

연구논문

폐금속광산지역의 하천퇴적물에서 중금속이 식물에 미치는 영향에 관한 연구

안태웅* · 이정안** · 오종민***

경희대학교 대학원 환경공학과 박사과정*, 한국도로공사 환경관리팀 과장**
경희대학교 건설환경공학부 환경공학과 교수 · 환경연구센터***

(2009년 6월 11일 접수, 2009년 8월 24일 승인)

Influence of Heavy Metal on Riparian Vegetation in Downstream Areas of Disused Metal Mines

Ahn, Tae Woong* · Lee, Joung An** · Oh, Jong Min***

Doctor's course, Dept. of Environmental Engineering, Kyung Hee University, Suwon 446-701, Korea*
Korea Expressway Corporation, 430, DaewangPangyoro, Sujeong-gu, Seongnam-si, Gyeonggi-do 461-703, Korea**
College of Engineering Department of Environmental Science and Engineering,
Center for Environmental Studies, Kyung Hee University, Suwon 446-701, Korea***

(Manuscript received 11 June 2009; accepted 24 August 2009)

Abstract

The purpose of this study was to accumulation of the heavy metals by riparian vegetation throughout analysis of the heavy metal concentration in riparian vegetation, water, and sediment near mine drainage. According to analyzing concentration of the heavy metals in riparian vegetation, water, and sediment, the heavy metal was indicated at the leaf significantly. Compared with the concentration of sediment soil, the maximum concentration of the As, Cd, CN, Pb, Zn was higher 2.6, 2.6, 2.5, non-detect, and 1.5 times in leaf. Also those concentration have 9.6, 16.6, 2.5, 1.6, and 2.5 times in root. As the results, the author can know the sediment has a very relative to vegetation in mine drainage. because, the increasing of concentration of heavy metal in sediment gives the more accumulative concentration of heavy metal in vegetation. Compared with the concentration of contaminated site and non-contaminated site. As, Cd, CN, Pb, Zn the maximum concentration in sediment soil was higher 5.7, 258.1, 10.9, 370.0, and 298.3 times respectively. In case of vegetation, the maximum concentration of the As, Cd, CN, Pb, Zn was higher 5.6, 62.3, 5.0, non-detect, and 30.6 times in leaf. Also those concentration have 8.5, 63.3, 2.6, 60.7, and 62.1 times in root. In this study, the author can surmise that there indicated a lot of adsorption with the heavy metal concentration in

contaminated mine drainage.

Keywords : Vegetation, Riparian vegetation, Heavy metal, Abandoned metal mine, Sediment

1. 서론

광산 활동이 중단되면서 휴·폐광 당시 철저한 광산보안조치 또는 환경보호조치가 미흡하였으며, 관리자 없이 방치되어 폐갱도, 채굴적, 광미나 폐석 등의 광산폐기물, 채광 및 선광제련 시설물 등이 잔존하여 광해의 요인으로 작용하게 되었다. 광산지역에서 발생하는 주요 광해현상은 산성폐수의 배출, 광산 폐기물의 유실과 유해성 침출수의 누출, 채굴적 및 갱도 상부에서의 지반침하, 건조기에 주로 발생하는 광미 및 분진의 비산, 폐갱도 등의 지하공간의 안전재해 등 광산 개발지역 및 주변 지역의 황폐화 현상이 발생됨으로써 일어나게 된다. 광해의 영향권 확산 문제 측면에서 보면 광산폐수, 지반침하, 산림 훼손 등에 의해 더욱 가속화되기도 한다.

광해의 발생은 중금속을 함유한 산성배수의 유출로 인접 수로와 농경지 등의 토양 및 지하수를 오염시키고 있으며, 광미사 및 분진의 비산으로 지역 주민의 생활환경과 자연환경을 오염시키고 주변지역에 집적되어 오염권을 확산시키기도 하며, 지반의 침하 등으로 인하여 주요 시설물의 파손, 도로 및 철도 등의 변형 내지는 파손, 유수의 고갈 등이 발생된다. 또한 간접적으로는 산사태, 홍수피해 등으로 지역 황폐화 현상이 유발되기도 한다.

토양오염으로 인하여 자연 생태계의 파괴현상이 사회적으로 심각하게 인식되기 시작한 것은 1960년대 이후라 할 수 있으며, 이 시기부터 영국, 미국, 일본 등지에서 토양오염 방지를 위한 법적 근거가 마련되기 시작하였다. 우리나라에서도 1995년도 토양환경보전법이 제정, 공포되면서 국민건강 및 환경상의 위해를 예방하고 토양을 적정하게 관리·보전함으로써 모든 국민이 건강하고 쾌적한 삶을 누릴 수 있도록 제도적 장치가 마련되었다.

따라서 이러한 폐광주변 토양 및 수질의 오염 원인을 파악, 분석하여 오염방지 및 복원대책을 수립,

토양 및 수질오염으로 인한 자연재해를 감소시킬 필요성이 대두되었다. 환경부에서는 전국 폐광 중 158개 지역을 위해도가 큰 지역으로 구분하여 중점 관리하고 있으며, 매년 정밀조사를 실시하고 있으나 지금까지의 조사는 대부분 광미 및 주변 토양에 대하여 조사가 한정되어 왔다(이평구, 2005). 이에 본 연구에서는 폐금속광산 지역 하류 하천의 수질, 하천퇴적물 및 수변식물체내의 중금속농도를 분석하여 수변식물에 의한 중금속 축적정도를 조사하는데 목적이 있다.

