

전주 일광산 주변의 환경 오염에 관한 연구 — 겨울철 중금속오염을 중심으로 —

조규성·정덕호
전북대학교 지구과학교육과
(1998년 5월 25일 접수)

Environmental Contamination of the Abandoned Chonju II Mine in the Chonbuk Area

Kyu-Seong Cho and Dok-Ho Chong
Dept. of Earth Science Education, Chonbuk National University, Chonju, 561-756
(Manuscript received 25 May 1998)

Pyrite contained in wasted ore dumps induces a strong acid environment when it contacts oxygenated rainfall. Present research was designed to evaluate the pollution of an area that is supposedly contaminated by pyrite of ore wasted dumps form in Chonju II Mine. Measured are the pH and selected heavy metal elements in the supposedly polluted hydrologic system. The samples include three types : those collected from the stream waters; those from the stream sediments; and those from the rice field soil scattered over the area. The dispersion path of the pollution source was also traced.

The pH of the hydrologic system ranged from 3.44 to 5.46, which clearly indicates that the area is on the acid environment. The pH tends to rise as the distance from the minehead increases. The content of heavy metal elements dissolved in the stream water varies as follows; Mn=69.73~1.99ppm, Cd=0.02~0.03ppm, Zn=0.77~1.18ppm, Cu=0.04~0.13ppm, Pb=0.22~0.32ppm. The stream water in this state may induce serious heavy metal pollution to the agricultural land and the water for human life especially in the villages down the stream. The content of heavy metal elements dissolved in the stream sediment varies as follows; Mn=245.0~4685.0ppm, Cd=10.0~15.0ppm, Zn=105.0~210.0ppm, Cu=65.0~155.0ppm, Pb=90.0~150.0ppm. The content of heavy metal elements dissolved in the rice field soil varies as follows; Mn=185.0~260.0ppm, Cd=10.0~15.0ppm, Zn=135.0~180.0ppm, Cu=65.0~90.0ppm, Pb=100.0~130.0ppm. The pollution index in the stream sediment and the rice field soil is 1.36~2.03, which shows that pollution had already begun all over the area where the samples were collected.

Key words : Chonju II Mine, environment, heavy metal elements, pollution index

1. 서 론

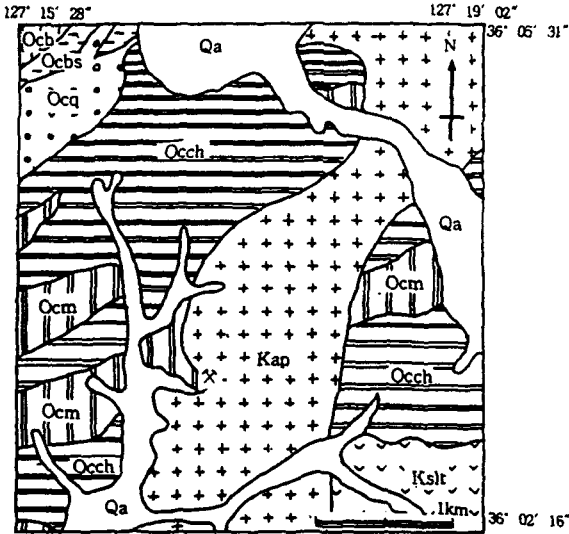
전주 일광산은 전라북도 완주군 경천면 가천리에 위치한 금은광산으로 채굴되기 시작한 시기는 부정확하지만 일제시대부터라고 알려져 있고, 1975년도부터 본격적으로 개발이 시작되었으며 1985년도에는 400ton/일 처리규모의 선광장이 가동되기도 했다. 1997년 1월 현재 본 광산은 폐광되어 있었으며 갱도입구를 막아놓은 상태이나 아직도 폐석을 갱도 주변에 적재해 놓은 상태이다.

그런데 폐석중에 존재하는 황철석은 산성우와 접촉함으로써 강한 산성환경을 유발시킨다(Stumm and Morgan, 1981). 이러한 산성환경은 주변의 황화광물은 물론 조암광물들을 강하게 분해하여 다량의 각종 중금속 원소를 이온화시킴으로써 광상에 관련되는 자연수

오염에 중요한 역할을 한다(김상현 등, 1993 ; 이재영 등, 1993). 이온화된 유해 중금속 원소들은 자연수 순환 경로에 따라 하상퇴적물은 물론 주변 토양을 오염시키며 인간에게까지 심각한 환경적 피해를 일으킬 수도 있다.

본 연구의 대상이 되는 전주 일광산은 광산개발에 수반되어 산출된 폐석더미가 상부 수계에 방치되어 있으며 상류에서 발생하는 하천수가 폐석더미 상부에서 복류되어 하부로 침출됨에 따라 수계 및 이를 이용하는 하부 촌락의 생활환경에 미칠 수 있는 중금속 오염이 우려되는 지역이다.

따라서 강수로 인한 영향이 비교적 적은 겨울철에 광산주변의 하천수 및 하상퇴적물, 그리고 논토양 시료를 채취하여 중금속 오염정도 및 오염원의 확산경로를 파



Qa : alluvium Kap : quartz porphyry Kslt : lithic tuff
 Ocbs and Ocbs : black phyllite, black slate and dark gray sandy rocks
 Ocq : quartzite Ocm : quartz biotite schist and sandy phyllite
 Occh : slate, black shale, phyllite and calc slate

Fig. 1. Geologic map of the Chonju II Mine area.

악하였다.

2. 지질 및 광상

2.1 전주 일광산 부근의 지질

전주 일광산 부근의 지질은 하부로부터 시대 미상의 변성암류와 이를 관입한 석영반암 및 화강반암으로 구성되어 있다(Fig. 1). 변성퇴적암류는 창리층, 문주리층, 오대산층으로 이루어져 있으며 창리층의 분포가 가장 광범위하다. 창리층은 주로 흑색점판암과 천매암으로 구성되어 있고 결정질석회암이 가끔 협재되기도 한다. 암층의 주향과 경사는 N50°~80°E, 20°~50°NW이다. 문주리층은 창리층 상위에 놓여 있으며 이들 암층의 경계는 불규칙하다. 문주리층은 석영흑운모편암과 사질천매암으로 구성되어 있다. 오대산층은 문주리층 상위에 놓여 있으며 주로 담황색 규암으로 구성되어 있고 역질규암과 석영편암이 부분적으로 협재되기도 한다. 석영반암은 상기한 변성퇴적암류를 N25°~35°E 방향으로 대상관입하고 있다. 전주 일광산 후면에는 화강반암이 산출되는데 이 양자의 관계는 확실치 않다.

