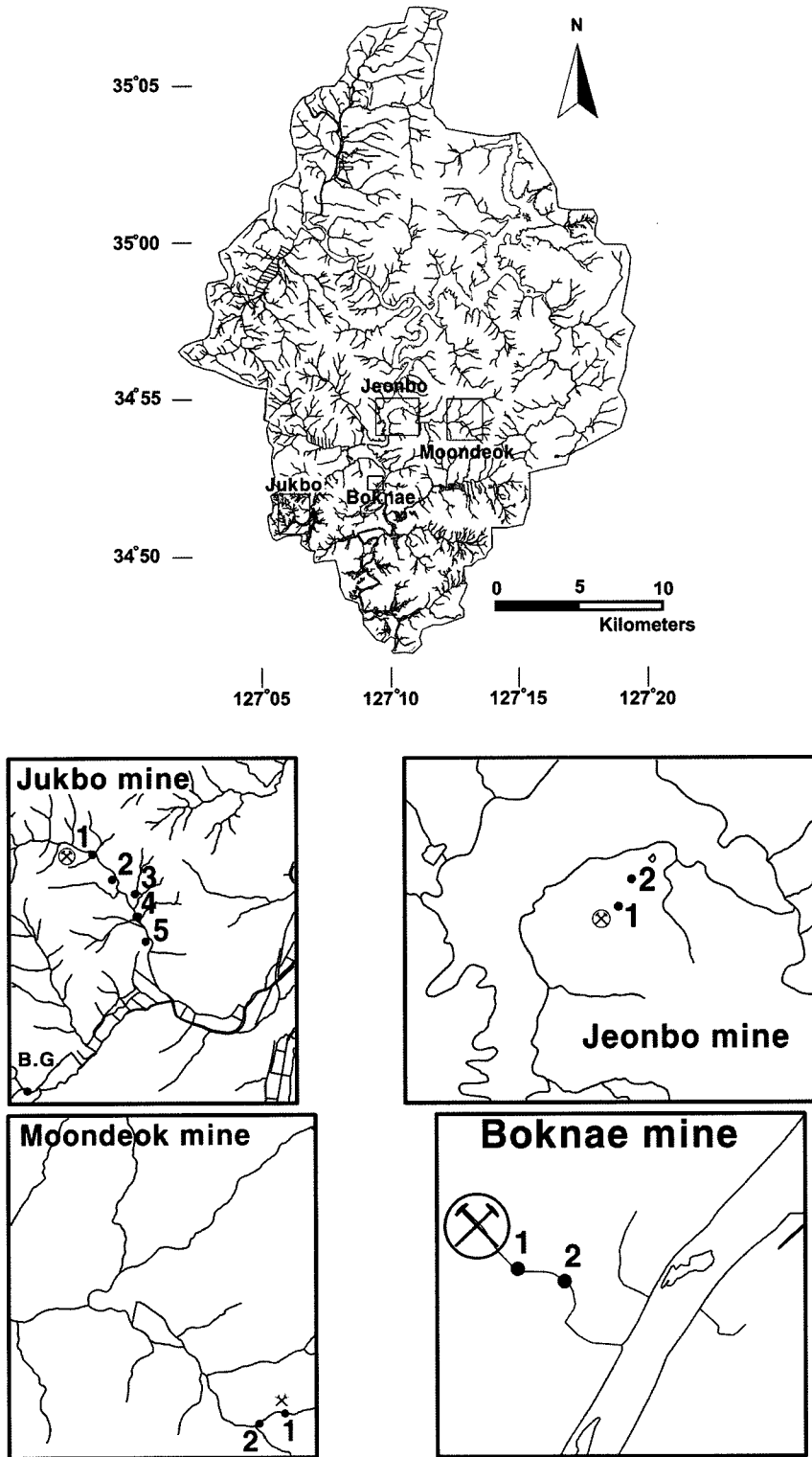


Fig. 2. The sampling sites for the stream sediments related to metallic mine activities.

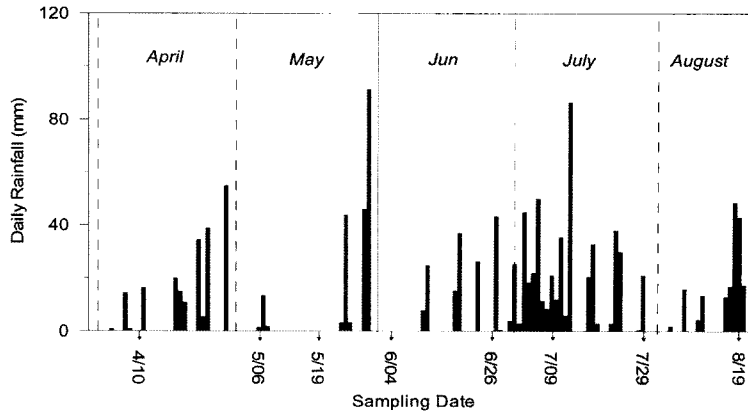


Fig. 3. Precipitation data and sampling date within surrounding Juam reservoir (Suncheon rain gauge station).

처리방법은 다음과 같다. 시료 1g에 질산(HNO<sub>3</sub>) 5ml를 넣은 뒤 온도 110°C에서 완전히 증발시킨 후, 과염소산(HClO<sub>4</sub>)과 질산(1:5 비율)의 혼합산을 10ml를 넣고 흰색의 연기가 완전히 없어질 때까지 증발시킨다. 이후, 6N HCl를 10ml를 넣고 30분간 끓이며, 실온까지 냉각시킨 후, 0.45 μm로 여과하여 ICP-AES로 분석하였다.

화학분석은 ICP-AES(Perkins-Elmer Optima 3000 XL)를 이용하였으며, 분석조건은 RF Power 1300 watt, Plasma Flow 15 L/min, Coolant Flow 0.5 L/min, Nebulizer Flow 0.8 L/min 이었다. 사용된 시약은 analytical grade(Prolabo 또는 Merck)였고, ICP 분석 시 사용된 표준용액은 1,000 ppm stock solution (Merck)을 희석하여 사용하였다. 전 분석과정에 이용된 탈이온수를 얻기 위해 Milli-Q Millipore system을 사용하였다.

주암호 집수유역 내에서 이로 유입되는 3·4차 수계 중 32개 지점으로부터 채취한 시료의 광물학적 특성을 규명하기 위하여 X선 회절분석을 실시하였다. X선 회절분석은 PHILIPS X'PERT MPD Diffractometer (Cu Kα; 40KV, 25mA)를 이용하였고, 3°~45°도까지 2°/1분의 속도와 0.01의 간격으로 하였다.

2.4 하천퇴적물의 연속추출

토양과 퇴적물에 함유된 중금속의 존재형태(chemical speciation)는 광물표면에 흡착, 광물형태로 침전, 탄산염광물, 산화광물 및 황화광물 등과 공동 침전, 퇴적물 중 유기물과 결합, 기타 규산염광물의 입자격자 사이에 수반된 상태로 존재하는 것이 일반적이다. 연속추출법은 토양의 여러 구성광물과 수반되는 중금속원소의 상대적인 결합세기(binding strength)와 물리화학적 환경의 변화에 따라 발생할 수 있는 잠재적인 화학반응에

관한 정보를 제공하기 위해 사용되기도 한다. 또한 연속추출법은 산화/환원 환경의 변화 시 발생할 수 있는 중금속원소의 상대적인 이동도에 관한 정보를 제공한다. 연속추출방법은 Tessier *et al.*(1979)이 제시한 연속추출법을 이용하였다. 각 단계에서 회수된 시료는 다음 단계에서 분석하기에 앞서 탈염수(Milli-Q Millipore system)로 세척하여 각 fraction 단계에서의 오염을 최소화하였으며 blank samples로 분석의 정확성을 검증하였다.

3. 연구 결과 및 토의

3.1 하천수의 물리화학적 특성 및 수질

주암호 집수유역 3·4차 수계의 4월과 8월 사이에 하천수의 수온은 11.6~30.4°C 이고, pH는 5.8~9.2, 전기전도도(EC) 값은 31.7~240 μs/cm(평균 78.6 μs/cm)의 범위를 보이며, 산화-환원 전위(Eh) 값은 39~345 mV(평균 177 mV), 총용존고용물량(TDS)은 15~100 mg/L 이다(Table 1).

주요 양이온 성분인 Ca<sup>2+</sup>의 농도는 1.7~21.4 mg/L, Na<sup>+</sup>는 3.0~13.3 mg/L, K<sup>+</sup>는 다소 미량으로 검출되고 있으며, 0~0.5 mg/L 값의 범위를 나타내고 있다. Si<sup>4+</sup>와 Mg<sup>2+</sup>는 각각 0.5~10.4 mg/L 및 0.6~6.9 mg/L의 변화를 보인다(Table 2). 음이온의 경우는 Cl<sup>-</sup> 농도가 0.1~31.1 mg/L, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>는 0.2~28.1 mg/L, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>은 0.3~60.8 g/L, 그리고 HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>의 농도는 2.6~90.8 mg/L의 변화를 나타내고 있다(Table 2). 미량원소의 경우는 아연이 가장 높은 농도로써, 0.1~400 ppb의 범위를 나타내며, 75 ppb의 평균값을 보인다. 비소는 검출한계인 1 ppb에서 최고 36 ppb(평균값, 7.0 ppb), 구리는 2.5 ppb~8.8 ppb(평균값, 4.4 ppb)의 범위를 갖는다. 카드뮴의

**Table 1.** Summary of the physicochemical data of 3rd-4th order stream water sample within the watershed of Juam reservoir.

Sampling Date	4/10	5/06	5/19	6/4	6/26	7/09	7/29	8/19
Water Temperature (°C)								
Minimum	11.6	14.6	17.3	19.8	18.4	17.9	19.9	19.5
Maximum	18.6	18.1	30.0	27.1	26.6	21.1	26.2	25.5
Range	7.0	3.5	12.7	7.3	8.2	3.2	6.3	6.0
Mean	14.2	16.5	22.2	22.8	22.3	19.5	23.1	22.9
Std	2.24	0.87	2.35	1.98	2.16	0.88	2.00	1.58
pH								
Minimum	6.1	6.6	6.3	6.1	5.9	5.8	5.9	5.5
Maximum	8.6	8.5	8.8	7.4	7.6	7.7	9.2	6.8
Range	2.5	1.9	2.5	1.3	1.7	1.9	3.3	1.3
Mean	6.9	7.2	7.3	6.7	6.6	6.4	6.7	6.2
Std	0.54	0.31	0.50	0.36	0.44	0.52	0.66	0.23
Electrical Conductivity (µS/cm)								
Minimum	46.8	53.4	46.5	41.6	38.0	34.5	36.4	31.7
Maximum	240.0	157.2	223.0	151.9	127.8	101.1	108.9	76.8
Range	193.2	103.8	176.5	110.3	89.8	66.6	72.5	45.1
Mean	98.7	84.4	110.7	86.2	77.1	53.8	64.4	56.1
Std	46.4	24.1	40.9	28.7	24.2	15.3	18.2	12.7
Eh (mV)								
Minimum	101.0	39.0	72.0	100.0	14.3	84.0	72.0	110.0
Maximum	345.0	261.0	316.0	256.0	204.0	208.0	222.0	199.0
Range	244.0	222.0	244.0	156.0	189.7	124.0	150.0	89.0
Mean	225.7	166.7	218.1	187.5	131.2	161.4	165.1	159.7
Std	49.2	58.0	59.1	43.1	31.9	35.3	33.7	22.1
TDS (mg/L)								
Minimum	23.0	22.0	19.0	17.0	16.0	15.0	16.0	27.0
Maximum	100.0	64.0	88.0	63.0	54.0	44.0	48.0	68.0
Range	77.0	42.0	69.0	46.0	38.0	29.0	32.0	41.0
Mean	47.5	35.2	45.4	36.0	32.9	23.2	28.1	50.7
Std	19.9	10.1	17.0	12.1	10.3	6.8	8.2	11.2

경우에는 5.2 ppb 이하의 값을 보이거나 1개의 시료에서 10 ppb에 근접하는 값을 보이고 있다. 철은 2.5~349 ppb(평균값, 55 ppb) 이고, 망간은 1.1~209 ppb의 농도의 값을 나타내나 대부분은 20 ppb 이하이다(Table 3).