II. 연구내용 및 방법

1. 연구대상

환경부에서는 전국 폐광산중 158개 광산에 대하여 집중관리를 하고 있으며, 연차적으로 오염실태를 조사하고 있다. 주 조사내용은 폐석, 폐광석, 광석, 광미 등 토양오염원과 갱내수, 침출수 등 수질 오염에 대한 조사로 추후 복원계획에 대한 기초자료로 사용될 수 있다. 최근에 경상남도 고성 폐광산 주변에서 이타이이타이병 의심환자가 발생한 가운데 전남지역 일부 폐금속 광산 주변 토양 등도 중금속에 오염된 것으로 나타났다. 환경부가 지난 2002년 전국 19개 폐금속 광산의 오염실태를 정밀 조사한 결과, 나주 덕음과 담양 대덕, 무안 해제, 보성, 화순 등 전남 6개시군 폐금속 광산의 수질과 토양이 오염기준치를 초과했거나 우려수준인 것으로 나타났다.

본 연구에서는 폐금속광산에 대한 기존의 환경부 조사 자료를 기초로 복구 1순위로 선정된 여러 지역 중 전라남도 나주시의 덕음광산을 대상지역으로 선정하였다. 덕음광산의 일반현황은 저자에 의해 사전에 조사되었다(강진규, 2007). 덕음광산의 주 오염원인 광미는 적치량 650,000 m³이 선광시설 전방에 144번지 일대에 방치되고 있으며 광미 적치장

과 접하여 농경지가 조성되어있다. 우측의 사암제 방면은 옹벽으로 처리되어 사암제에서 영산강 방향의 농업용수로와 접하고 있다. 폐석은 적치량 230,000 m³ 가량이 수직갱을 중심으로 경사면에 방치되어있으며 일부 다른 지역 토목공사 시 발생한 일반 폐석도 적치되어있다. 폐석 적치지역에는 젓갈공장 건립 시 폐기된 선광시설의 잔재물이 폐기되어져 있으며 일반폐기물도 버려져 있는 실정이다. 덕음광산의 갱구는 현재 수직 갱구는 폐쇄되어 있는 것으로 확인되었으나 수평갱의 경우 젓갈저장 창고로 이용되며 현 광업권자에 의해 출입이 통제되고 있다. 덕음광산은 갱내수 유출은 없는 것으로 조사되었으나 현 광업권자에 따르면 여름철 우기의 경우 유입되는 빗물의 양이 증가하게 되면 갱내수 유출이 발생하는 경우가 있는 것으로 조사되었다. 선광시설은 젓갈공장의 건립에 의해 경사면에 위치한 구조물 외에는 모두 철거되어진 상태이며 젓갈공장 우측의 바닥에는 청화법 정련의 흔적이 남아 있다. 광미장에서 발생하는 침출수는 광미장의 수로를 통해 사암제로부터 유출되는 농업용수와 합류되어 1 km 하류의 영산강으로 유입되고 있으며, 일부는 농업용수로 직접 이용되고 있다.

2. 연구방법

본 연구에서는 광미적치장을 중심으로 하천퇴적물, 하천수, 하천내 식물체로 구분하여 조사를 실시하였다.



Fig. 1. Sampling sites located downstream from mine tail dam

1) 조사지점 선정

조사지점은 광미적치장을 중심으로 침출수, 하천수질 5개소, 하천퇴적물 6개소, 식물체 4개소(5개체)를 선정하였다. 식물체의 경우 침출수 유출지점 및 4번 지점의 경우 식물체가 서식하지 않았으며, 3번 지점의 경우 2종류가 서식하고 있어 각각 종류별로 조사대상으로 선정하였다. 대조지점은 광미장 상류의 사암제 상류하천 2개소를 선정하였다.

2) 연구 대상 식물체 선정

식물체는 조사지역 하천내에 서식하는 종중에서 우점하는 종을 선정하였으며, 2번과 6번 지역은 여뀌과의 고마리(*Polygonum thunbergii* SIEBOLD, et ZUCCARINI), 5번 지역은 벼과의 돌피(*Echinochloa crus-galli* (LINNE.) BEAUV.), 3번 지역은 고마리와 돌피가 혼재되어 있어 두 종류를 모두 대상 식물체로 선정하였다. 고마리는 1년생 초본으로 전국 각지의 하천변이나 골짜기의 도랑가에 흔한 종으로서 덩굴성 식물이고 길이는 1m 안팎이다. 8~9월에 개화하여 10월에 열매가 성숙하며 실생법으로 번식한다(김태정, 1996). 돌피 또한 1년생 초본으로 남부 및 중부지방 원야지 빈터나 도랑가 근처에 흔히 자생하는 종으로 높이 80~100 cm이고 총생(叢生)하며 밑부분에서 가지가 갈라진다. 이들은 8~9월에 개화하여 10월에 열매가 성숙하며 실생법으로 번식한다(김태정, 1996).