2.2 전주 일광산의 광상 및 광석광물

전주 일광산의 광상은 변성퇴적암류에 발달된 열극을 충전한 함금은 석영맥으로서 주향과 경사는 NS~20°NE, 50°~60°NW, 맥폭은 0.1 ~ 1.6m 사이에서 변하며 연장은 약 10km이고 장선구, 삼창구, 동상구, 완창구 등 4~5개의 광맥이 발달되어 있다. 충전광상에서 볼 수 있는 빗살구조등이 관찰되고 탄질물이 간혹 협재되기도 한다. 모암은 주로 황철석화작용과 건운모화작용이 우세하다.

전주 일광산에서 산출되는 광석광물로는 황철석(FeS), 황동석(CuFeS₂), 방연석(PbS), 자연은(Ag) 및 자류철

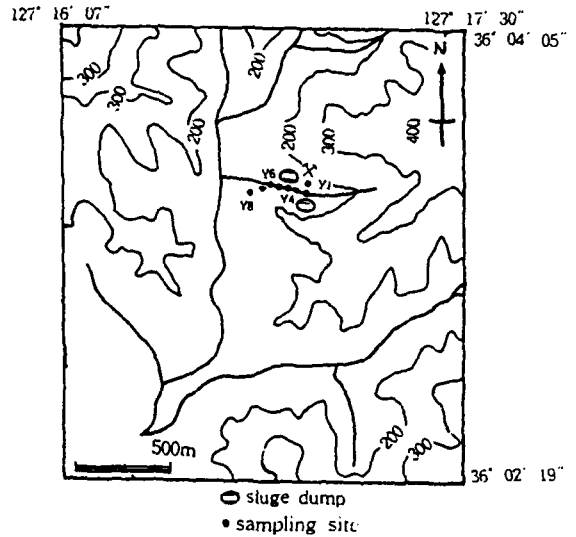


Fig. 2. Hydrologic system of the research area.

석(Fe_{1-x}S) 등이다. 황철석은 대부분이 타형이지만 자연은(Ag)에 포유된 황철석은 자형 내지 반자형으로 산출된다. 황철석의 크기는 0.1~3mm이다. 황철석중에 발달된 틈을 섬아연석((Zn·Fe)S)과 방연석이 충전되기도 한다. 황동석은 불규칙한 모양을 가지며 섬아연석과 용리구조를 이루고 있으며 자연은(Ag)에 포획되어 산출되기도 한다. 섬아연석은 상기한 것과 같이 황동석과 용리구조를 이루고 있고 불규칙한 모양의 섬아연석이 자연은에 포획되어 산출되기도 하며 크기는 0.1mm 내외이다. 자연은은 불규칙한 모양이며 크기는 0.6mm 내외이며 자류철석, 섬아연석, 황철석, 또는 황동석 등을 포획하거나 충전한다. 자류철석은 후기에 정출한 자형의 석영(SiO₂) 또는 섬아연석에 의해서 교대되어 있다. 맥석광물로는 형석(CaF₂), 방해석(CaCO₃) 등이 산출된다. 또한, 광맥 주변의 변성퇴적암에 수반되는 광물은 석영, 흑운모 [K(Mg,Fe)₃(Al, Fe)Si₃O₁₀(OH,F)₂], 녹니석 [(Mg,Fe)₅Al(Si,Al)₄O₁₀(OH)₈], 백운모 [KAl₂(AlSi₃)O₁₀(OH)₂], 적철석(FeFe₂O₄), 자철석(Fe₂O₃) 등이 산출된다(김승오, 1986). 이들 광물들로부터 중금속원소들이 용탈됨에 따라 주변 지역에 토양오염이 우려된다.

2.3 전주 일광산 부근의 수계

본 지역의 수계는 강도 입구에서 흘러나오는 물이 대부분을 차지하고 있으며, 우천 시에는 광산 좌측의 수계로부터 물이 유입되어 수량이 풍부해진다. 광산개발로 쌓인 폐석 더미는 광산의 우측과 전면에 있다. 우측에 있는 폐석 더미는 토양으로 덮였지만 형식적이며, 전면 에 있는 폐석 더미는 방치된 상태이다. 이러한 폐석을 복류한 침출수는 현재 농업용수로 사용되고 있다.

3. 시료채취 및 처리

하상 퇴적물과 물 시료를 단일 수계를 따라 약 40~50m간격으로 6개 지점에서 채취하였으며, 동일 수계의 물을 이용하여 버가 경작되고 있는 논 토양 2개 지점에서

Table 1. The abundance(ppm) of heavy metal elements and pH in the stream water(Y-1 ~ Y-6), * nd = not determined

samples	Mn	Cd	Zn	Cu	Pb	pH
Y-1	nd	0.03	0.83	0.04	0.32	4.53
Y-2	69.73	0.03	0.89	0.04	0.28	3.44
Y-3	14.97	0.03	0.77	0.05	0.22	4.04
Y-4	10.36	0.02	0.77	0.13	0.25	5.16
Y-5	6.86	0.03	1.15	0.09	0.26	5.17
Y-6	1.99	0.03	1.18	0.04	0.28	5.46

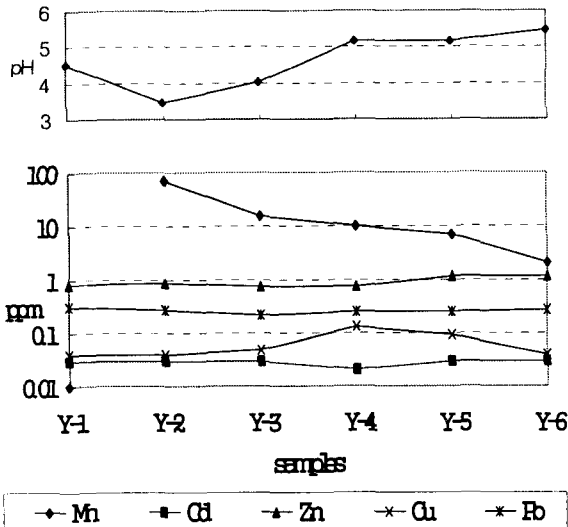


Fig. 3. The variation of pH and the abundance of heavy metal elements in the stream water (Y-1 ~ Y-6) on a logarithmic scale.