조사지역 내 하천수의 물리적 특성과 지구화학적 수질변화 특성은 시료채취 위치 및 시기에 따라 큰 변화를 보인다. 특히 수질은 전반적으로 강우의 빈도와 강우량에 따라 규제를 받고 있으며, 음이온 보다 양이온의 경우에 더 큰 영향을 받는 것으로 나타나고 있다.

### 3.2 하천수의 수리지구화학적 특성

#### 3.2.1 수질유형 분류

강우효과가 미약한 갈수기인 4월에 채취된 32개 지점의 하천수는 Ca-Mg-HCO<sub>3</sub>, Ca-Na-HCO<sub>3</sub>-Cl, Ca-Na-HCO<sub>3</sub>-SO<sub>4</sub>, Ca-Na-HCO<sub>3</sub> 등 4개 유형이 가장 우세하게 나타난다(Fig. 4). 각 오염원별로 영향을 받고 있는 하천수는 실제로 서로 상이한 수질유형을 나타내

고 있다. 탄광지역 갯내수에 영향을 받는 하천수(J1, J2, J5, J10, J12)는 Ca-Na-HCO<sub>3</sub>-SO<sub>4</sub> 및 Ca-Na-Mg-HCO<sub>3</sub>-Cl 유형의 특성을 보이며, 급속광산에 의해 영향을 받는 하천수(J15, J16, J17, J21, J22)의 경우는 Ca-(Na, Mg)-HCO<sub>3</sub>-Cl 유형이 우세하다. 주거지역의 생활하수에 영향을 받는 하천수(J9, J14, J16, J28, J29)는 주로 Ca-Na-HCO<sub>3</sub>-Cl과 Ca-Na-HCO<sub>3</sub>-Cl-SO<sub>4</sub> 유형의 복잡한 수질특성을 보여주며, 농경지의 경우는 Ca-HCO<sub>3</sub>-SO<sub>4</sub>와 Ca-Na-HCO<sub>3</sub>-Cl 유형이 우세하게 나타난다. 강수량이 많아지는 경우 광산지역의 하천수는 갯내수 배출량 증가로 SO<sub>4</sub> 농도가 증가하는 양상이 비교적 잘 반영되고 있다.

#### 3.2.2 하천수의 산화-환원 전위 변화

주암호 주변 하천수는 “transition zone” 근처의 산화-환원 전위 값을 나타낸다. 물의 산소분압에 따라 도시된 산소분압과 조사지역에서 측정된 지하수의 Eh와 pH 값을 대비하면 하천수의 대부분 시료는 산소분압이

**Table 2.** Summary of the cation and anion concentrations of 3rd-4th order stream water sample within the watershed of Juam reservoir.

Sampling Date	4/10	5/06	5/19	6/4	6/26	7/09	7/29	8/19
<b>Ca<sup>2+</sup> (mg/L)</b>								
Minimum	2.5	2.4	3.7	2.6	2.5	1.8	1.8	1.7
Maximum	16.0	12.6	21.4	14.6	14.0	9.1	16.4	8.1
Range	13.4	10.2	17.6	12.0	11.5	7.3	14.6	6.4
Mean	7.3	6.4	9.5	7.7	6.7	4.4	5.3	4.6
Std	2.7	2.5	4.1	3.1	2.8	1.7	2.7	1.6
<b>Na<sup>+</sup> (mg/L)</b>								
Minimum	3.2	3.0	3.6	3.3	3.2	3.4	3.0	2.9
Maximum	10.7	13.3	11.4	8.0	6.8	6.7	5.9	5.6
Range	7.5	10.2	7.8	4.7	3.6	3.3	2.9	2.7
Mean	5.1	5.0	5.8	4.9	4.4	4.6	3.9	4.0
Std	1.5	1.8	1.8	1.1	0.9	0.7	0.7	0.8
<b>K<sup>+</sup> (mg/L)</b>								
Minimum	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Maximum	0.3	0.5	0.3	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1
Range	0.2	0.5	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1
Mean	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0
Std	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<b>Si<sup>4+</sup> (mg/L)</b>								
Minimum	2.2	2.5	2.6	2.7	2.7	3.7	0.5	0.7
Maximum	7.5	7.6	10.4	7.5	6.0	7.6	6.2	4.3
Range	5.3	5.0	7.8	4.7	3.3	4.0	5.7	3.6
Mean	4.3	4.5	4.7	4.3	4.1	5.2	2.8	2.0
Std	1.2	1.3	1.6	1.0	1.0	1.2	1.2	0.8
<b>Mg<sup>2+</sup> (mg/L)</b>								
Minimum	0.8	0.7	0.8	0.7	0.7	0.6	0.7	0.6
Maximum	6.0	3.0	6.9	3.3	3.3	2.5	3.2	2.5
Range	5.2	2.3	6.1	2.7	2.6	1.8	2.5	1.9
Mean	1.8	1.5	2.3	1.7	1.5	1.2	1.3	1.2
Std	1.0	0.6	1.2	0.7	0.6	0.5	0.5	0.4
<b>Cl<sup>-</sup> (mg/L)</b>								
Minimum	3.3	3.1	3.3	2.5	0.1	2.2	2.3	1.7
Maximum	13.3	11.8	31.1	13.8	8.5	6.4	6.3	4.3
Range	10.0	8.7	27.8	11.3	8.4	4.3	4.0	2.6
Mean	6.2	5.0	7.8	6.1	3.8	3.4	3.5	3.0
Std	2.6	1.7	5.3	2.8	1.9	0.9	0.9	0.7
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg/L)</b>								
Minimum	1.9	2.0	1.0	1.3	0.2	1.5	1.3	1.8
Maximum	10.6	11.3	28.1	17.5	9.5	14.7	11.8	6.9
Range	8.7	9.3	27.1	16.2	9.3	13.2	10.6	5.1
Mean	4.1	4.6	5.2	6.3	4.2	3.8	3.1	3.4
Std	1.8	2.1	4.7	3.4	2.6	2.4	1.9	1.1
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (mg/L)</b>								
Minimum	3.4	3.3	4.7	3.2	0.3	3.1	3.3	3.6
Maximum	60.8	27.9	35.5	35.5	34.7	25.2	20.6	14.2
Range	57.4	24.6	30.8	32.3	34.4	22.2	17.3	10.6
Mean	7.4	7.1	9.9	10.4	8.7	8.1	7.8	6.4
Std	10.2	4.5	5.6	6.1	7.3	5.6	4.4	2.3

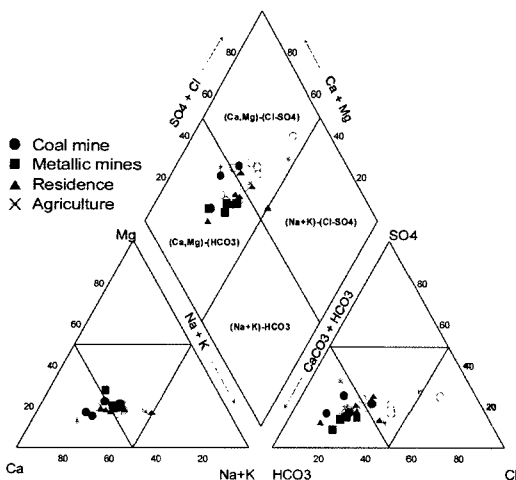
10<sup>-50</sup>~10<sup>-30</sup>atm의 범위 내에 있음을 보여준다(Fig. 5). NO<sub>3</sub>, 철, 망간 성분의 농도는 물의 산화·환원 전위의

지시자이다. NO<sub>3</sub> 성분은 산화·환원 전위가 낮은 환원 환경에서 탈질소화작용(Denitrification)에 의해 감소하

**Table 3.** Summary of the trace element concentrations of 3rd·4th order stream water samples within the watershed of Juam reservoir (unit:  $\mu\text{g/L}$ ).

	Fe	Mn	Al	As	Cu	Pb	Zn	Cd	Ba	Co	Cr	Sr	Ni
2003. 4 10													
Minimum	2.5	2.0	8.5	ND	3.6	ND	0.5	ND	6.7	ND	ND	14.4	ND
Maximum	268.0	53.2	284.1	35.1	8.8	ND	11.0	ND	41.9	2.7	ND	96.0	23.8
Mean	51.2	15.0	30.6	ND	5.7	ND	3.1	ND	14.3	2.1	ND	47.1	7.1
2003. 5. 06													
Minimum	7.5	1.5	15.4	ND	ND	ND	35.8	ND	2.3	ND	ND	12.9	ND
Maximum	191.5	126.8	232.5	21.2	ND	ND	81.5	ND	32.8	ND	ND	87.2	4.5
Mean	51.5	23.9	25.2	ND	ND	ND	56.3	ND	9.9	ND	ND	43.1	3.1
2003. 5. 19													
Minimum	7.0	1.4	1.4	ND	1.7	ND	71.3	ND	6.3	ND	ND	17.7	ND
Maximum	253.3	176.6	47.7	20.5	7.7	ND	147.0	ND	40.8	11.4	ND	181.3	38.2
Mean	63.1	36.0	20.0	ND	4.2	ND	102.4	ND	17.2	2.5	ND	62.6	7.5
2003. 6 04													
Minimum	4.0	3.3	18.5	3.9	ND	8.4	165.0	ND	5.0	ND	ND	14.3	ND
Maximum	154.6	97.7	151.3	29.9	1.8	14.1	332.9	ND	41.9	9.6	ND	117.4	ND
Mean	44.6	22.2	47.6	7.6	ND	8.6	238.0	ND	13.8	4.8	ND	50.7	ND
2003. 6. 26													
Minimum	4.4	1.7	12.4	2.9	ND	8.4	0.2	ND	2.6	ND	ND	15.8	10.7
Maximum	348.7	81.5	285.4	36.0	3.0	13.4	400.9	ND	40.3	7.0	ND	98.2	30.2
Mean	86.2	20.3	50.5	6.7	ND	8.6	183.5	ND	12.1	3.2	ND	46.0	11.3
2003. 7. 09													
Minimum	8.3	1.5	8.5	3.5	2.8	ND	0.5	ND	5.3	2.0	ND	11.4	ND
Maximum	240.8	106.3	513.0	26.7	6.9	ND	6.8	ND	26.2	4.0	ND	73.7	ND
Mean	46.5	18.3	42.5	6.1	5.2	ND	2.3	ND	10.2	2.3	ND	29.8	ND
2003. 7. 29													
Minimum	22.9	1.1	1.5	ND	ND	13.9	0.9	ND	4.4	1.3	ND	12.6	ND
Maximum	184.0	209.1	207.8	27.5	4.4	39.7	15.8	9.3	23.6	12.1	ND	89.9	22.1
Mean	56.1	21.7	30.5	5.4	ND	17.9	3.5	4.0	9.7	1.7	ND	34.6	3.2
2003. 8. 19													
Minimum	13.0	1.5	11.9	ND	2.5	ND	0.1	5.2	2.8	2.7	ND	11.5	ND
Maximum	138.8	35.5	145.5	ND	2.7	ND	18.6	5.9	23.5	6.1	ND	63.5	ND
Mean	40.9	10.2	33.7	ND	2.5	ND	2.2	5.2	7.9	2.9	ND	29.7	ND