3. 실험방법

1) 하천퇴적물 실험방법

시료는 밀봉용기에 일정량을 채취한 후 실험실로 운반하여 자연바람을 이용하여 풍건시킨 후 막자사발을 이용 분쇄하여 100 Mesh 체로 체걸음하여 10 g 내외의 시료를 분석용 시료로 취하였다. Cd, Pb, Zn의 분석은 산분해법으로 전처리 한 후 원자흡광광도법(Atomic Absorption Spectrometry, HITACH Z-600)로 분석하였으며, CN은 피리딘-피라졸론법, As는 디에틸디티오카르바민산은법으로 분석하였다.

2) 수질분석

수질시료는 2 L 채수통에 채수 후, 현장에서 즉시 밀폐된 아이스박스에 담아 당일 실험실로 이동 후 수질오염공정시험방법에 의거하여 원자흡광광도법을 위한 용매추출법으로 전처리를 실시한 후 원자흡광광도법(Atomic Absorption Spectrometry, HITACH Z-600)로 분석하였다.

3) 식물체 실험방법

식물체의 시료는 뿌리부분과 잎부분으로 구분하여 채취한 후 실험실로 운반하여 화학분석법의 식물체 분석방법 중 건식회화법을 이용하여 전처리한 후 원자흡광광도법(Atomic Absorption Spectrometry, HITACH Z-600)로 분석하였다.

점의 경우 As 0.018~0.022 mg/kg, Cd 0.085~0.130 mg/kg, CN 0.010~0.015 mg/kg, Pb 1.010~1.650 mg/kg, Zn 14.500~22.000 mg/kg 으로 분석되었다.

하천퇴적물의 As분석결과 대조지점(S-7, S-8)의 농도는 0.022 mg/kg, 0.018 mg/kg인데 비해 S-1 0.063 mg/kg, S-2 0.038 mg/kg, S-3 0.050 mg/kg, S-4 0.088 mg/kg, S-5 0.113 mg/kg, S-6 0.125 mg/kg으로 연구대상지점이 대조지점에 비해 1.7~6.8배 높은 것으로 조사되어 전 조사 지점에서 토양오염우려기준 및 대책기준을 초과하지는 않는 것으로 조사되었다. 하천퇴적물의 Cd분석결과 대조지점(S-7, S-8)의 농도는 0.085 mg/kg, 0.130 mg/kg인데 비해 S-1 3.300 mg/kg, S-2 4.225 mg/kg, S-3 11.550 mg/kg, S-4 33.550 mg/kg, S-5 1.950 mg/kg, S-6 5.100 mg/kg으로 연구대상지점이 대조지점에 비해 15.0~258.0배 높은 것으로 조사되어 S-4지점의 경우 토양오염대책기준(나지역)을 초과하였으며, S-2, 3, 6지점에서 토양오염우려기준(나지역), S-1, 5지점에서 토양오염우려기준(가지역)을 각각 초과하는 것으로 조사되었다.

하천퇴적물의 CN분석결과 대조지점(S-7, S-8)의 농도는 0.015 mg/kg, 0.010 mg/kg인데 비해 S-1 0.150 mg/kg, S-2 0.100 mg/kg, S-3 0.125 mg/kg, S-4 0.063 mg/kg, S-5 0.100 mg/kg,

III. 실험결과 및 고찰

1. 하천퇴적물 분석 결과

하천퇴적물 분석 결과, As 0.038~0.150 mg/kg, Cd 1.950~33.550 mg/kg, CN 0.063~0.163 mg/kg, Pb 80.850~610.500 mg/kg, Zn 812.500~6,562.500 mg/kg으로 분석되어 Cd항목의 1, 5지점, Pb항목의 1, 2, 3, 5, 6지점에서 토양오염우려기준을 초과하였으며, Cd항목의 2, 3, 4, 6지점, Pb항목의 4지점, Zn항목의 전 지점에서 토양오염대책기준을 초과하는 것으로 분석되었으며, 대조지

Table 1. Heavy metal concentration in sediment

(mg/kg dry matter)

구 분	As	Cd	CN	Pb	Zn
S-1	0.063	3,300	0.150	203	819
S-2	0.038	4,225	0.100	117	1,450
S-3	0.050	11,550	0.125	176	6,563
S-4	0.088	33,550	0.063	611	5,250
S-5	0.113	1,950	0.100	81	813
S-6	0.125	5,100	0.163	158	1,094
S-7(대조지점)	0.022	0,085	0.015	1.0	15
S-8(대조지점)	0.018	0,130	0.010	1.7	22
대책기준(가지역)	15.0	4,000	5,000	300	700
대책기준(나지역)	50.0	30,00	300,0	1,000	2,000
우려기준(가지역)	6.0	1,500	2,000	100	300
우려기준(나지역)	20.0	12,00	120,0	400	800