서 1996년 1월에 시료를 채취하였다. 물 시료는 현장에서 pH와 온도를 측정하고 산성화나 역과는 하지 않았다. 하상 퇴적물 시료는 표층 퇴적물 층을 대나무 삽을 이용하여 하천 폭 전반에 걸쳐 채취·혼합한 시료를 200g 이상씩 얻어, 실험실에서 완전 건조 후 100mesh와 200mesh로 체질한 시료를 대상으로 연속 추출법(Tessier et al, 1979)과 냉추출법(Foster, 1973)을 이용하여 처리하였다.

연속추출은 0.5g을 출발 시료로 하여 이온교환 가능한 형태, 탄산염과 결합된 형태, 철-망간 산화물과 결합된 형태, 유기물과 결합된 형태, 그리고 잔류상 형태의 순서로 단계적으로 실시하였다. 냉추출은 1%의 순수 질산 25ml에 0.5g의 시료를 넣고 약 30분간 교반하여 액체-고체를 분리하는 방법으로 수행되었다. 이와같은 방법으로 처리한 시료용액은 전북대학교 지구과학교육과 지구화학실험실의 AAS(Perkin-Elmer 2380)를 이용하여 화학분석을 실시하였으며 대상원소는 광산활동과 관련하여 황화합물 광산에서 주로 광산의 채광 및 선광활동에 의해 오염될 수 있는 Mn, Cd, Zn, Cu, Pb 등을 중심으로 하였다.

4. 분석결과 및 고찰

4.1 하천 수 중의 중금속

하천 수 시료에 대한 Mn, Cd, Zn, Cu, Pb 등에 대한 화학분석 결과 및 pH를 Table 1.에 나타냈고, 이들 각 지점의 분석치를 강도 입구에서부터 거리에 따라 Fig. 3.에 그래프로 나타냈다. 수계에서 pH의 변화는 강도 입구에서는 낮고 폐석 더미 아래에서는 이보다는 다소 높게 나타나지만 전체적으로는 3.44~5.46의 범위를 보여 산성환경임을 알 수 있다. 원소함량의 분포는 각 원소의 지구화학적 특징에 따라 다양한 분포 양상을 보인다.

하천 수의 중금속 함량은 유량의 변화를 일으키는 계절적인 변화에 따라 크게 변화하므로 오염정도를 판단하는 척도로서 이용하기는 매우 어렵지만 모든 원소가 높은 함량을 보이며 타 지역의 비 오염지대(이재영 등, 1993)에 비해 높은 함량을 보여 폐석 더미에 유입된 침출수가 폐석과의 반응에서 상당량의 중금속이 용탈·이동시킴에 따라 전반적으로 오염이 진행되고 있음을 보여주고 있다.

본 수계의 Mn의 함량은 1.99~69.73ppm으로 폐수 종말 처리장에서 처리한 후 방출하는 방류수의 수질기준치 10ppm이하 보다 최고 7 배 높다. 또한 한인전(1994)의 환경화학에 제시되어 있는 식수의 수질기준치 - 한국(0.3ppm), WHO(0.1ppm), 일본(0.3ppm), 미국(0.05ppm) - 보다 전 수계에서 높은 것으로 보아 식수로는 부적합함을 알 수 있다.

Cd의 원소함량은 0.02~0.03ppm로서 방류수의 수질기준치 0.1ppm 보다는 낮지만 식수의 수질기준치 - 한국(0.01ppm), WHO(0.005ppm), 일본(0.01ppm), 미국(10ppb) - 보다 최소 2배에서 6배까지 높다. Zn의 원소함량은 0.77~1.18ppm으로 방류수 기준치 5ppm보다 낮고, 농업용수 기준치 1ppm 에 거의 다르며, 식수 기준치 - 한국(1ppm), WHO(5ppm), 일본(1ppm), 미국(5ppm)에 대체적으로 만족하고 있다. Cu의 원소함량은 0.04~0.13ppm 으로서 방류수 수질기준치나 식수 수질기준치에 대체적으로 만족하며 다만 농업용수 수질기준치 0.01ppm보다 다소 높다. Pb의 원소함량은 0.22~0.32ppm으로서 방류수 수질기준치 1ppm보다는 만족하지만, 식수 수질기준치 - 한국(0.1ppm), WHO(0.05ppm), 일본(0.1ppm), 미국(0.05ppm) - 보다 최소 2배에서 최대 약 6 배 정도 높다. 또한 농업용수 수질기준치 0.1ppm보다도 약 2~3 배 정도 높다.

폐석으로부터 용탈되어 유입된 중금속을 많이 함유한 하천 수는 하부 마을의 농경지 및 생활용수에 심각한 중금속 오염을 유발시킬 수 있으며 이에 대한 대책이 하

Table 2. The abundance(ppm) of heavy metal elements in the stream sediment (Y-1 ~ Y-6) and rice field soil (Y-7 ~ Y-8) by cold extraction method

samples	Mn	Cd	Zn	Cu	Pb
Y-1	100.5	1.0	12.0	4.0	10.0
Y-2	692.5	1.0	17.0	7.5	8.0
Y-3	1987.0	1.0	21.0	15.0	26.0
Y-4	1943.0	1.0	42.0	47.5	22.5
Y-5	2082.0	1.0	53.5	82.5	27.5
Y-6	1572.0	2.0	111.0	78.5	24.0
Y-7	36.5	1.5	72.5	40.0	37.0
Y-8	47.0	1.0	51.0	21.0	21.0

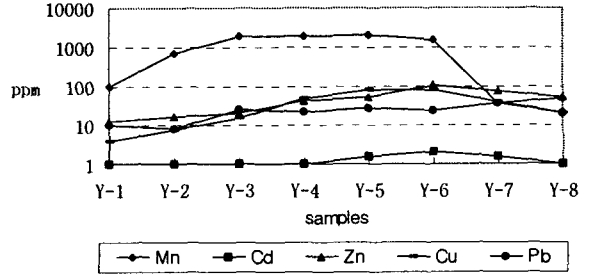


Fig. 4. The abundance variation of heavy metal elements in the stream sediment(Y-1 ~ Y-6) and rice field soil(Y-7 ~ Y-8) by cold extraction method.