Abbreviation; ND=not detected

**Fig. 4.** Piper plots of the major ion composition of stream water.

고, 철 및 망간의 산화광물은 분해되어 지하수에 철 및 망간 농도가 증가되는 것으로 보고되고 있다 (Stuyfzand, 1995). 조사지역 하천수의  $\text{Mn}^{2+}$  및  $\text{Fe}^{3+}$ 의 농도관계는  $\text{NO}_3^-$ 의 농도가 높은 일부 하천수에서 철 농도가 낮은 경향을 보이고 철산화물이 용해되는 환원환경을 나타내고 있으나, 그 외 시료는  $\text{NO}_3^-$ 의 농도와  $\text{Mn}^{2+}$  및  $\text{Fe}^{3+}$  성분의 상관성이 잘 나타나지 않는다. 이러한 하천수는 산화환경에 속해  $\text{Mn}^{2+}$  및  $\text{Fe}^{3+}$  성분은 철, 망간, 산화물로 존재하고  $\text{NO}_3^-$  성분 농도와 무관하게 나타난다.

### 3.3. 집수구역 하천수의 오염원별 수질 특성

하천수의 pH, 전기전도도, Eh와 총용존고형물량 (TDS) 값은 갈수기에 비교적 편차가 크며, 우기에는 pH 범위가 5.5~7.0으로 시간에 따른 변화 특성을 잘 나타내고 있다. 갈수기에 농경지, 탄광 및 주거지의 영



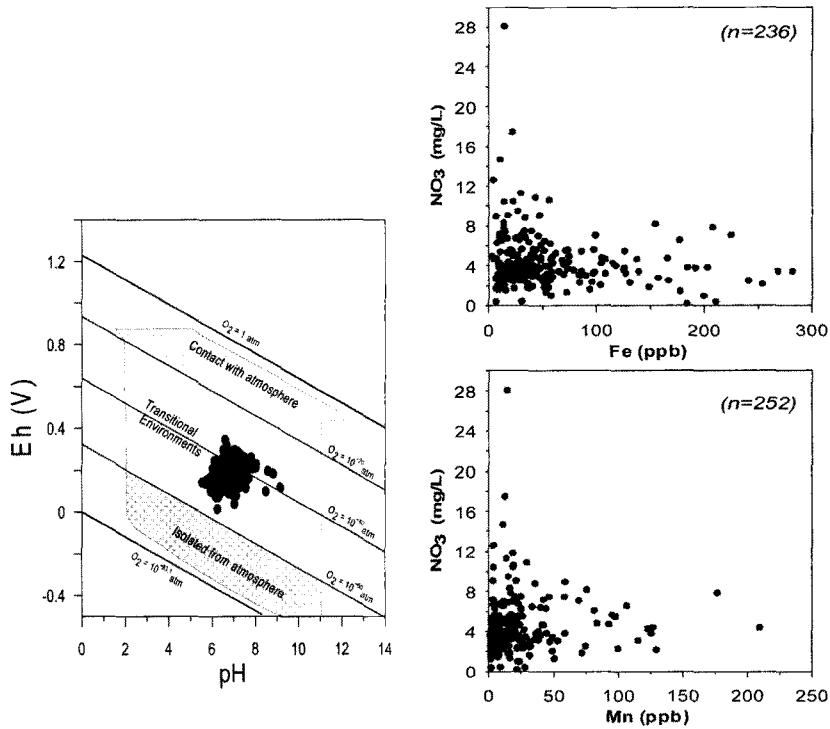


Fig. 5. pH versus Eh diagram showing the physicochemical environment (left), and diagrams showing the correlation relationship between  $\text{NO}_3$  and Mn/Fe (right). Sample numbers (n) are the total number of chemical data for stream water samples collected during 8 sampling periods on 32 site except for "not detected data".

향을 받는 J3, J4, J9의 하천수에서의 pH 값은 약 2 정도의 시기별 변화를 보이고 있으며, 탄광의 영향만을 받는 J2과 J10에서는  $\text{SO}_4^{2-}$ 의 농도 변화가 시기별로 가장 크게 나타나고 있다(Fig. 6). 금 광산에 의해 영향을 받는 J15, J17, J21, J22, J40의 하천수는  $\text{SO}_4^{2-}$ 의 농도가 거의 10 mg/L 이하의 일정한 값을 나타내고 있어 시기별 오염이 잘 반영되지 않음을 보여준다. 생활하수에 의해 영향을 받는 하천수(J9, J16, J26, J30)의 경우는  $\text{SO}_4^{2-}$ 를 제외한  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Cl}^-$  성분들이 시료채취 시기별로 비교적 큰 농도 변화를 나타내고 있으며, 이 중에서 J16 하천수 시료는  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Cl}^-$  성분의 변화 폭이 크다. 주로 농경지에 영향을 받는 하천수(J12, J13, J20, J23)에서는 시기별 변화를 반영하지 않는다.

3.4. 집수구역 하천수의 시공간별 수질특성

갈수기에 하천수의  $\text{Ca}^{2+}$  농도는 북서부 지역에서 높은 값을 나타내나, 7~8월에는 강우에 희석되어 전반적으로 10 mg/L 이하의 낮은 분포를 보여준다.  $\text{Na}^+$  성분은 5월까지 남부지역 일부에서 다소 높은 농도

(20 mg/L) 분포를 보이나 7~8월에는 5 mg/L 이하의 낮은 분포를 나타낸다.  $\text{Cl}^-$ 의 값은 6월까지 일부지역에서 나타나는 20~35 mg/L 값을 제외하면 전반적으로 10 mg/L 이하의 분포를 나타내지만, 7~8월에는 희석되어 모든 지역에서 5 mg/L 이하의 분포를 보인다.  $\text{NO}_3^-$ 는 북서부 및 남부지역에서 약 20 mg/L의 값을 나타내나 8월에는 모든 지역에서 5 mg/L 이하의 값을 보인다.  $\text{SO}_4^{2-}$ 는 북서부 지역에서 뚜렷하게 높은 농도를 보이고 있으며, 시기에 따라서 농도가 다소 감소하지만 지역별 분포양상의 변화가 작게 나타난다. 대표적인 공간별 성분농도의 분포특성의 예를 Figs. 7~9에 도시하였다.

비소는 4월~7월에 주암호 남부지역에서 금속광산의 영향을 받는 하천수(J17)에서 35 ppb의 농도를 보이고 있으며, 우기에는 강우에 희석되어 하천수(J17)의 농도가 10 ppb 이하로 낮아지고 있다(Fig. 8). 구리는 전체적으로 10 ppb 이하의 분포를 보이나 갈수기에는 주암호 동부(J1~J10)와 남부지역 금속광산 분포대(J12, J13, J15, J21, J22)에서 비교적 높은 값이 확인된다. 아연은 갈수기인 5월~6월에 최고 400 ppb이 확인되나

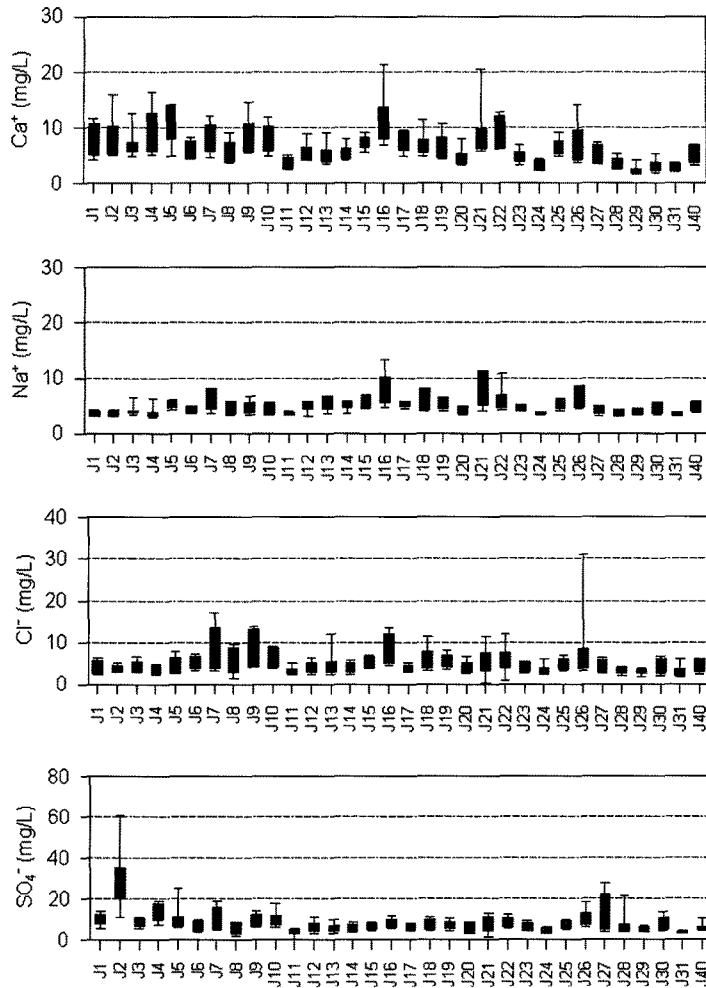


Fig. 6. Seasonal variations of cation concentrations in stream water within the watershed of Juam reservoir.

우기에는 전체적으로 50 ppb 이하의 낮은 농도의 분포를 나타낸다(Fig. 9). 카드뮴은 전체 집수유역에 2 ppb 이하의 분포를 나타내고 있으며, 7월에는 주암호 남부 지역인 금속광화대 분포대에서 6~8 ppb의 다소 높은 이상대를 형성하고 있어서 탄광 보다 금속광산의 영향을 많이 받고 있음을 지시해준다. 철은 탄광 및 금속광산으로부터 오염되는 하천수에서 비교적 높은 농도(최고 350 ppb)의 분포를 보이고 있으며, 우기에는 100 ppb 이하로 낮아지는 특성을 나타낸다. 망간은 주로 주암호 북서부 탄광지역에 제한되어 다소 높은 농도 분포(150~200 ppb)를 보여주며, 갈수기에는 다른 지역과 뚜렷한 농도 편차를 나타낸다(Table 3).