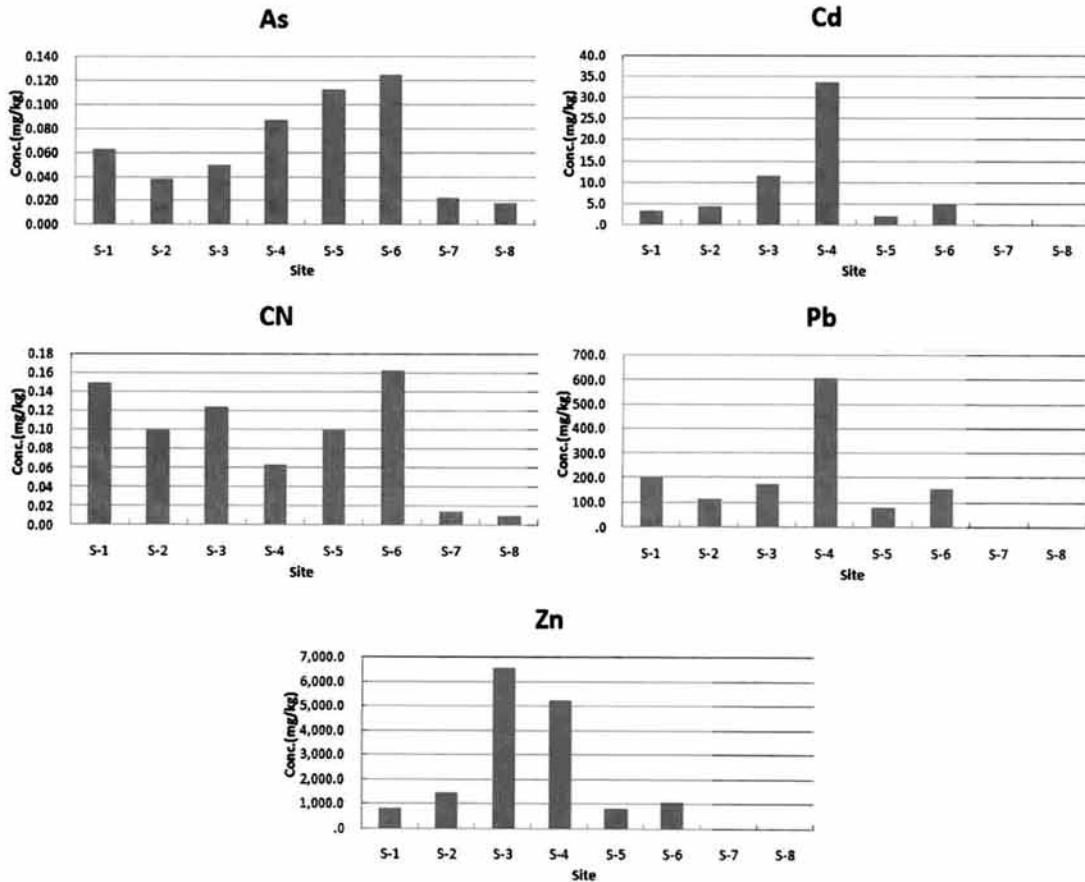


Fig. 2. Result of heavy metal concentration in sediment

S-6 0.163 mg/kg으로 연구대상지점이 대조지점에 비해 4.2~10.9배 높은 것으로 조사되었다. 전 조사지점에서 토양오염대책기준 및 우려기준을 초과하지는 않는 것으로 조사되었다. 하천퇴적물의 Pb분석결과 대조지점(S-7, S-8)의 농도는 1,010 mg/kg, 1,650 mg/kg인데 비해 S-1 202.600 mg/kg, S-2 116.775 mg/kg, S-3 175.875 mg/kg, S-4 610.500 mg/kg, S-5 80.850 mg/kg, S-6 158.300 mg/kg으로 연구대상지점이 대조지점에 비해 49.0~370.0배 높은 것으로 조사되어 S-4지점의 경우 토양오염대책기준(가지역) 및 토양오염우려기준(나지역)을 초과하였으며, S-1, 2, 3, 6지점에서 토양오염우려기준(가지역)을 초과하는 것으로 조사되었다. 하천퇴적물의 Zn분석결과 대조지점(S-7, S-8)의 농도는 14.500 mg/kg,

22,000 mg/kg인데 비해 S-1 818,750 mg/kg, S-2 1,450,000 mg/kg, S-3 6,562,500 mg/kg, S-4 5,250,000 mg/kg, S-5 812,500 mg/kg, S-6 1,093,500 mg/kg으로 연구대상지점이 대조지점에 비해 36.9~298.3배 높은 것으로 조사되어 S-3, 4지점의 경우 토양오염대책기준(나지역)을 초과하였으며, S-1, 2, 5, 6지점에서 토양오염우려기준(나지역) 및 토양오염대책기준(가지역)을 초과하는 것으로 조사되었다.

2. 수질 분석결과

수질분석결과를 Table 2에 나타내었으며, 1지점에서 Cd, Pb, Zn 항목에서 일부 검출되었고 Zn 항목은 전지점에서 검출되었으나, W-1을 제외한 다른 지역에서는 비교적 낮은 농도로 나타났다. 이외

Table 2. Heavy metal concentration in water (mg/l)

구분	As	Cd	CN	Pb	Zn
W-1	불검출	0.034	불검출	0.189	15.00
W-2	불검출	불검출	불검출	불검출	0.616
W-3	불검출	불검출	불검출	불검출	0.680
W-4	불검출	불검출	불검출	불검출	0.620
W-5	불검출	불검출	불검출	불검출	0.680
W-6	불검출	불검출	불검출	불검출	0.620

항목 및 지점에서 검출되지 않았다.