천수에 의한 직접적인 중금속 오염의 제어를 고려하는데 있어 가장 중요한 요소라고 사료된다. 수질오염에 의한 농업의 피해는 토양을 매체로 하는데 유해물질이 관계용수와 함께 눈에 흘러 들어가 그 일부는 유실되고 일부는 식물에 의하여 흡수되고 또한 대부분이 토양에 축적된 후 그 양이 일정량 이상에 달할 때 피해현상이 나타난다.

본 하천 수를 이용하여 경작되고 있는 논 토양의 냉추출법에 의한 원소함량은 Cu가 40ppm과 21ppm, Pb가 37ppm과 21ppm, Zn이 72ppm과 51ppm으로서 Cu의 한계치 25ppm, Pb의 한계치 75ppm, Zn의 한계치 75ppm과 비교하여 다소 높거나 한계치에 비슷한 함량을 보여주고 있다. 이로서 광산배수와 침출수에 의한 수질오염이 진행됨을 알 수 있다.

4.2 하상 퇴적물중의 중금속

냉추출에 의해 처리된 퇴적물 시료에 대한 원소 분석결과와 광산을 중심으로 각 원소의 거리별 분산상을 Table 2와 Fig. 4.에 나타냈다. 전암 분석치의 0.71~93.78%로 각 원소별, 광산으로부터 거리, 하상 퇴적물인가는 토양인가에 따라 그 추출율이 달랐다. Mn의 추출율은 18.08~93.78%로서 비교적 높은 반면 Cd, Zn, Cu, Pb는 6.00~65.42%의 비교적 낮은 추출율을 보이고 있다. 또한 광산 상부지점에 비해 광산 하부지점에서 높은 추출율을 보이고 있으며 이는 하상 퇴적물에 포함되어 있는 원소들의 존재형태를 반영하는 결과로 판단된다. 전반적인 원소 분산형태는 폐석 지대 상부의 갭도 입구에 비해 폐석 지대 하부에서 대체적인 함량증가를 보인다. 폐석 하부의 하상 퇴적물에서 원소의 함량이 증가되는 것은 폐석의 풍화생성물의 직접적인 유입과 자연수와 폐석의 화학적 반응에 의해 자연수중으로 용탈된 이온상의 원소들이 pH가 높아짐에 따라 금속의 hydromorphic 침전이 일어나 집적된 결과로 판단된다.

pH는 용액상태의 지구화학적 매체에서 특히 중요한 개념으로서 화학원소들은 특정한 pH범위 내에서 안정한 광물상으로 존재하거나 반응성이 활발한 이온상태로

존재하게 된다. 특히 대부분의 중금속원소들은 강한 산성, 산화환경에서는 이동성이 활발한 반면, 강한 알칼리성, 환원환경에서는 이동성이 급격히 제한되어 광물상태로 침전되거나 음이온들과 착물을 형성하여 침전된다(Fortescue, J.A.C.F., 1980). 또한 pH는 중금속원소들이 철이나 망간산화물에 흡착되는 능력에 영향을 미치며, 중금속원소들의 용해도와 이동도에도 영향을 미쳐 식물이 이들 중금속원소들을 흡수하는 능력에도 영향을 미치게 된다(Xingfu Xian, 1989).

고농도의 원소함량을 갖는 하상 퇴적물은 수류에 의한 2차 분산작용과 하천 주변으로부터 침식되어 들어오는 비 오염 퇴적물의 혼입에 의해 재분배와 회석작용을 받게될 것이며, 그 과정에서 자연수와 퇴적물 사이에서 피드백이 없다면 퇴적물에서의 회석작용은 자연수와 같은 법칙을 준수한다(Hawkes, 1976). 그러나 본 수계의 하상 퇴적물은 전반적으로 높은 원소함량이 유지되고 있어 광산 폐석에 의해 지속적이며 광범위하게 오염이 진행되고 있음을 시사한다.

퇴적물 중에 함유된 원소들의 존재형태를 고찰하기 위해서 연속추출법에 의해 제조된 시료의 분석치를 토대로 각 원소의 존재형태별 비율을 계산하여 Table 3과 Fig. 5에 나타내었다. 퇴적물 내에 존재하는 중금속의 오염도와 생물학적 피해 가능성을 예견하기 위해서는 자연적인 배경값과 허용 한계값에 대한 비교자료가 필요하다. Table 4에는 캐나다의 OME(Ontario Ministry of Environment)가 제시한 퇴적물에 함유된 저서생물에 대한 독성정도를 나타낸 것이다. 이는 1) 영향을 전혀 받지 않는 수준, 2) 오염과 비 오염의 문턱수준, 3) 허용 한계수준으로 분리하여 퇴적물 관리 측정선을 제시하였다(Persaud et al, 1989). 또, 미국 환경청(Environmental Protection Agency)에서 제시한 기준도 함께 나타냈는데, 이 자료들은 퇴적물의 오염정도를 파악하기 위한 비교자료로 이용된다(Anon, 1977).

전체적으로 갭내 배출수, 광미 폐수 등을 직접적으로 함유하는 단일수계의 퇴적물에서 중금속이 전반적으로 부하되어 있으므로 이들이 본 지역에서 중금속 오염원임을 알 수 있다. Table 4와 Fig.6은 Mn, Cd, Zn, Cu, Pb에 대한 OME가 제시한 저서생물이 영향을 받지 않는 수준(No effect)과 허용 한계수준(Limit of tol-

Table 3. The Existence form(ppm) of heavy metal elements in the stream sediment (Y-1 ~ Y-6) and rice field soil (Y-7 ~ Y-8) by sequential extraction method

samples	Mn				
	exchangeable carbonates	Fe: Mn oxides	organic	residuals	
Y-1	55.6	24.0	40.26	2.26	122.88
Y-2	421.4	131.2	94.13	6.26	542.01
Y-3	949.4	803.2	1331.96	27.06	1513.38
Y-4	492.0	494.4	1235.12	50.26	2413.22
Y-5	228.4	305.6	1136.50	13.99	535.51
Y-6	89.8	198.4	1302.76	14.13	539.91
Y-7	12.0	9.6	10.53	4.93	147.94
Y-8	25.0	16.0	28.39	7.19	183.42