따라서 주암호 집수유역 전 수계에 대한 하천수의 주요 양이온 및 음이온 농도의 평균값은 5월과 6월에

가장 높은 함량을 보이고, 비교적 우기인 7월과 8월에 가장 낮은 농도를 나타내어 강우 혼합에 의한 희석작용의 영향을 받고 있음을 알 수 있다. 결과적으로 주암호로 유입되는 하천수는 주로 탄광 및 생활용수에 의한 영향을 가장 크게 받고 있으며,  $\text{Na}^+$  성분을 제외한  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  및  $\text{NO}_3^-$  성분들이 시료채취 시기에 따른 강우효과에 의한 농도 규제를 받으면서, 주암호에 용존 성분들을 공급함을 알 수 있다.

### 3.5. 집수유역 하천수의 미량원소 오염실태

주암호 주변의 하천수에 대한 중금속 오염성분들의 오염실태를 파악하기 위해 이변에 분석된 성분들에 대해 세계보건기구(WHO), 미국 및 한국의 음용수 허용기준치(MCL: maximum contamination level)와 비

교 검토하였다(Table 4).

카드뮴의 음용수 허용기준치는 10 ppb 이나 조사지

역 하천수에서는 대부분의 시료가 검출한계인 5.2 ppb

이하의 값을 보이며, 단지 1개의 시료만이 10 ppb에

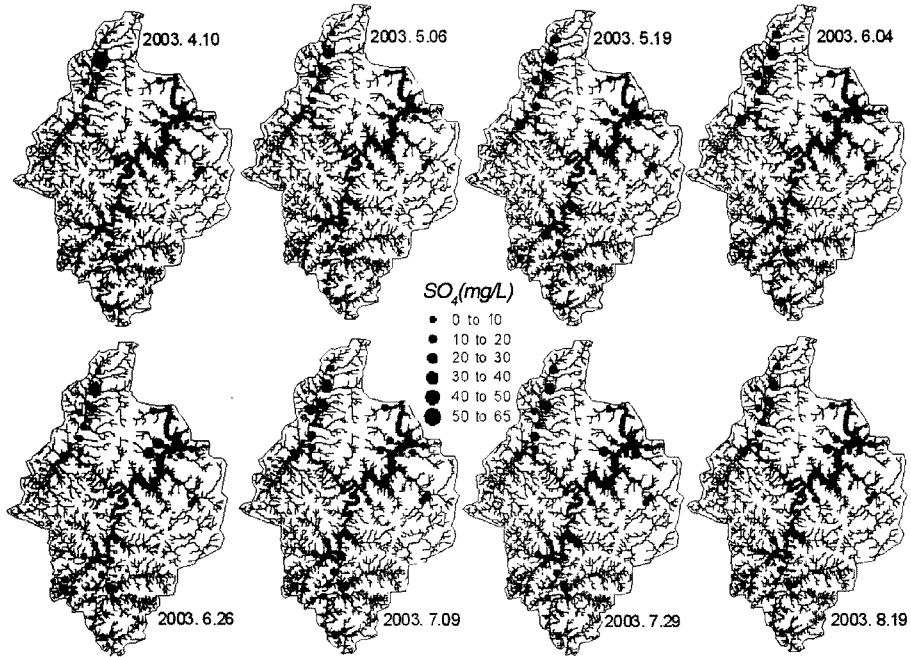


Fig. 7. Seasonal distribution of  $SO_4$  concentration of stream water.

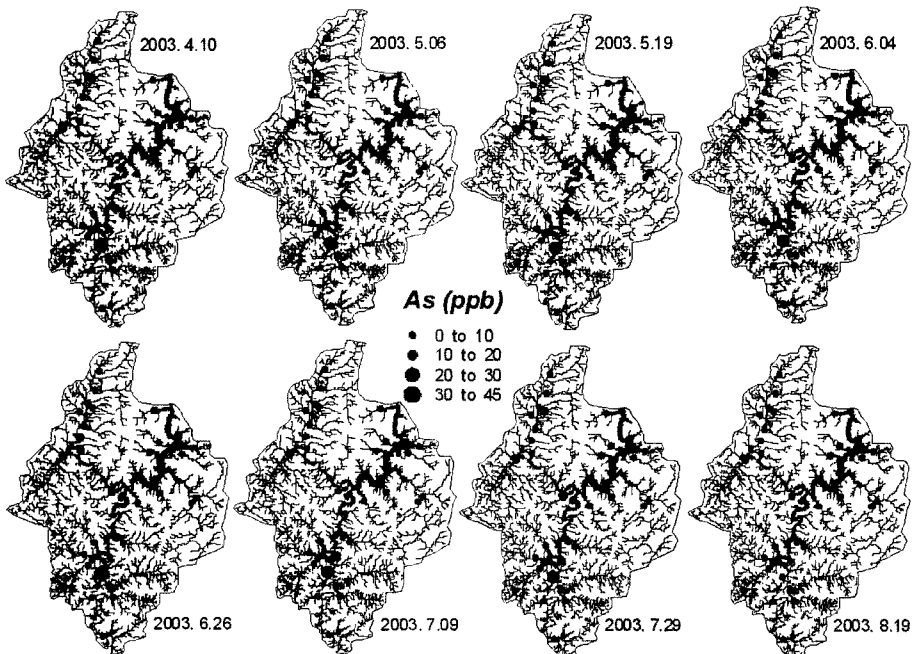


Fig. 8. Seasonal distribution of As concentration of stream water.

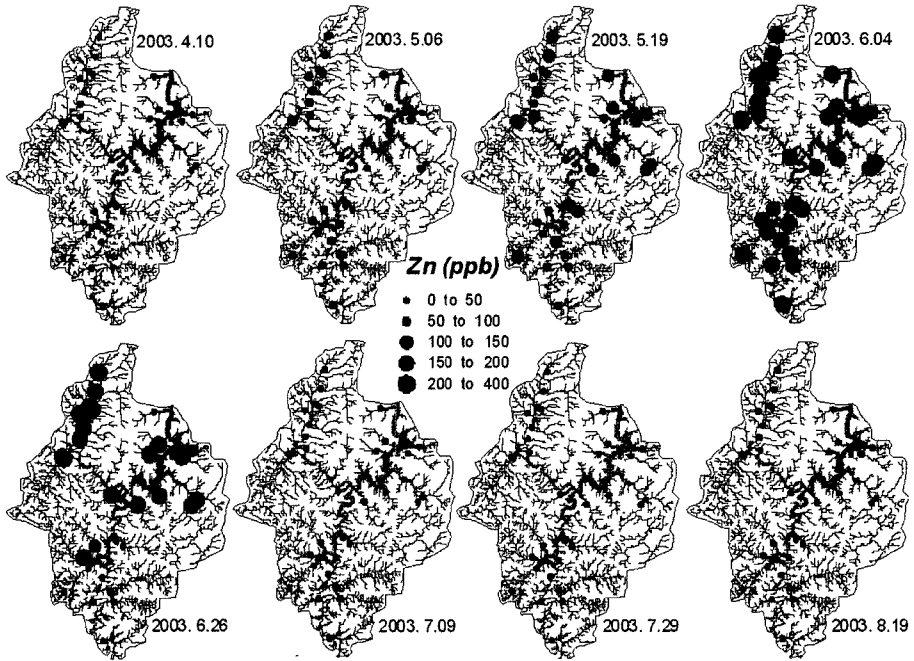


Fig. 9. Seasonal distribution of Zn concentration of stream water.

Table 4. Comparison of maximum contamination levels for drinking water in WHO, USEPA and Korea (unit: mg/L).

Item	WHO	USEPA	Korea
pH	7.5 ± 1	7.5 ± 1	5.8~8.5
As	0.05	0.05	0.05
Ba	-	1.0	-
Cd	0.005	0.01	0.01
Cr	0.05	0.05	0.05
F	1.5	1~2(15°C)	1
Pb	0.05	0.05	0.1
N	10	10	10
Cl	250	250	150
Cu	1.0	1.0	1.0
Fe	0.3	0.3	0.3
Mn	0.1	0.05	0.3
Zn	5.0	5.0	1.0
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	400	250	200

근접하고 있다. 철의 평균 농도는 55 ppb로써 대부분 300 ppb의 음용수 허용기준 이하이나 일부에서 240 ppb로 허용기준치에 근접하고 있다. 망간의 경우는 대부분 20 ppb 이하이나 갈수기인 5월에 채취된 시료에서 음용수 허용기준치의 약 2배 정도 높은 농도를 보여준다. 결과적으로 주암호 주변 4월~8월까지의 하천수는 망간 성분을 제외한 미량원소의 농도가 모두 미국 및 우

리나라 음용수 허용기준치(MCL) 이하의 값을 보여주고 있다.

### 3.6. 3·4차 수계 하천퇴적물 중금속 함량의 공간적 분포

32개 하천퇴적물의 미량원소 함량을 분석한 결과, 납 함량은 24.4~84.6 µg/g, 평균 42.5 ± 12.9 µg/g(중양값 40.5 µg/g)인 것으로 나타났다. 아연 함량은 44.7~224.7 µg/g, 평균 91.4 ± 38.0 µg/g(중양값 82.4 µg/g)으로 상대적으로 함량의 변화가 큰 것으로 밝혀졌다. 크롬 함량은 8.7~159 µg/g, 평균 54.5 ± 30.8 µg/g(중양값 54.5 µg/g)로 분석되었다. 구리 함량은 5.4~68.8 µg/g, 평균 22.4 ± 10.6 µg/g(중양값 21.2 µg/g)이었으며, 시료 채취지점에 따라 변화가 큰 것으로 나타났다(Youm *et al.*, 2004). 니켈 함량은 5.7~58.6 µg/g, 평균 26.2 ± 12.2 µg/g(중양값 26.8 µg/g)로 구리 함량과 거의 유사한 함량을 보이고 있다. 망간 함량은 266.2~1,037.1 µg/g, 평균 542.4 ± 220.1 µg/g(중양값 484.8 µg/g)이었고, 변화의 폭이 큰 것이 특징이다. 철 함량은 21,390~52,020 µg/g(평균 34,372 ± 8,450 µg/g, 중양값 33,750 µg/g)인 것으로 분석되었다(Table 5). 한편, 주암호 집수구역의 오염되지 않은 입도 150 µm 이하 하천 퇴적물(233개 시료)의 미량원소 함량은 납 21 ± 3 µg/g,

구리  $25 \pm 8 \mu\text{g/g}$ , 아연  $100 \pm 32 \mu\text{g/g}$ , 니켈  $35 \pm 19 \mu\text{g/g}$ , 크롬  $112 \pm 43 \mu\text{g/g}$ 이었다(Youm *et al.*, 2004).