3. 식물체분석결과

식물체 분석결과(Table 3), 5개 조사항목 대부분 식물체의 잎과 뿌리에서도 고농도의 중금속이 검출되었으며, 뿌리부분에서는 하천퇴적물에서보다 많은 양의 중금속이 검출되었다. 잎부분과 뿌리부분의 중금속농도는 3~10배 정도 뿌리부분에서의 중금속 농도가 높게 검출되었다. 특히 뿌리부분에서는 하천퇴적물에서보다 높은 농도의 중금속이 검출되었다. 항목별로는 As는 잎에서 0.025~0.100 mg/kg, 뿌리에서 0.250~0.550 mg/kg, Cd는 잎에서 0.076~13.090 mg/kg, 뿌리에서 3.015~32.277 mg/kg, CN는 잎에서 0.050~0.250

Table 3. Heavy metal concentration in vegetation (mg/kg)

구분	As	Cd	CN	Pb	Zn	
P-2	잎	0.100	3.022	0.250	불검출	924
	뿌리	0.363	24.178	0.450	173	2,244
P-3-1	잎	0.075	5.741	0.150	불검출	1,229
	뿌리	0.250	3.015	0.400	276	5,643
P-3-2	잎	0.025	0.076	0.200	불검출	26
	뿌리	0.450	18.265	0.500	38	856
P-5	잎	0.038	불검출	0.200	불검출	248
	뿌리	0.550	32.277	0.550	189	2,021
P-6	잎	0.050	13.090	0.050	2.62	1,673
	뿌리	0.375	25.362	0.650	65	2,285
P-7 (대조지점)	잎	0.018	0.175	0.05	불검출	55
	뿌리	0.045	0.510	0.20	4.56	91
P-8 (대조지점)	잎	0.015	0.210	0.05	불검출	24
	뿌리	0.065	0.390	0.25	3.32	82

주) P-2,3-1,6 지점 : 고마리, P-3-2,5 : 돌피, 대조지점 : 고마리

mg/kg, 뿌리에서 0.400~0.650 mg/kg, Pb는 잎에서 0~2.619 mg/kg, 뿌리에서 37.585~275.958 mg/kg, Zn는 잎에서 26.295~1,672.830 mg/kg, 뿌리에서 855.550~5,643.091 mg/kg으로 분석되었다. 대조지점의 경우 As는 잎에서 0.015~0.018 mg/kg, 뿌리에서 0.045~0.065 mg/kg, Cd는 잎에서 0.175~0.210 mg/kg, 뿌리에서 0.390~0.510 mg/kg, CN는 잎에서 0.050 mg/kg, 뿌리에서 0.200~0.250 mg/kg, Pb는 잎에서 불검출, 뿌리에서 3.320~4.550 mg/kg, Zn는 잎에서 24.050~54.625 mg/kg, 뿌리에서 82.350~90.830 mg/kg으로 분석되었다.

식물체의 As분석결과 대조지점(P-7, P-8)의 농도는 잎 0.018 mg/kg, 0.015 mg/kg, 뿌리 0.045 mg/kg, 0.065 mg/kg인데 비해 P-2 잎 0.100 mg/kg, 뿌리 0.363 mg/kg, P-3-1 잎 0.075 mg/kg, 뿌리 0.250 mg/kg, P-3-2 잎 0.025 mg/kg, 뿌리 0.450 mg/kg, P-5 잎 0.038 mg/kg, 뿌리 0.550 mg/kg, P-6 잎 0.050 mg/kg, 뿌리 0.375 mg/kg으로 연구대상지점이 대조지점에 비해 잎 1.4~5.6배, 뿌리 3.8~8.5배 높은 것으로 조사되어 전 대상지점에서 토양오염대책 기준 및 토양오염우려기준은 초과하지 않는 것으로 조사되었다.

식물체의 Cd분석결과 대조지점(P-7, P-8)의 농도는 잎 0.175 mg/kg, 0.210 mg/kg, 뿌리 0.510 mg/kg, 0.390 mg/kg인데 비해 P-2 잎 3.022 mg/kg, 뿌리 24.178 mg/kg, P-3-1 잎 5.741 mg/kg, 뿌리 3.015 mg/kg, P-3-2 잎 0.076 mg/kg, 뿌리 18.265 mg/kg, P-5 잎 불검출, 뿌리 32.277 mg/kg, P-6 잎 13.090 mg/kg, 뿌리 25.362 mg/kg으로 연구대상지점이 대조지점에 비해 잎 1.4~62.3배, 뿌리 5.9~63.3배 높은 것으로 조사되었고, P-5지점 뿌리부분에서 토양오염대책 기준(나지역)을 초과하였으며, P-2지점 뿌리, P-3-2지점 뿌리, P-6지점 잎 및 뿌리에서 토양오염우려기준(나지역) 초과, P-2지점 잎, P-3-1지점 잎 및 뿌리에서 토양오염우려기준(가지역)을 초