samples	Zn				
	exchangeable carbonates	Fe: Mn oxides	organic	residuals	
Y-1	3.6	6.4	6.39	2.93	85.68
Y-2	8.4	6.4	7.19	4.26	103.75
Y-3	9.0	11.2	13.59	4.13	97.08
Y-4	9.2	11.2	29.99	7.06	102.55
Y-5	10.8	11.2	24.93	8.39	89.68
Y-6	11.8	16.0	75.99	17.46	88.75
Y-7	7.0	11.2	52.13	19.19	90.48
Y-8	7.8	11.2	32.26	12.66	71.08

samples	Cd				
	exchangeable carbonates	Fe: Mn oxides	organic	residuals	
Y-1	0.8	3.2	0.66	0.26	10.08
Y-2	1.0	4.8	1.33	0.26	7.61
Y-3	1.0	3.2	1.46	0.26	9.08
Y-4	1.0	3.2	1.06	0.26	4.48
Y-5	0.6	3.2	1.33	0.26	9.61
Y-6	1.0	3.2	0.93	0.39	4.48
Y-7	0.8	3.2	0.26	0.26	10.48
Y-8	0.8	4.8	0.39	0.26	3.75

samples	Cu				
	exchangeable carbonates	Fe: Mn oxides	organic	residuals	
Y-1	1.0	6.4	3.86	2.13	51.61
Y-2	2.0	8.0	3.33	5.73	105.94
Y-3	1.4	8.0	5.19	5.99	89.42
Y-4	1.8	11.2	22.66	30.39	83.95
Y-5	2.4	14.4	29.06	41.06	68.08
Y-6	1.4	9.6	17.99	41.59	49.42
Y-7	1.8	9.6	6.53	28.66	43.41
Y-8	1.6	9.6	2.79	15.46	35.55

samples	Pb				
	exchangeable carbonates	Fe: Mn oxides	organic	residuals	
Y-1	4.2	19.2	6.53	6.53	55.54
Y-2	5.2	9.6	7.99	7.99	90.48
Y-3	5.6	11.2	23.06	23.06	104.95
Y-4	3.0	4.8	23.33	23.33	90.48
Y-5	5.0	1.6	19.06	19.06	79.55
Y-6	4.4	14.4	17.46	17.46	73.81
Y-7	3.2	11.2	14.79	14.79	93.88
Y-8	4.2	8.0	7.86	7.86	76.61

erance), EPA가 제시한 오염되지 않은 수준(No polluted)과 심한 오염수준(Heavily), 전주 일광산의 하상 퇴적물과 논 토양의 평균함량을 비교한 표와 그래프이다.

Mn은 Fe과 함께 산화물의 형태로써 수층의 많은 미량금속을 흡착, 공침전하는 기질로서의 역할이 주 관심 대상이 된다. OME(1989)가 제시한 바에 따르면 오염을

받지 않는 퇴적물내의 Mn의 자연함량은 400ppm 정도이며 457ppm부터 오염의 영향을 반영하고 있고, 한계 기준치는 1110ppm으로 규정하고 있다. EPA(1977)는 500ppm을 초과할 경우 심하게 오염된 퇴적물로 규정하고 있다. 본 지역의 논 토양에서는 영향을 받지 않은 것으로 나타나지만 강도 입구를 제외한 하상 퇴적물에서는 허용 한계 기준치를 모두 상회하고 있다. 또한 Mn의 존재형태를 살펴보면 수계의 하부로 갈수록 잔유물의 형태와 이온교환의 형태가 감소하는 반면 원소의 불안정한 상태를 내포하는 철·망간 산화물 형태가 증가하는 것으로 보아 환경오염의 원소임을 알 수 있다. 하상 퇴적물에서 평균함량이 2519.2ppm을 보여 허용 한계치와 심한 오염 수준치 보다 높다.

Cd는 폐석이 화학적 풍화를 받는 동안 용출된 용존 및 입자형태로 배출수를 통하여 수계로 분산되거나 10~40µm 크기의 미분말 입자형태로 대기중으로 비산된다. Cd의 특성은 기침, 담 및 인후의 자극감과 코점막의 이상에서부터 폐기종의 발생 및 담종의 Cd를 흡수함에 따라 식육부진, 구토 및 설사 등의 위장증상을 일으키고 특히 신장기능의 장애를 일으키는 것이 특징적이다. 본 수계에서 하상 퇴적물의 Cd의 평균함량은 13.3ppm, 논 토양에서는 12.5ppm으로 허용한계기준치와 심한 오염 기준치에 비해 높게 나타난다. 존재형태를 살펴보면 수계하부로 내려갈수록 잔유물의 형태함량이 감소하고 불안정한 상태인 철·망간 산화물 형태와 탄산염 형태가 증가하는 것으로 보아 Cd도 주요 오염원소임을 알 수 있다.

인체 내에서 효소의 활성화를 돕는 Zn은 본 수계 하상 퇴적물에서 평균함량이 147.5ppm을 보이며, 논 토양에서 평균함량은 157ppm을 보인다. 심한 오염 기준치나 허용 한계 기준치에 비해 낮은 함량을 보이지만 오염부하를 받기 시작하는 문턱값 보다는 다소 높게 나타난다. 수계의 상부에서 하부로 갈수록 잔류상 형태의 함량이 감소되고 철·망간 산화물 형태와 이동성의 형태 함량이 증가한다. 이로부터 현재 Zn의 환경오염 정도는 심각하지는 않지만 지속적으로 폐석으로부터 Zn의 함량이 증가한다면 Zn 또한 환경오염의 원소가 될 수 있다.

하상 퇴적물에서 Cu의 평균함량은 120.8ppm이고 논 토양에서는 77.5ppm이다. 이는 허용 한계 기준치와 심한 오염 기준치에 상회하는 함량값이다. 수계의 하부로 갈수록 잔류상 형태가 점차 감소하고 철·망간 산화물 형태와 유기물형태가 점차 증가하는 경향을 보여 하상 퇴적물의 최하부 Y6에서는 잔류상 형태가 50%이하로 나타난다. 이는 Cu가 본래 유기물과 잘 결합하기 때문인 것으로 생각되며 하부로 갈수록 안정한 잔류상 형태가 감소하고 불안정한 철·망간 형태와 유기물 형태가 증가하므로 Cu 또한 환경 오염원소임을 알 수 있다. 그리고 퇴적물의 주요 오염형태가 광물입자의 이동에 의해 영향을 받지 않고 보다 이동성이 양호한 용존 및 착염의 형태로 이동됨을 보여준다.