아연 함량이 비교적 높은 지역(100~200  $\mu\text{g/g}$ )은 폐금속광산이 밀집되어 있는 보성군 북내면과 울어면 일대인 것으로 나타났다. 이 지역의 아연 함량이 상대적으로 높은 것은 폐금속광산으로부터 유실된 폐광석 혹은 광미의 영향인 것으로 해석된다. 그 외, 퇴적암이 분포하는 화순군 일대와 변성암 지역(보성군 주암면, 송광면 및 일부 문덕면 지역)은 50~100  $\mu\text{g/g}$ 로 비교

적 낮은 아연 함량을 보이고 있다. 예외적으로, 아연의 함량이 가장 높은 지역인 보성군 검백면에 위치한 JA12(224.7  $\mu\text{g/g}$ )에는 폐광산이 분포하지 않는다. 또한 보성군 송광면에 위치한 JA25 시료의 경우에도 아연 함량이 178.8  $\mu\text{g/g}$ 으로 상대적으로 높으며, 이는 지역적으로 국부적인 아연 오염원이 존재할 가능성이 높은 것을 지시한다(Fig. 10). 납 함량이 가장 높은 지역은 보성군 북내면, 검백면 및 울어면 등 폐금속광산이 밀집된 지역인 것으로 분석되었다. 이 지역에서 채취된 일

**Table 5.** Heavy metal concentrations of 3rd · 4th order stream sediments within the watershed of Juam reservoir ( $\mu\text{g/g}$ ).

Sample	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
JA 1	ND	43.0	29.9	24860	426.0	33.6	46.8	78.2
JA 2	ND	46.1	68.8	28426	778.6	57.0	42.5	117.9
JA 3	ND	27.3	21.1	21390	1033.5	16.1	36.2	68.0
JA 4	ND	36.8	23.3	30780	520.5	20.0	36.1	79.5
JA 5	ND	8.7	5.4	21440	266.2	5.7	29.3	44.7
JA 6	ND	40.0	26.9	39050	972.0	23.8	46.6	87.9
JA 7	ND	22.5	11.4	26880	607.5	11.6	27.2	49.5
JA 8	ND	35.1	15.2	27312	359.7	15.6	33.6	64.3
JA 9	ND	17.1	21.9	31440	346.5	9.2	34.9	93.7
JA 10	ND	16.3	12.3	24162	383.7	10.7	59.4	52.3
JA 11	ND	55.6	23.0	34380	431.1	25.1	38.8	81.4
JA 12	ND	159.0	35.2	51960	487.5	58.6	36.3	224.7
JA 13	ND	65.7	20.8	52020	831.6	33.4	42.6	149.1
JA 14	ND	93.3	23.2	41280	426.6	39.4	34.3	71.1
JA 15	ND	53.3	22.2	41220	642.0	28.1	44.3	100.9
JA 16	ND	60.0	20.1	40020	612.6	28.9	77.0	72.7
JA 17	ND	27.5	20.1	35880	717.9	12.5	84.6	96.9
JA 18	ND	68.8	19.7	50030	652.0	28.9	47.6	120.8
JA 19	ND	63.9	25.7	37790	690.6	28.4	44.2	93.3
JA 20	ND	57.5	26.8	42540	1037.1	29.6	49.2	121.9
JA 21	ND	130.6	17.8	34620	374.4	37.4	45.2	71.0
JA 22	ND	77.3	16.1	36360	402.6	30.5	31.0	67.1
JA 23	ND	66.6	17.1	28470	280.2	31.7	33.2	70.0
JA 24	ND	63.7	23.7	33120	532.5	32.2	35.8	83.4
JA 25	ND	61.0	25.2	41580	431.1	26.2	41.5	93.1
JA 26	ND	57.9	34.0	42780	801.6	25.5	59.4	178.8
JA 27	ND	70.2	19.7	30540	323.7	37.9	43.2	86.3
JA 28	ND	39.5	21.2	31380	528.0	17.4	39.5	97.1
JA 29	ND	30.0	9.9	21396	281.4	12.1	24.4	48.9
JA 30	ND	52.4	20.2	30600	330.3	25.7	33.8	75.8
JA 31	ND	40.3	16.2	27966	366.9	18.2	34.7	62.0
JA 40	ND	58.3	23.9	38220	482.1	27.5	46.4	122.5
mean <sup>1)</sup>	-	54.5	22.4	34372	542.4	26.2	42.5	91.4
median <sup>1)</sup>	-	54.5	21.2	33750	484.8	26.8	40.5	82.4
stdev <sup>1)</sup>	-	30.8	10.6	8450	220.1	12.2	12.9	38.0
max <sup>1)</sup>	-	159.0	68.8	52020	1037.1	58.6	84.6	224.7
min <sup>1)</sup>	-	8.7	5.4	21390	266.2	5.7	24.4	44.7

Abbreviation; ND=not detected, <sup>1)</sup>data modified from Youm *et al.* (2004)

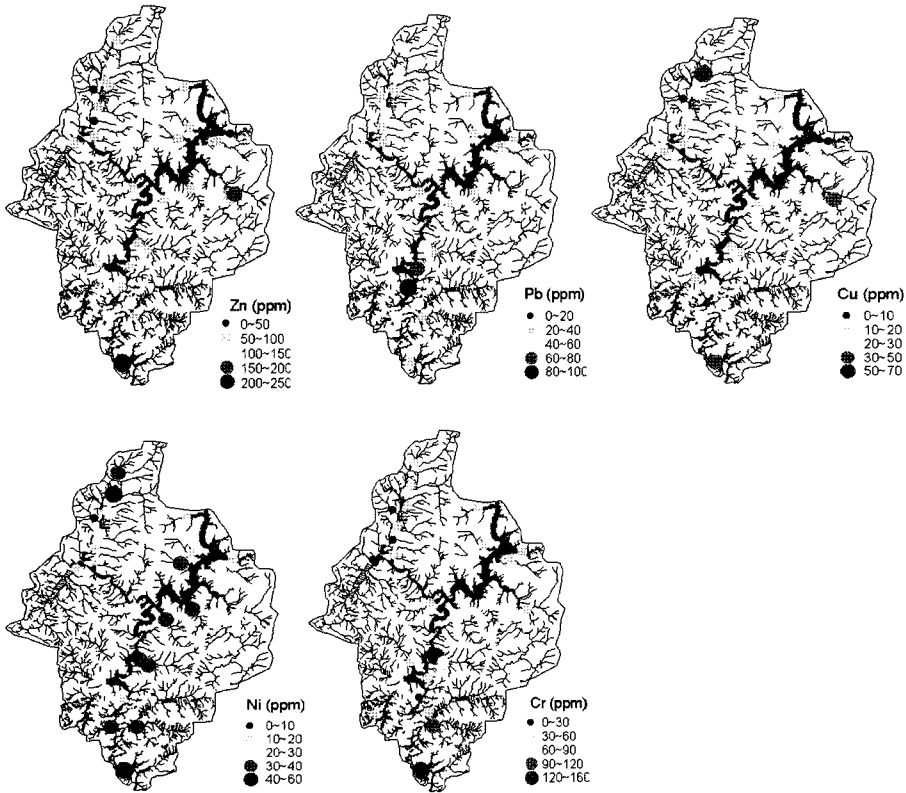


Fig. 10. Spatial distribution of trace element concentration of stream sediments for 3rd · 4th order stream within the watershed of Juam reservoir.

부 시료의 납 함량은 일반적으로 40~60  $\mu\text{g/g}$ 이나, 두 지점에서 비교적 높은 함량을 보이고 있다(60~85  $\mu\text{g/g}$ ). 또한, 폐석탄광산이 분포하는 화순군의 동북면과 한천면의 납 함량도 폐금속광산의 분포지역과 유사한 함량을 보이고 있는 것으로 나타났다(Fig. 10). 구리 함량이 가장 높은 지역은 화순군 동북면(JA2), 보성군 결백면(JA12) 및 보성군 송광면(JA26)지역이며, 이런 높은 함량분포는 이 지역의 지질, 토지이용 및 폐광산의 분포 등과 관련이 없는 것으로, 지금까지 고려한 오염원과는 다른 구리 오염원이 존재할 가능성을 시사하고 있다. 이 지역에서 채취된 일부 시료의 구리 함량은 일반적으로 30~70  $\mu\text{g/g}$ 이었다. 니켈 함량이 가장 높은 지역은 화순군 동북면(JA2)과 보성군 결백면(JA12)이며, 이 시료들은 구리 함량도 가장 높다(Fig. 10). 다음으로 니켈 함량이 높은 지역은 JA21, JA22, JA23, JA24 및 JA27이며, 이들 지역에서 채취한 시료들의 니켈 함량은 일반적으로 30~60  $\mu\text{g/g}$ 이었다. 또한 퇴적암 지역 보다는 변성암지역에서 채취한 퇴적물의 니켈 함량이 상대적으로 더 높게 나타난다. 크롬 함량이 가장 높은

지역은 보성군 결백면(JA12)과 문덕면(JA21)의 일부 시료이며, 함량은 대체로 90~160  $\mu\text{g/g}$ 이었다. 그 외 비교적 크롬 함량이 높은 지역은 폐금속 광산이 밀집되어 있는 지역과 관련성이 있는 보성군 일대의 주암호 상류지역인 것으로 나타났다(Fig. 10). 이런 결과를 추정하여 보면, 크롬의 주요 오염원은 폐금속광산에 의한 것으로 판단된다.

### 3.7. 3·4차 수계 하천퇴적물의 입도별 중금속 함량

3·4차 수계 하천퇴적물의 입도별 구성 비율을 살펴보면, 2 mm~200  $\mu\text{m}$ 의 입도는 전체 퇴적물의 30.2~77.4%(평균 52.7%), 200~100  $\mu\text{m}$ 는 9.7~44.6%(평균 25.1%), 100~50  $\mu\text{m}$ 는 2.8~15.5%(평균 8.3%), 50~20  $\mu\text{m}$ 는 4.0~12.8%(평균 7.0%) 그리고 20  $\mu\text{m}$  이하는 5.2~8.4%(평균 6.9%)인 것으로 나타나고 있다. 미국 농무부의 입도 분류기준과 비교하면, 3·4차 수계 하천퇴적물은 모래 입도가 전체 퇴적물의 평균 86.1%이었고, 실트와 점토 입도가 전체의 13.9%로써 하천퇴적물은 주로 사질 퇴적물에 해당된다. 죽보광산

의 하류에서 채취한 시료는 사질 퇴적물에 해당되나 전보광산의 하류에서 채취한 시료는 실트+점토입도가 46.4%를 차지하였다. 한편 주암호으로 유입되는 두 하천이 합류되는 지점에서 채취한 호저퇴적물은 모래입도에 해당되는 퇴적물이 평균 51.2%이고 실트+점토입도 퇴적물은 평균 48.7%에 해당되었다(Table 6).

하천퇴적물의 주요 구성광물은 석영, 장석류(사장석, 정장석), 운모(백운모), 녹니석 등이며, 미량으로 각섬석, 녹렴석, 점토광물 및 적철석 등이 관찰되었다. 입도별로는 살펴보면 2 mm~50 µm 입도에서는 석영, 운모 및 장석류 등이 주요 광물인 데 비하여 50~20 µm 입도에서는 일부 시료에서 운모(백운모)의 상대적인 양이 크게 증가하며, 20 µm 이하 입도에서는 모든 시료에서 운모(백운모)와 녹니석, 석영 및 일부 점토광물이 주요 광물이다.