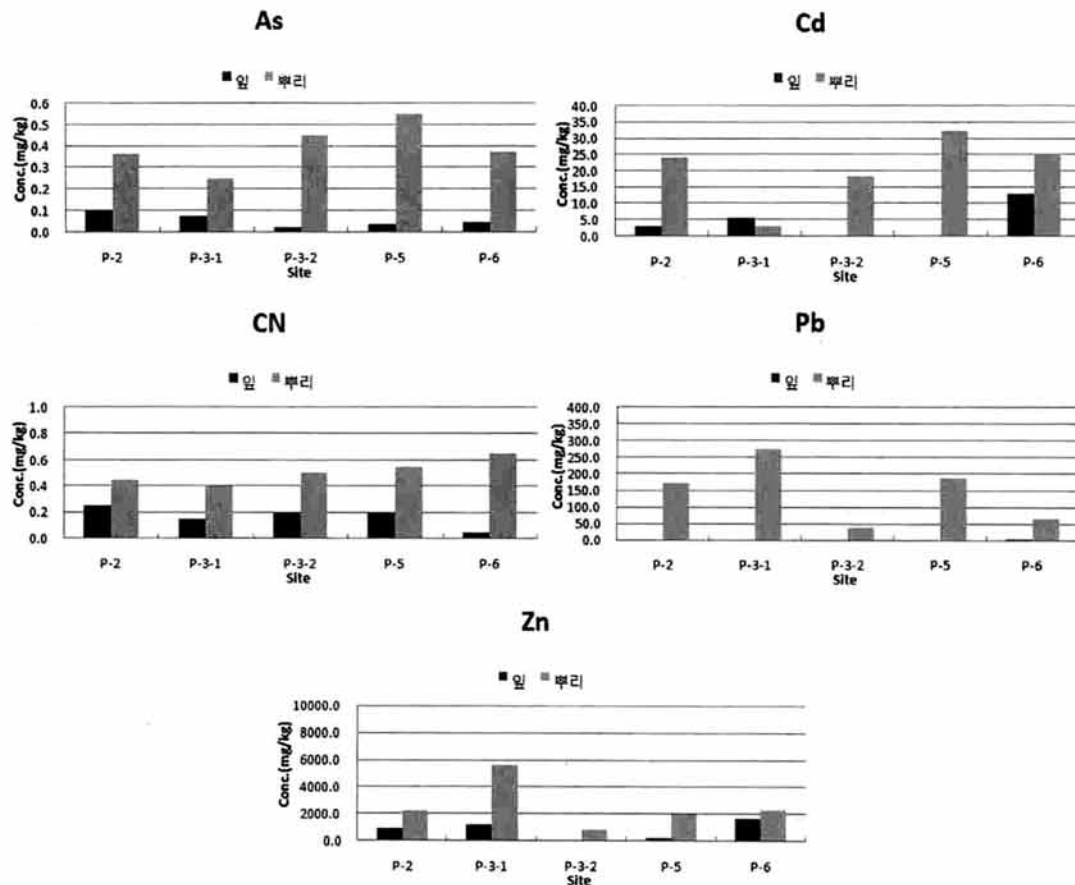


Fig. 3. Result of heavy metal concentration in vegetation

과하는 것으로 조사되었다.

식물체의 CN분석결과 대조지점(P-7, P-8)의 농도는 잎 0.050 mg/kg, 0.050 mg/kg, 뿌리 0.200 mg/kg, 0.250 mg/kg인데 비해 P-2 잎 0.250 mg/kg, 뿌리 0.450 mg/kg, P-3-1 잎 0.150 mg/kg, 뿌리 0.400 mg/kg, P-3-2 잎 0.200 mg/kg, 뿌리 0.500 mg/kg, P-5 잎 0.200 mg/kg, 뿌리 0.550 mg/kg, P-6 잎 0.050 mg/kg, 뿌리 0.650 mg/kg으로 연구대상지점이 대조지점에 비해 잎 1.0~5.0배, 뿌리 1.6~2.6배 높은 것으로 조사되어 전 조사지점에서 토양오염대책기준 및 토양오염우려기준은 초과하지 않는 것으로 조사되었다.

식물체의 Pb분석결과 대조지점(P-7, P-8)의 농도는 잎 불검출, 뿌리 4.550 mg/kg, 3.320 mg/kg인데 비해 P-2 잎 불검출, 뿌리 172.985

mg/kg, P-3-1 잎 불검출, 뿌리 275.958 mg/kg, P-3-2 잎 불검출, 뿌리 37.585 mg/kg, P-5 잎 불검출, 뿌리 189.123 mg/kg, P-6 잎 2.619 mg/kg, 뿌리 64.975 mg/kg으로 연구대상지점이 대조지점에 비해 뿌리부분에서 8.3~60.7배 높은 것으로 조사되어 P-2, 3-1, 5지점 뿌리부분에서 토양오염우려기준(가지역)을 초과하는 것으로 조사되었다.