다량의 Pb를 섭취하여 생기는 급성 납중독은 사지경련, 빈혈, 신경질환 및 뇌 질환으로 나타난다. 납중독의

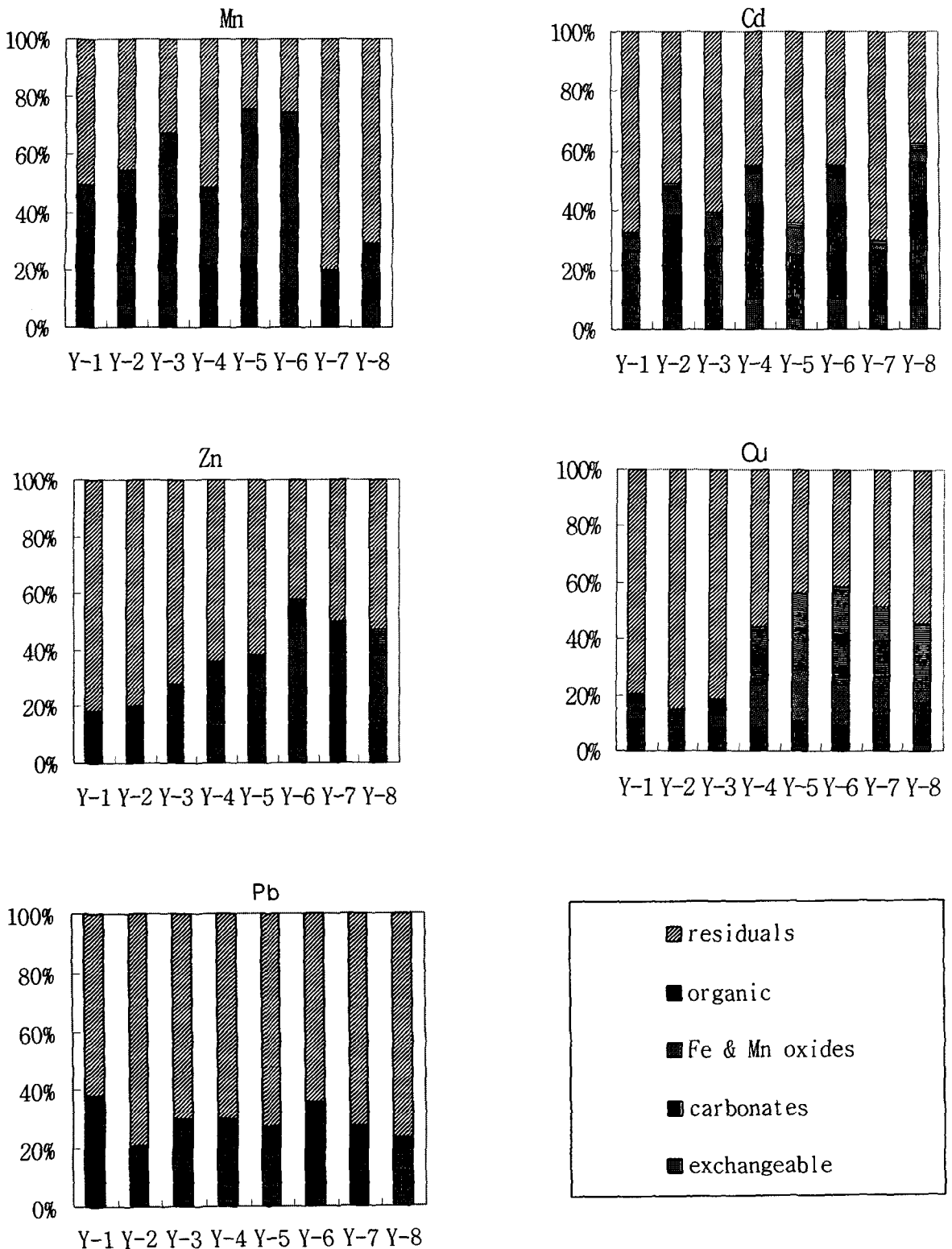


Fig. 5. The variation of existence form in the stream sediment(Y-1 ~ Y-6) and rice field soil(Y-7 ~ Y-8) by sequential extraction method.

전주 일광산 주변의 환경 오염에 관한 연구

Table 4. The average abundance(ppm) in the stream sediment and rice field soil, the permitted limit by Ontario Ministry of Environment(OME, Canada) and Environmental Protection Agency(EPA, U.S. A.)

permitted limit		Mn	Cd	Zn	Cu	Pb
OME	no effect	400	0.6	65	15	23
	limit of tolerance	1110	10	800	114	250
EPA	no polluted	300	0.1	25	90	40
	heavily	500	6	200	50	60
samples	stream sediment	2519.2	13.3	147.5	120.8	118.3
	rice field soil	222.5	12.5	157.5	77.5	115