31번 지점에서 채취한 시료를 제외한 모든 시료에서 입도가 감소할수록 비소, 아연, 납, 구리, 니켈, 크롬 함량이 증가하는 특성을 보이며, 입도에 따른 함량 차이가 가장 큰 원소는 구리였다(Table 7). 이는 구리, 아연, 납 등 미량원소가 실트 입도 이하의 점토광물과 산화광물 등에 흡착되어 주암호로 유입되고 있음을 지시한다. 실트 이하의 입도에서 함량이 비교적 높은 구리와 아연의 평균은 각각 871.0 µg/g과 499.2 µg/g이며, 납의 평균 함량은 154.3 µg/g이다(Table 7). 20 µm 이하 입도의 비소 함량은 2 mm~200 µm에 비해 1.5~6.8배(평균 3.2배) 높으며, 아연은 5.2~33.7배(평균 19.6배), 납은 4.2~24.3배(평균 12.0배), 구리는 25.5~345.0배(평균 150.3배), 니켈은 3.8~6.6배(평균

4.9배), 크롬은 2.0~5.2배(평균 3.8배) 높았다. 특히 복내광산이 분포하는 17번 시료의 경우 비소함량이 다른 시료 채취지점에 비하여 10배 이상 높은 것으로 나타났다. 아연과 구리 함량이 상대적으로 높은 지점은 산양광산과 죽보광산이 분포하는 18번 지점과 석탄광산이 분포하는 8번과 11번 지점이었다. 납 함량이 가장 높은 지점도 18번 지점이었다. 크롬과 니켈 함량이 상대적으로 높은 지역은 11번과 22번 지점으로, 22번 지점의 상류에는 보덕광산과 문덕광산이 위치해 있다(Table 7).

카드뮴이 검출된 입도는 공통적으로 20 µm 이하이었다. 20 µm 이하 입도에서 카드뮴 함량이 가장 높은 지점은 17번 지점으로 이 지점의 상류에는 복내광산이 위치해 있으며, 하천퇴적물에 오염된 카드뮴은 실트 이하의 점토광물에 선택적으로 흡착되었기 때문인 것으로 판단된다(Table 7).

**3.8. 폐금속광산으로부터의 미량원소 유입특성 평가**

폐금속광산의 영향을 직접 받을 것으로 생각되는 폐금속광산 하류 수계에 분포하는 하천퇴적물의 미량원소(구리, 니켈, 크롬, 망간 및 아연) 함량은, 전보 및 문덕광산 하부 하천퇴적물의 아연을 제외하면, 다른 지역의 3·4차 수계 시료와 거의 유사하거나 낮게 나타났다(Table 8). 그러나 폐금속광산 하류에서 채취한 하천퇴적물의 평균 납 함량은 102.0 µg/g로, 3·4차 수계의 평균 함량의 5배 정도 부화되어 있으며, 특히 문덕광산 하류에서 채취한 하천퇴적물의 납 함량은 최대 481.4 µg/g으로 주암호 집수구역 하천퇴적물의 납

**Table 6.** Summary of size analyses of sediment samples. [unit : g (%)]

	sample	2 mm~200 µm	200~100 µm	100~50 µm	50~20 µm	< 20 µm	Sum
3 <sup>rd</sup> · 4 <sup>th</sup> order Stream Sediments	8	65(38.8)	41(24.5)	26(15.5)	22(12.8)	14(8.4)	168
	10	198(68.6)	28(9.7)	16(5.4)	23(7.8)	25(8.5)	288
	11	96(77.4)	13(10.5)	4(2.8)	5(4.0)	7(5.2)	124
	17	83(30.2)	122(44.6)	30(11.0)	17(6.0)	23(8.2)	274
	18	89(63.6)	25(17.5)	9(6.4)	9(6.4)	9(6.1)	140
	22	73(33.6)	95(43.8)	21(9.7)	12(5.5)	16(7.4)	217
	30	79(49.4)	48(30.0)	14(8.8)	11(6.6)	9(5.3)	160
	31	78(60.0)	27(20.4)	9(6.9)	9(6.9)	8(5.8)	130
Stream Sediments in metallic mine area	Jukbo	61(53.3)	23(20.1)	10(8.7)	10(8.7)	11(9.2)	115
	Jeonbo	40(9.1)	121(28.0)	71(16.4)	123(28.4)	78(18.0)	433
Bottom Sediments in Juam reservoir <sup>1)</sup>	A-1-1	47(14.1)	104(31.1)	46(13.8)	69(20.7)	68(20.4)	334
	C-3-1	13(8.7)	28(19.2)	37(25.5)	27(18.5)	40(28.0)	143
	A-2-3	7(5.4)	25(18.8)	23(17.2)	32(24.1)	45(34.5)	131

<sup>1)</sup>data modified from Lee et al. (2005)

**Table 7.** The concentrations of heavy metals and trace elements in the different size fractions of stream sediments within the watershed of the Juam reservoir.

Sample No	Grain size	Concentration(/g)							
		As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Mn
8	2 mm~200 μm	11.5	ND	11.3	4.9	5.9	11.2	21.6	136.2
	200~100 μm	21.4	ND	22.8	24.2	9.9	22.3	69.5	311.5
	100~50 μm	26.3	ND	25.6	64.4	11.3	32.5	118.0	412.6
	50~20 μm	37.6	ND	26.3	214.6	12.3	53.6	224.3	684.7
	< 20 μm	35.0	3.8	36.4	1691.2	22.4	171.6	729.3	1239.6
10	2 mm~200 μm	22.0	ND	9.3	6.0	5.5	10.8	17.5	130.7
	200~100 μm	23.6	ND	17.1	13.5	8.9	20.6	42.6	254.5
	100~50 μm	30.6	ND	21.4	22.5	11.2	26.9	61.5	394.9
	50~20 μm	46.6	0.2	20.9	69.6	12.2	42.1	112.2	792.4
	< 20 μm	52.4	3.9	29.6	290.1	22.2	113.9	253.2	627.9
11	2 mm~200 μm	7.0	ND	19.8	7.2	9.1	12.9	30.1	144.3
	200~100 μm	13.3	ND	55.7	31.3	21.5	27.8	85.7	313.9
	100~50 μm	16.7	ND	68.4	106.1	28.7	39.0	158.9	496.6
	50~20 μm	20.7	ND	69.2	407.2	31.8	57.7	366.2	917.8
	< 20 μm	26.7	4.8	102.3	1803.4	58.9	142.2	979.5	2079.0
17	2 mm~200 μm	139.8	0.1	24.9	11.6	9.7	41.0	52.4	317.8
	200~100 μm	199.5	ND	22.2	13.6	8.6	53.1	64.1	310.6
	100~50 μm	321.9	0.6	26.2	25.6	11.6	84.5	85.5	442.6
	50~20 μm	273.1	0.4	36.6	108.0	18.9	100.4	147.5	1036.6
	< 20 μm	513.1	7.1	49.2	296.2	32.6	172.8	272.7	2181.0
18	2 mm~200 μm	14.8	ND	18.4	5.0	7.3	11.5	23.4	119.1
	200~100 μm	28.4	ND	48.4	20.7	16.6	30.9	78.8	294.4
	100~50 μm	29.3	ND	57.5	54.6	22.5	49.4	140.2	421.9
	50~20 μm	36.2	0.1	62.3	214.5	25.1	91.1	260.6	580.6
	< 20 μm	36.4	5.9	81.0	1157.2	40.0	279.8	657.9	890.7
22	2 mm~200 μm	5.8	ND	33.9	4.7	11.3	10.0	22.5	137.6
	200~100 μm	6.8	ND	54.7	8.6	18.7	17.2	37.8	192.7
	100~50 μm	9.5	ND	65.5	23.6	21.7	22.2	59.4	271.3
	50~20 μm	13.7	ND	96.4	147.8	33.8	43.7	157.7	529.9
	< 20 μm	16.0	5.7	133.8	514.6	54.7	127.4	357.3	1125.3
30	2 mm~200 μm	4.1	ND	13.4	6.2	5.9	11.0	28.0	139.9
	200~100 μm	5.4	ND	23.1	14.1	10.5	19.5	52.1	241.9
	100~50 μm	6.0	ND	30.0	28.9	13.7	27.7	80.9	348.4
	50~20 μm	7.3	ND	37.4	117.0	18.5	40.6	149.9	581.2
	< 20 μm	6.0	4.9	65.5	599.2	38.9	102.1	390.9	1333.2
31	2 mm~200 μm	2.7	ND	17.0	6.4	6.6	13.9	26.9	172.3
	200~100 μm	4.8	ND	27.5	12.6	10.2	21.6	43.2	216.1
	100~50 μm	10.3	ND	38.6	110.8	17.3	47.2	143.4	357.1
	50~20 μm	8.2	ND	35.6	27.6	14.8	34.4	74.9	307.3
	< 20 μm	18.5	5.1	67.7	616.0	33.0	124.4	352.5	674.4
(mean ± stdv) <sup>1)</sup>	2 mm~200 μm	26.0 ± 46.4	0.01 ± 0.04	18.4 ± 8.1	6.5 ± 2.2	7.7 ± 2.1	15.3 ± 10.5	27.8 ± 10.7	162.2 ± 64.7
	200~100 μm	37.9 ± 65.9	-	33.9 ± 16.1	17.3 ± 7.5	13.1 ± 5.0	26.6 ± 11.6	59.2 ± 18.0	267.0 ± 47.4
	100~50 μm	56.3 ± 107.7	0.1 ± 0.2	41.7 ± 19.2	54.6 ± 36.6	17.1 ± 6.6	41.2 ± 20.02	106.0 ± 39.1	380.7 ± 84.7
	50~20 μm	55.4 ± 89.2	0.09 ± 0.15	48.1 ± 25.6	163.3 ± 118.0	21 ± 8.5	58.0 ± 24.6	186.7 ± 93.3	678.8 ± 232.2
	< 20 μm	88.0 ± 172.4	5.2 ± 1.1	70.7 ± 34.8	871.0 ± 604.5	37.8 ± 13.5	154.3 ± 56.7	500.4 ± 262.9	1268.9 ± 588.1

Abbreviation; ND=not detected, <sup>1)</sup>data modified from Lee *et al.* (2005)

함량(평균 21 μg/g) 보다 약 23배 높은 함량을 보이고 있다. 이와 같은 결과로부터 주암호 집수유역에 분포하

는 폐금속광산의 폐기물에는 황화광물의 양이 매우 적게 함유되어 미량원소의 오염원으로 판단하기에는 미



**Table 8.** The concentrations of heavy metals and trace elements in down-stream sediments at the vicinity of the abandoned metallic mines.