식물체의 Zn분석결과 대조지점(P-7, P-8)의 농도는 잎 54.625 mg/kg, 24.050 mg/kg, 뿌리 90.830 mg/kg, 82.350 mg/kg인데 비해 P-2 잎 923.501 mg/kg, 뿌리 2,244.129 mg/kg, P-3-1 잎 1,229.182 mg/kg, 뿌리 5,643.091 mg/kg, P-3-2 잎 26.295 mg/kg, 뿌리 855.550 mg/kg, P-5 잎 247.770 mg/kg, 뿌리 2,020.513 mg/kg, P-6 잎 1,672.830 mg/kg, 뿌리 2,284.844 mg/kg으로

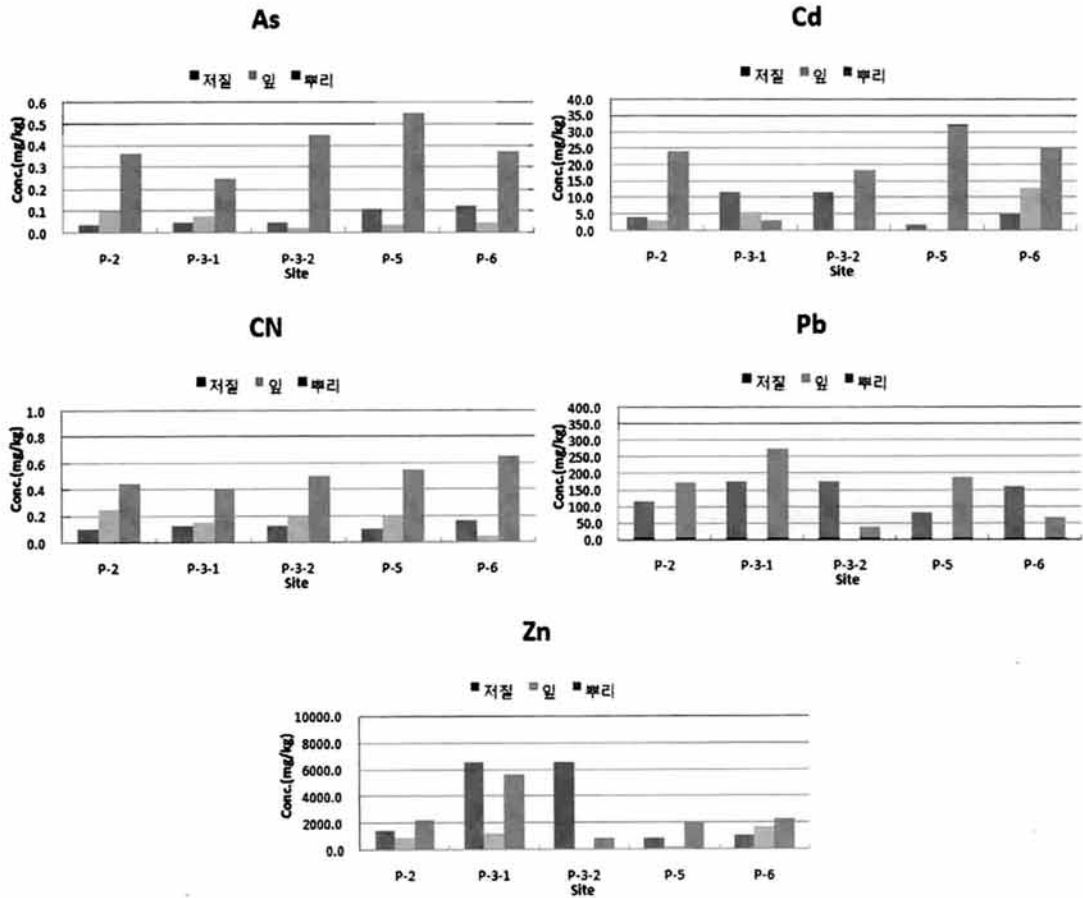


Fig. 4. Result of heavy metal concentration in vegetation and soil

로 연구대상지점이 대조지점에 비해 잎 0.5~30.6 배, 뿌리 9.4~62.1배 높은 것으로 조사되어 P-2, 3-2, 5, 6지점 뿌리부분에서 토양오염대책기준(나지역)을 초과하였으며, P-2지점 잎, P-3-1지점 잎, P-3-2지점 뿌리, P-6지점 잎에서 토양오염우려기준(나지역) 및 토양오염대책기준(가지역)을 초과하는 것으로 조사되었다.

하천퇴적물과 식물체의 As분석결과 식물체 잎부분은 하천퇴적물에 비해 0.4~2.6배, 뿌리부분은 하천퇴적물에 비해 3.0~157.9배 높은 것으로 조사되었다. 하천퇴적물과 식물체의 Cd분석결과 식물체 잎부분은 하천퇴적물에 비해 0.0~2.6배, 뿌리부분은 하천퇴적물에 비해 0.3~5.7배로 조사되었다. 하천퇴적물과 식물체의 CN분석결과 식물체 잎부분은 하천퇴적물에 비해 0.3~3.2배, 뿌리부분은 하천퇴

적물에 비해 3.2~8.7배 높은 것으로 조사되었다. 하천퇴적물과 식물체의 Pb분석결과 식물체 뿌리부분이 하천퇴적물에 비해 0.2~1.6배로 조사되었다. 하천퇴적물과 식물체의 Zn분석결과 식물체 잎부분은 하천퇴적물에 비해 0.0~1.5배, 뿌리부분은 하천퇴적물에 비해 0.1~2.1배로 조사되었다.