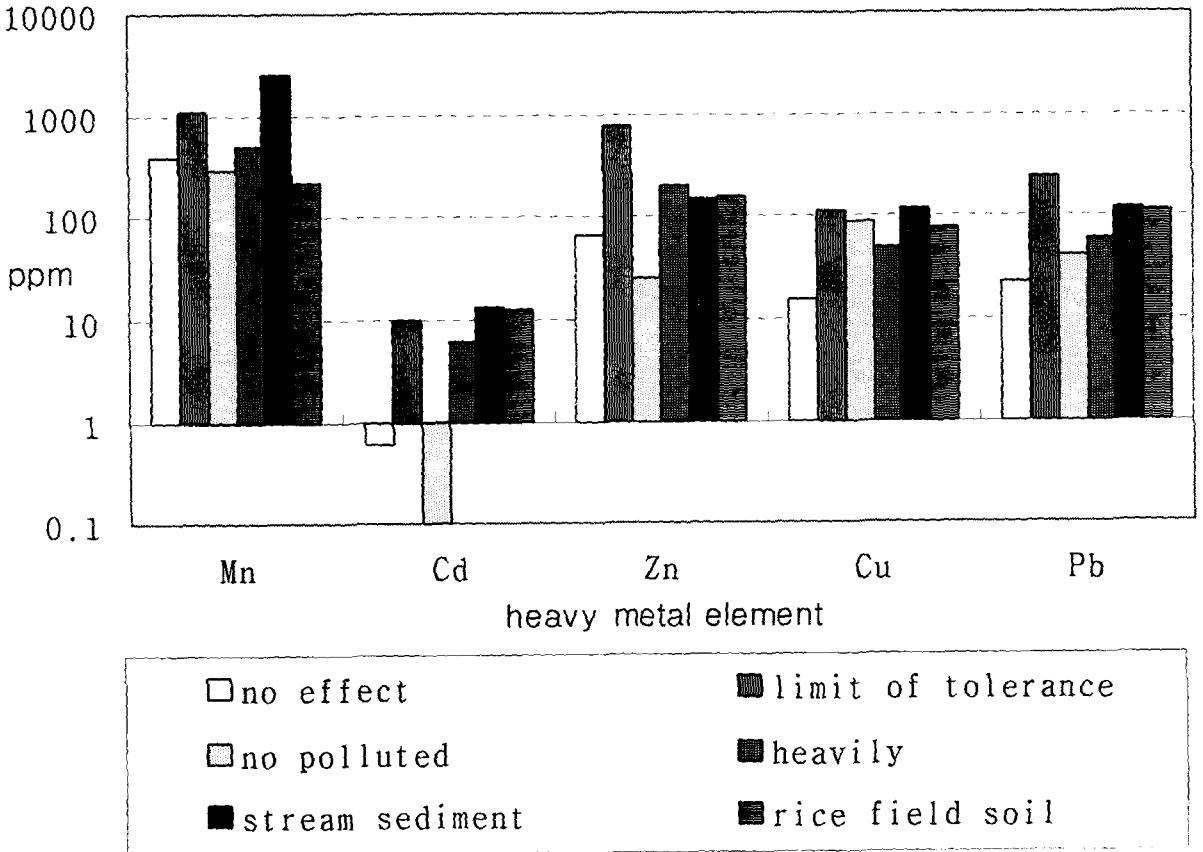


Fig. 6. The average abundance(ppm) in the stream sediment and rice field soil in comparison with the permitted limit by Ontario Ministry of Environment(OME Canada) and Environmental Protection Agency(EPA, U.S.A.).

정상증세는 성인은 혈액중 0.80ppm이하일 때 나타나지 않으나 헤모글로빈의 합성에 관여하는 효소의 저해 작용은 낮은 농도에도 일어난다고 한다. 이와 같은 생화학적 수치의 효과는 혈중 납 농도가 정상이라고 하는 0.2ppm에서도 볼 수 있다. 따라서 환경에 있는 납의 노출량과 이들의 생화학적 반응 및 혈액 중 납 농도와의 관계를 확정짓게 되나, 동물실험으로 알려진 것을 사람에게 적용시키는 것은 몇몇 문제가 야기되고 있다. 본 수계에서 하상 퇴적물의 Pb평균함량은 118.3ppm, 논 토양에서는 115ppm으로 나타난다. 이는 허용 한계 기준치 보다 낮은 함량을 보이지만 EPA의 매우 오염된 함량

의 퇴적물에 해당된다. 존재형태를 살펴보면 수계의 하부로 갈수록 불안정 상태인 철·망간 산화물 형태와 유기물형태가 증가하는 것으로 보아 환경오염의 원소임을 알 수 있다.

4.3 중금속 오염양상

중금속 원소들의 분포특성 결과가 각 원소별 오염양상은 설명해 주지만 Cu, Pb, Zn, Cd 등 중금속 원소들의 복합된 오염양상은 설명하기가 힘들다. 따라서 네 가지 중금속원소들을 결합시켜 복합된 오염양상을 설명할 수 있는 오염지수(Pollution Index)의 도출이 필요하다.

Table 5. The pollution index in the stream sediment(Y-1 ~ Y-6) and rice field soil(Y-7 ~ Y-8), pollution index > 1 is polluted

Y-1	Y-2	Y-3	Y-4	Y-5	Y-6	Y-7	Y-8
1.73	1.96	2.01	1.67	2.03	1.60	1.95	1.36

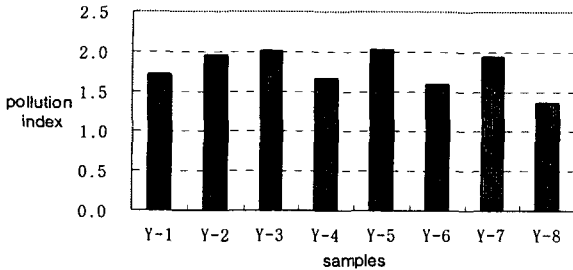


Fig. 7. Variation of pollution index in the stream sediment(Y-1 ~ Y-6) and rice field soil(Y-7 ~ Y-8).

오염지수 계산에서 사용된 오염의 문턱값은 Kloeke (1979)가 계산을 통해 FAO/WHO에서 지정하는 음식물 중의 중금속의 허용 한계치를 넘지 않을 토양의 문턱값(Cu;100ppm, Pb;100ppm, Zn;300ppm, Cd;3ppm)을 제시한 바 있어 이 값을 문턱값으로 택했다. 네 원소의 토양에서의 실제 함량을 각 원소의 오염 문턱값으로 나눈 값들을 합한 뒤 원소의 개수인 4로 나눈 값이 오염지수가 되며 오염지수가 1이상인 지역이 오염이 된 지역이다. 오염지수(PI)를 구하는 방법을 식으로 표현하면 다음과 같다.

$$PI = \frac{(Cu\text{함량}/100) + (Pb\text{함량}/100) + (Zn\text{함량}/300) + (Cd\text{함량}/3)}{4}$$

각 지점의 오염지수는 Table 5에, 오염지수의 거리에 따른 변화양상은 Fig.7에 나타났다. 본 수계에서 연속추출에 의한 오염지수는 1.36~2.03을 보여주고 있다. 하상 퇴적물에서는 전 지점에서 오염지수가 1보다 높고, 는 토양에서는 수계에서 가까운 곳에서는 오염지수가 높게 나타나지만 수계에서 먼 곳에서는 낮게 나타난다. 이는 하상 퇴적물은 이미 오염이 상당히 진행되었음을 시사하고 있으며, 수계에서 가까운 논에서도 이미 오염이 진행되었음을 알 수 있다. 특히 폐석 더미에 의한 침출수가 유입되기 시작하는 곳에서부터 오염지수가 크게 나타나는 것으로 보아 폐석 더미에 의한 오염이 이루어지고 있음을 추측할 수 있다.