Mines	Concentration( $\mu\text{g/g}$ )						
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Mn
Jukbo 1	<0.0020	63.2	22.4	32.7	59.1	71.5	537.3
Jukbo 2	<0.0020	62.2	21.7	30.1	52.1	71.9	508.2
Jukbo 3	<0.0020	70.3	24.0	31.8	46.7	103.6	558.3
Jukbo 4	<0.0020	66.2	25.1	30.8	46.1	77.8	665.7
Jukbo 5	<0.0020	58.3	23.9	27.4	46.4	122.5	482.1
Jukbo B.G.	<0.0020	53.7	17.8	24.0	45.3	61.4	528.9
Jeonbo 1	0.0055	53.9	11.9	25.9	82.6	103.3	395.4
Jeonbo 2	0.1237	54.2	16.6	41.2	59.7	180.0	308.7
Boknae 1	<0.0020	40.6	23.7	18.9	98.5	95.8	662.7
Boknae 2	<0.0020	37.1	18.6	16.5	65.3	85.7	859.8
Mundok 1	0.052	35.2	16.2	20.2	481.4	180.9	409.5
Mundok 2	<0.0020	57.9	20.2	30.9	141.0	118.9	506.1
mean	0.060	54.4	20.2	27.5	102.0	106.1	535.2
median	0.052	56.1	20.9	28.8	59.4	99.6	518.6
stdev	0.060	11.4	4.0	6.9	122.8	39.5	144.7
max	0.124	70.3	25.1	41.2	481.4	180.9	859.8
min	0.006	35.2	11.9	16.5	45.3	61.4	308.7

Abbreviation; B.G.=background value

**Table 9.** The concentrations of heavy metals and trace elements in the different size fractions of down-stream sediments at the vicinity of the abandoned metallic mines.

Mines	Grain size	Concentration( $\mu\text{g/g}$ )							
		As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Mn
Jeonbo	2 mm~200 $\mu\text{m}$	13.0	ND	45.4	14.1	21.0	45.6	52.7	454.3
	200~100 $\mu\text{m}$	12.8	ND	45.3	18.9	21.8	50.8	58.6	394.9
	100~50 $\mu\text{m}$	14.6	ND	42.4	24.4	20.9	53.8	62.0	333.7
	50~20 $\mu\text{m}$	9.8	ND	28.8	30.6	14.3	44.0	55.6	233.0
	< 20 $\mu\text{m}$	10.6	0.8	42.9	54.5	28.5	63.9	88.3	316.5
Jukbo	2 mm~200 $\mu\text{m}$	36.4	ND	32.9	9.9	14.0	18.9	36.1	214.9
	200~100 $\mu\text{m}$	32.0	ND	57.5	24.9	23.3	39.2	90.8	418.9
	100~50 $\mu\text{m}$	29.8	ND	66.3	49.9	27.6	51.8	135.4	531.1
	50~20 $\mu\text{m}$	24.9	ND	60.5	136.2	26.4	61.6	188.6	520.0
	< 20 $\mu\text{m}$	24.6	5.3	89.7	636.4	43.3	133.6	402.9	856.5

Abbreviation; ND=not detected

약한 것으로 평가되지만, 다른 하천수계에 비해 납이 부화되는 것은 폐곡속광산이 납 확산의 오염원이 될 수 있다는 것을 지시한다(Table 8).

죽보광산 및 전보광산 하부의 하천퇴적물을 대상으로 입도별 미량원소 함량을 분석한 결과, 입도별 미량원소 함량의 차이가 나타났으며, 특히 죽보광산의 경우 현저한 차이를 보이고 있다(Table 9). 죽보광산 하류 하천퇴적물의 입도별 미량원소(구리, 아연, 납 및 카

드뎀) 함량은 실트질 입도에 집적되어 있으며, 구리의 경우에 2 mm~200  $\mu\text{m}$  입도에 비하여 < 20  $\mu\text{m}$  입도에서 6배 정도 집적되어 있어 구리 오염의 확산이 우려된다. 이 외에 아연은 11배, 납은 7배 정도 높게 집적되어 있다. 이와 같은 결과는 3·4차 수계 하천퇴적물에서 밝혀진 입도별 구리, 아연 및 납의 거동 특성과 일치된다. 반면에 비소의 경우는 2 mm~200  $\mu\text{m}$  입도에서 집적되는 경향을 보여 입도가 감소할수록 함

량이 감소하는 특징을 나타낸다(Table 9). 이는 비소가 폐광산지역 부근에서는 비교적 조립질 입도에 수반되는 것을 지시하는 것으로, 폐광석 적치장으로부터 유실되어 이동된 것을 의미한다.

**3.9. 3·4차 수계 하천퇴적물 중 미량원소의 지구화학적 존재형태**

**3.9.1. 비소**

비소의 화학적 존재형태는 잔류형태(fraction V)에 수반되는 함량이 평균 93.1%로 잔류형태 광물의 역할이 가장 중요한 것으로 나타났으며, 이는 하천퇴적물 내 비소가 대부분 불용성 형태로 존재하고 있다는 것을 보여준다. 다음으로 산화철-망간광물과 수반된 형태(fraction III)가 높게 나타났으나, 산화광물형태로 존재하는 비소는 1.94~4.16 µg/g의 낮은 함량을 보이고 있어, 수계의 환원환경에서 용해되어 확산될 수 있는 함량은 미약한 것으로 판단된다. 양이온교환성 형태로 존재하는 비소함량은 0.4 µg/g 이하로 미약하게 검출되었다. 한편, JA18 만이 탄산염광물형태에서 0.5 µg/g 검출되었고 나머지 시료들에서는 탄산염광물 및 유기물과 수반된 형태로 존재하는 함량은 검출되지 않았다(Fig. 11).

**3.9.2. 크롬**

크롬은 76.1~81.8%(평균 79.0%)가 잔류형태로 존재하고 있어, 대부분 불용성 형태로 존재하는 것으로 판단된다. 철-망간산화광물과 유기물과 수반된 크롬은 각각 10.0%(평균 함량 4.7 µg/g)과 9.6%(평균 함량

4.4 µg/g)이었다. 탄산염광물과 수반된 크롬은 0.0~1.7%로 미약하였고 양이온교환형태는 거의 검출되지 않았다(Fig. 11).

**3.9.3. 구리**

구리는 대부분 잔류형태 광물과 수반되었으며, 70.7~84.3%(9.12~23.4 µg/g)을 차지하고 있다. 나머지 단계에서 용출된 함량은 각 단계별로 2 µg/g 이하로 검출되어 산성, 환원 및 산화 등 환경변화에 따라 용출되는 함량은 미약할 것으로 판단된다(Fig. 11).

**3.9.4. 철**

잔류형태로 존재하는 철은 평균 78.9%로서 가장 우세하게 나타났고, 그 다음으로 산화철-망간형태(15.0-28.3%)에서 검출되었다. 산화광물과 수반된 형태로 존재하는 함량은 평균 6,439.9 µg/g(4765.7~8736.1 µg/g)로, 이는 주암호 호저(바다)의 환원환경에서 이들 산화광물형태로 존재하는 철이 용해될 때, 오염원으로 작용할 것으로 판단된다. 유기물과 수반된 형태는 전체 함량의 평균 0.6%를 차지하여 오염원으로서의 중요도가 미약한 것으로 보이나, 용출된 함량은 JA10(41.9/g)을 제외하면, 300 µg/g 이상으로 높으며, 이들 함량은 산화환경에서 용해되기 쉬운 형태이다. 탄산염광물형태는 JA18에서 603.6 µg/g로 가장 높았고 나머지 시료들도 62.91~375.0 µg/g을 나타내어 산성 환경에서 쉽게 용해되어 주변 환경에 오염 확산을 일으킬 우려가 있다(Fig. 11).

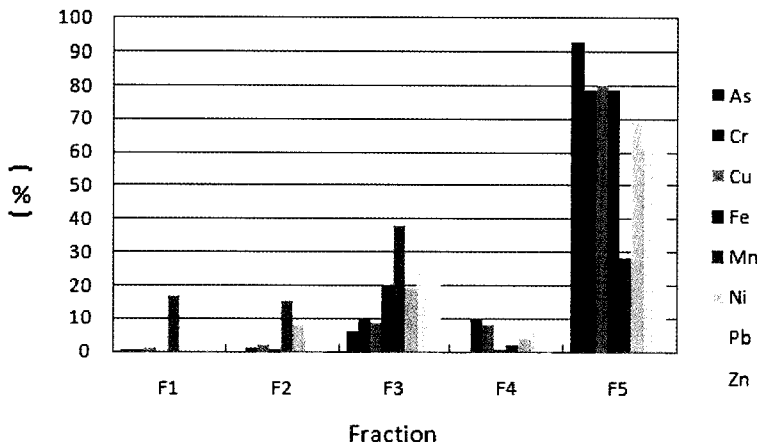


Fig. 11. Partitioning of trace elements within different fractions (F1-FV) in 3rd · 4th order stream sediments (modified from Youm et al. (2004)).

### 3.9.5. 망간

망간의 존재형태를 분석한 결과, 분석된 원소 중에서 환경변화에 따라 가장 쉽게 용출될 우려가 있는 원소로 나타났다. 양이온에 교환되는 형태와 탄산염광물 형태로 수반된 형태는 각각 16.6%와 15.4%를 차지하고 있으며, 실제 용출된 함량도 각각 평균 97.9 µg/g과 95.1 µg/g로 나타났다. 이는 수계환경에서 양이온에 의해 쉽게 교환되어 수질에 영향을 줄 것이며, pH 5 이하의 산성비가 내릴 경우 비교적 잘 용해되어 주변 환경에 영향을 미칠 것이다. 또한 환원환경에서 불안정한 형태로 존재하는 산화철-망간광물과 수반된 형태도 평균 38.0%(평균 210.8 µg/g) 존재하여 퇴적물이 쌓여 환원환경으로 변화한다면 이들 함량이 용해될 것으로 판단된다. 한편, 잔류형태는 15.2~38.5%이었고 유기물의 형태는 1.6~2.4%로 미약하였다(Fig. 11).

### 3.9.6. 니켈

니켈은 안정한 존재형태인 잔류형태와 수반된 형태가 평균 69.0%(7.7~22.5 µg/g)으로 가장 우세하였다. 그 다음으로 산화광물과 수반된 형태가 높았지만, 용출된 함량은 2.6~4.7 µg/g으로 환원환경 하에서 용해될 수 있는 함량은 미약한 것으로 판단된다. 양이온에 의해 교환될 수 있는 니켈은 검출되지 않았으며, 탄산염광물 및 유기물과 수반된 형태로 존재하는 함량은 3 µg/g 이하로 미약하였다(Fig. 11).

### 3.9.7. 납

잔류형태가 44.6~69.3%(20.7~30.0 µg/g)로 가장 우세하였으며, 다음으로 평균 28.0%(7.7~24.0 µg/g)가 환원환경에서 불안정한 철-망간산화광물의 형태로 존재하였으며, 유기물형태(평균 6.3%)와 탄산염광물(평균 4.3%)과 수반되는 함량은 낮았다. 한편 양이온교환형태로 존재하는 함량은 검출되지 않았다(Fig. 11).

### 3.9.8. 아연

잔류형태와 가장 밀접하게 수반되는 것으로 나타났으며, 그 다음으로 철-망간산화광물의 형태로 존재하였다. 잔류형태 광물과 산화철-망간광물과 수반된 형태로 존재하는 아연이 평균 66.8%(36.8~67.9 µg/g)와 26.2%(9.54~48.6 µg/g)이었다. 탄산염광물(1.5~7.6%)과 황화광물의 형태(1.8~3.0%)로 존재하는 함량은 낮았다. 양이온교환형태로 존재하는 함량은 평균 0.7 µg/g으로 양이온교환에 의한 아연의 용출은 기대되지 않는다(Fig. 11).