5. 종합 및 결론

전주 일광산에서 유출되는 갠내수와 폐석 더미의 침출수에 의해 영향을 받고 있는 수계의 하천 수와 하상 퇴적물에 대한 중금속원소의 함량과 분산특성, 그리고 오염정도를 고찰한 결과를 요약하면 다음과 같다.

본 수계에서 전체적으로 pH는 3.44~5.46의 범위를 보여 산성환경임을 알 수 있다. 이러한 pH의 변화는 대체적으로 갠도입구에서 멀어질수록 높아짐을 알 수 있다. pH의 변화로 인하여 유기물과 결합을 잘하는 Cu등을 제외하면 하천수중의 중금속 함량은 대체적으로 거

리가 멀어지면 감소하며, 또한 하상 퇴적물에는 중금속의 함량이 증가하는 경향을 보이고 있다.

본 수계에서 하상 퇴적물의 중금속 함량은 냉추출의 결과로 살펴보면 갠도 입구에서 멀어질수록 점차 증가하는 경향을 보이고 있으며 오염정도 또한 거리에 따라 점차 증가하는 경향을 보이고 있다. 연속추출에 의한 하상 퇴적물의 중금속 평균함량은 Mn이 2519.2ppm, Cd이 13.3ppm, Zn이 147.5ppm, Cu가 120.8ppm, Pb이 118.3ppm을 보이고 있다. 하상 퇴적물에서 중금속 함량은 EPA에서 제시한 심한 오염수기준치보다 Zn을 제외한 나머지 원소가 높게 나타남을 보이며 Mn, Cd, Cu는 캐나다 OME에서 제시한 저서생물의 생존 한계 수준치 보다 높은 함량을 보여 하상 퇴적물의 중금속 오염이 상당히 진행되었음을 알 수 있다. 또한 Zn, Cu, Pb의 잔유물 형태 함량이 거리에 따라 감소하는 경향을 보이므로 이들 원소들이 주요 오염 원소임을 알 수 있다.

Cu, Pb, Zn, Cd 등 중금속 원소들의 오염지수(pollution index)는 1.36~2.03을 보여주고 있어 하상 퇴적물의 오염이 상당히 진행되고 있음을 지시하고 있다. 이와같이 본 수계의 하천 수 및 하상 퇴적물은 중금속 오염이 상당히 진행되었음을 알 수 있고, 이들 오염 원인 갠도에서 흘러나오는 유출수와 폐석 더미에 대한 처리가 시급히 이루어져야만 할 것이다. 토양은 일단 그 기능을 상실하게 되면 회복이 불가능하거나 매우 긴 시간이 소요된다. 또한 오염물질의 확산을 방지하기 위해서 엄청난 비용과 노력이 요구되므로 평소에 이에 대한 관리가 절실히 요청된다.

참고 문헌

김상현, 전효택, 1993, 삼보 연·아연·중정석 광산 주변 하상 퇴적물에서의 중금속 오염연구, 대한광산지질학회지, 26(2), 217-226.
 김재형, 1982, 전주일광산의 지구화학탐사에 관한 연구, 대한광산학회지, 19, 75-82.
 김주용, 전효택, 1993, 장항제련소지역 토양과 분진중의 Cu, Pb, Zn, 및 Cd의 지구화학적 분산과 산출상태, 대한광산지질학회지, 26(2), 175-185.
 김옥배, 나춘기, 1987, 금속광상의 탐사를 위한 자연수 지구화학 탐사법의 개발에 관한 연구, 대한광산학회지, 24(4), 255-266.
 김옥배, 이무성, 1992, 농경작업 영향지역의 금속광상에 대한 토양지구화학 탐사법 개발연구, 대한광산지질학회지, 25(2), 145-151.
 나춘기, 전서령, 1995, 모악 금·은광산에 방치된 폐석이 주변 수계 및 생태계에 미치는 환경적 영향, 자원환경지질학회지, 28(3), 221-229.
 오대균, 김정엽, 전효택, 1995, 동해탄광 주변 산성 광산폐수와 하상퇴적물의 지구화학, 자원환경지질학

전주 일광산 주변의 환경 오염에 관한 연구

- 회지, 28(3), 213-220.
- 윤정환, 전용원, 전효택, 1988, 한국 남서부의 덕음과 전주일금은광상에 대한 암석지구화학적 연구, 대한광산지질학회지, 21(4), 389-400.
- 이재영, 김종근, 이인호, 이진국, 1993, 경북지역 폐금속광산이 환경에 미치는 영향, 대한광산지질학회지, 26(4), 465-472.
- 이진국, 최옥진, 이재영, 1989, 달성폐광산 하류천의 중금속 오염에 관한 지구화학적연구, 경북대학교 환경과학연구소 논문집, 3, 71-77.
- 홍승호, 최위찬, 1978, 한국지질도 금산도폭(1:50,000), 자원개발연구소.
- 한인전, 1994, 환경화학, 일신사, 2nd ed., 368-396.
- Anon, J., 1977, Ecological evaluation of proposed discharge of dredged or fill material into navigable water. Intrerim Guidance for Implementation of Section 404(b) of Public Law, 92-500.
- Foster, J.R., 1973, The efficiency of various digestion procedures on the extraction of metals from rocks and rocks-forming minerals. CIM bulletin Aug., 85-92.
- Fortescue, J.A.C.F., 1980, Environmental geochemistry. Springer-Verlag, 123-132.
- Hawkes, H.E., 1776, The downstream dilution of stream sediment anomalies. Jour. Geochem. Exploration, 6, 345-358.
- Kloke, A., 1979, Content of arsenic, cadmium, chromium, fluorine, lead, mercury, and nikel in plants grown on contaminated soil. Paper presented at United Nations ECE symp.
- Persaud, D., Jaagumagi, R. and Hayton, A., 1989, Development of provincial sediment quality guidelines. Ontario Ministry of the Environment, Water Resources Branch, Aquatic Biology Section, Toronto, Ontario, Canada.
- Stumm, W. and Morgan, J.J., 1981, Aquatic chemistry, 2nd ed., Wiley & Sons.
- Tessier, A., Campbell, P.G.C. and M, Bisson, 1979, Analytical chemistry, 51, 844-851.
- Xingfu Xian, 1989, Effect of pH on chemical forms and plant availability of cadmium, zinc and lead in polluted soils. Water, air, and soil pollution, 45, 265-273.