## 4. 결 론

주암호 집수유역 3·4차 수계의 하천수 수질은 탄광지역, 금속광산지역, 주거 지역 및 농경지역 등 오염원별로 뚜렷한 수질 유형 특성을 나타낸다. 하천수의 특정 성분의 농도는 탄광, 금속광산, 주거지의 생활용수 등의 오염에 의해 영향을 받고 있으며, 수질은 전반적으로 강우의 빈도와 강우량에 따라 규제를 받고 있으며, 음이온 보다 양이온이 더 크게 반영되는 것으로 나타났다.

주암호에 용존 형태로 유입되는 미량원소 함량에 대한 집수유역에서의 공간적인 분포 특성은 아연(0.1~400 ppb, 평균 75 ppb)이 주암호 서부지역에서 가장 높은 농도를 나타내고 있으며, 비소(0~36 ppb, 평균 7.0 ppb)는 남부지역 하천수에서 높은 함량이 관찰되었으며, 구리(0~8.8 ppb, 평균 4.4 ppb)는 주암호 남부지역, Fe(2.5~349 ppb, 평균 55 ppb)와 Mn은 주암호 서부지역 및 남부지역에서 다소 높은 이상대를 형성하고 있다. 주암호 서부지역은 탄광이 분포한 지역이며, 남부지역은 폐금속광산이 밀집된 지역으로, 이들 원소들의 함량은 폐광산의 영향을 받는 것으로 나타났다. 카드뮴, 구리와 크롬은 대부분 검출한계 이하의 농도를 보인다. 그러나 상기 미량성분의 농도는 미국 및 국내 음용수 허용기준치와 비교하면 매우 낮은 값을 나타낸다.

주암호에 집수유역에서 채취한 하천퇴적물의 미량원소 평균 함량은 납 42.5 ± 12.9 µg/g(24.4~84.6 µg/g), 아연 91.4 ± 38.0 µg/g(44.7~224.7 µg/g), 크롬 54.5 ± 30.8 µg/g(8.7~159 µg/g), 구리 22.4 ± 10.6 µg/g(5.4~68.8 µg/g), 니켈 26.2 ± 12.2 µg/g(5.7~58.6 µg/g), 망간 542.4 ± 220.1 µg/g(266.2~1,037.1 µg/g), 철 34,372 ± 8,450 µg/g(21,390~52,020 µg/g)이었다. 하천퇴적물 중 아연, 납, 망간, 크롬 및 니켈 함량이 높은 지역은 주암호 남부지역과 서부지역으로 각각 폐금속광산과 탄광이 분포하는 지역이며, 이는 하천퇴적물의 미량원소 함량은 폐광산에 의해 영향을 받고 있음을 지지한다.

하천퇴적물의 입도분석 결과, 구리, 아연 및 납 등 미량원소는 20 µm 이하의 입도에서 함량이 급격하게 증가되고 있어, 주로 점토광물과 산화광물 등에 흡착되어 주암호로 공급되고 있음을 알 수 있다. 비소 경우, 2 mm~200 µm에서 높은 함량을 보이며, 이는 폐광석 적치장으로부터 침식 이동된 함비소 광물에서 기인된 것으로 판단된다.

주암호 주변지역의 하천퇴적물에 함유된 미량원소의 존재형태 연구 결과, 비소, 크롬, 구리 철 등은 80~90% 까지 잔류형태로 존재하여 환경의 변화가 발생할 경우에도 이동도가 매우 낮을 것으로 판단된다. 하지만, 납, 아연 및 니켈 등은 산화물 형태로 존재하는 양이 전체 함량의 약 19~28%에 이르는 것으로 나타나 오염 확산의 우려가 있는 것으로 나타났으며, 망간은 전체 함량의 70%가 이동도가 높은 형태로 존재한다.

## 사 사

이 연구는 공공기술연구회 정책연구사업(인공호수(주암호) 내 중금속의 분포와 집적에 관한 전과정 평가, 정책-02-1)의 지원으로 수행되었으며 이에 감사드립니다.

## 참고문헌

- Ankley, G.T., Lodge, K., Call, D.J., Balcer, M.D., Brooke, L.T., Cook, P.M., Kresis, Jr., Baptista Neto, J.A., Smith, B.J., McAllister and J.J. (1992) Heavy metal concentrations in surface sediments in a nearshore environment, Jurujuba Sound, Southeast Brazil. *Environ. Pollut.*, v. 109 p. 1-9.
- Audry, S., Schafer, J., Blanc G., Bossy, C. and Lavaux, G. (2004) Anthropogenic components of heavy metal (Cd, Zn, Cu, Pb) budgets in the Log-Garonne fluvial system (France). *Appl Geochem.*, v. 19, p. 769-86.
- Avila, A., Alarcon, M. and Queralt, I. (1998) The chemical composition of dust transported in red rains- its contribution to the biogeochemical cycle of a Holm Oak forest in Catalonia (Spain). *Atmos. Environ.*, v. 32, p. 179-191.
- Bird, G.A. and Schwartz, W. (1997) Distribution coefficients  $K_d$ s, for iodide in Canadian shield lake sediments under oxic and anoxic conditions. *J. Environ. Radioact.*, v. 35, p. 261-279.
- Boller, M. (1997) Tracking heavy metals reveals sustainability deficits of urban drainage systems. *Water Sci Technol.*, v. 35 p. 77-87.
- Förster, J. (1996) Patterns of roof runoff contamination and their potential implications on practice and regulation of treatment and infiltration. *Water Sci Technol.*, v. 33, p. 39-48.
- Gaillardet, J., Viers, J. and Dupre, B. (2003) Trace elements in river waters. In Drever JI editor. *Treatise on Geochemistry*, D. Holland and K.K. Turekian series editors, Vol. 5, p. 225-272.
- Galán, E., Gomez-Ariza, J.L., Gonzalez, I., Fernandez-Caliani, J.C., Mora-les, E. and Giraldez, I. (2003) Heavy metals partitioning in river sediments severely polluted by acid mine drainage in the Iberian Pyrite Belt. *Appl Geochem.*, v. 18, p. 409-21.
- Garnier, J.-M., Pham, M.K., Ciffroy, P. and Martin, J.-M. (1997) Kinetics of trace element complexation with suspended matter and with filterable ligands in freshwater. *Environ. Sci. Technol.* v. 31, p. 1597-1606.
- Gibbs, R.J. (1973) Water chemistry of the Amazon river. *Geochim. Cosmochim. Acta*, v. 36, p. 1006-1066.
- Good, J. (1993) Roof runoff as a diffuse source of metals and aquatic toxicity in storm water. *Water Sci Technol.*, v. 28, p. 317-21.
- Koelmand, A.A. and Radovanovic, H. (1998) Prediction of trace metal distribution coefficients ( $K_d$ ) for aerobic sediments. *Water Sci. Technol.*, v. 37 p. 71-78.
- Korea Water Resources Corporation (2001) Annual management report: Juam multipurpose dam. Korea Water Resources Corporation, p. 391.
- Lacal, J., Pilar da Silva, M., Garcia, P., Sevilla, T.M., Procopio, J.R. and Hemandez, L. (2003) Study of fractionation and potential mobility of metal in sludge from pyrite mining and affected river sediments: changes in mobility over time and use of artificial ageing as a tool in environmental impact assessment. *Environ Pollut.*, v. 124, p. 291-305.
- Lee, P.K., Touray, J.C., Baillif, P. and Idefonse, J.P. (1997) Heavy metal contamination of settling particles in a retention pond along the A-71 motorway in Sologne, France. *Sci Total Environ.*, v. 201, p. 1-15.
- Lee, P.K., Yu, Y.H., Yun, S.T. and Mayer, B. (2005) Metal contamination and solid phase partitioning of metals in urban roadside sediments. *Chemosphere*, v. 60, p. 672-689.
- Legret, M. and Pagotto C. (1999) Evaluation of pollutant loadings in the runoff water from a major rural highway. *Sci Total Environ.*, v. 235, p. 143-50.
- Leivouri, M. (1998) Heavy metal contamination in surface sediment in the Gulf of Finland and comparison with the Gulf of Bothnia. *Chemosphere*, v. 36, p. 43-59.
- Maher, W.A. and Aislabie, J. (1992) Polycyclic aromatic hydrocarbons in nearshore marine sediments of Australia. *Sci. Total Environ.*, v. 11, p. 143-164.
- Makepeace, D., Smith, D. and Stanley, S. (1995) Urban stormwater quality: summary of contaminant data. *Crit Rev Environ Sci Technol.*, v. 25, p. 93-139.
- Mortvedt, J.J. (1996) Heavy metal contaminants in inorganic and organic fertilizers. *Fertil Res.*, v.43, p. 55-61.
- Nicholson, F.A., Smith, S.R., Alloway, B.J., Carlton-Smith, C. and Chambers, B.J. (2003) An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *Sci Total Environ.*, v. 311, p. 205-19.
- Nriagu, J.O. and Pacyna, J.M. (1988) Quantitative assessment of world wide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature.*, v. 33, p. 134-9.
- Radovanovic, H. and Koelmans, A.A. (1998) Prediction of in situ trace metal distribution coefficients for suspended solids in natural waters. *Environ. Sci Technol.*, v. 32, p. 753-759.
- Rühling, A. (2002) A European survey of atmospheric heavy metal deposition in 2000-2001. *Environ Pollut.*, v. 120, p. 23-5.
- Salomons, W. and Forstner, U. (1984) *Metals in the Hydrocycle*. NY: Springer Verlag.
- Salomons, W., Forstner, U. and Mader P. (1995) *Heavy Metals: Problems and Solutions*. Berlin: Springer Verlag, p. 412.
- Sensesi, G.S., Baldassarre, G., Senesi, N. and Radian, B. (1999) Trace element inputs into soils by anthropo-

- genic activities and implications for human health. *Chemosphere*, v. 39, p. 343-77.
- Soler, Soler, J. and Soler, Rovira, J. (1996) Cadmium in inorganic fertilizers. In:Rodriguez-Barrueco C, editor *Fertilizers and Environment*, p. 541-5.
- Stuyfzand, P.L., 1995, The impact of land reclamation on groundwater quality and future drinking water supply in the Netherlands. *Water Science & Technology*, v. 31, p. 47-57.
- Tessier, A., Campbell, P.G.C. and Bisson, M. (1979) Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metal. *Anal. Chem.*, v. 51, p. 844-850.
- Tipping, E. (1993) Modeling the competition between alkaline earth cations and trace metal species for binding by humic substances *Environ. Sci. Technol.*, v. 27, p. 520-529.
- Tipping, E., Lofts, S. and Sawlor, A.J. (1998) Modeling chemical speciation of trace metals in the surface water of the Humber system. *Sci. Total. Environ.*, v. 210/211, p. 63-77.
- Xue, H.B., Gachter, R. and Sigg, L. (1997) Comparison of Cu and Zn in eutrophic lakes with oxic and anoxic hypolimnion. *Aquat. Sci.*, v. 59, p. 176-189.
- Youm, S.J., Lee P.K., Kang, M.J., Shin, S.C. and Yu, Y.H. (2004) Contamination level and behavior of heavy metals in stream sediments within the watershed of Juam reservoir. *Economic and Environmental Geology*, v. 37, p. 311-324.

---

2008년 7월 16일 원고접수, 2008년 8월 18일 게재승인.