4. 하천퇴적물 및 식물체 중금속 오염농도 비교 분석

하천퇴적물 중 중금속농도에 비교를 Table 4에 나타냈으며, 대조지점과 대상지역의 농도를 비교해보면 As 1.7~5.7배, Cd 15.0~258.1배, CN 4.2~10.9 배, Pb 49.0~370.0배, Zn 36.9~298.3배로 오염되지 않은 지역에 비해 광미적치장 하류지역 하천퇴적물의 중금속오염이 매우 심한 것으로 조사되었다.

식물체내 중금속의 대조지점과 대상지역의 농도

Table 4. Heavy metal concentration in sediment of contamination area and non-contamination area (mg/kg d.w.)

구 분	As	Cd	CN	Pb	Zn
일반지역	0.022	0.130	0.015	1.650	22.00
오염지역	0.125	33.55	0.163	610.5	6,563
농도차	5.7배	258.1배	10.9배	370.0배	298.3배

Table 5. Heavy metal concentration in vegetation of contamination area and non-contamination area (mg/kg d.w.)

구 분	As	Cd	CN	Pb	Zn	
잎	일반지역	0.018	0.210	0.050	-	54.63
	오염지역	0.100	13.09	0.250	2.619	1,673
	농도차	5.6배	62.3배	5.0배	-	30.6배
뿌리	일반지역	0.065	0.510	0.250	4.550	90.83
	오염지역	0.550	32.28	0.650	275.9	5,643
	농도차	8.5배	63.3배	2.6배	60.7배	62.1배

Table 6. Heavy metal concentration in vegetation of contamination area and non-contamination area (mg/kg)

구 분	Cd	Pb	Zn	
잎	일반지역	0.170	2.250	27.32
	오염지역	5.482	2.619	819.9
	농도차	32.2	1.2	30.0
뿌리	일반지역	0.360	4.440	117.9
	오염지역	20.62	148.1	2,609
	농도차	57.3	33.4	22.1

를 비교해보면 As 잎 1.4~5.6배, 뿌리 3.8~8.5배, Cd 잎 0.4~62.3배, 뿌리 5.9~63.3배, CN 잎 1.0~5.0배, 뿌리 1.6~2.6배, Pb 뿌리 8.3~60.7배, Zn 잎 0.5~30.6배, 뿌리 9.4~62.1배로 오염되지 않은 지역에 비해 광미적지장 하류지역 식물체에서도 하천퇴적물과 마찬가지로 중금속농도가 높게 분석되었다.

김현아 등(2002)이 조사한 자료와 비교한 결과도 오염물질에 따라 차이는 있으나 지상부분에서 1.2~32.2배, 지하부분에서 22.1~57.3배로 중금속으로 오염된 지역에서 자생하는 식물체가 중금속을 많이 흡수하는 것을 알 수 있다.

IV. 결론

본 연구는 폐금속 광산지역 하류하천의 수질과

하천퇴적물을 분석하여 주변에 자생하고 있는 수변 식물체내의 중금속 농도를 분석함으로써 폐광산이 주변 하천 생태계에 미치는 영향을 간접적으로 평가해보고자 하였다.

1. 폐금속광산지역 하류의 하천퇴적물 및 식물체의 중금속 농도를 분석한 결과 식물체내 중금속 농도가 하천퇴적물보다 높으며, 식물체내의 중금속 농도는 식물체의 뿌리부분이 잎부분에 비해 높은 것으로 분석되었다.

2. 하천퇴적물에 비하여 식물체의 잎 및 뿌리에서의 농도는 As 잎 0.3~2.6배, 뿌리 3.0~9.6배, Cd 잎 0.0~2.6배, 뿌리 0.3~16.6배, CN 잎 0.3~2.5배, Pb 잎 불검출 뿌리 0.2~1.6배, Zn 잎 0.0~1.5배, 뿌리 0.1~2.5배로 나타났다.

3. 하천퇴적물의 중금속 함유량이 높을수록 식물체 내의 중금속 농도가 증가하는 것으로 미루어 볼 때 하천퇴적물의 오염정도와 관계가 높은 것으로 분석되었다.

4. 오염된 지역과 오염되지 않은 지역을 비교해보면 하천퇴적물의 경우 As 5.7배, Cd 258.1배, CN 10.9배, Pb 370.0배, Zn 298.3배로 조사되었으며, 식물체의 경우 As 잎 5.6배, 뿌리 8.5배, Cd 잎 62.3배, 뿌리 63.3배, CN 잎 5.0배, 뿌리 2.6배, Pb 뿌리 60.7배, Zn 잎 30.6배, 뿌리 62.1배로 중금속으로 오염된 지역에서 자생하는 식물체가 중금속을 많이 흡수하는 것을 알 수 있다.

5. 상류지점과 하류지점의 식물체 내 중금속농도를 비교한 결과로부터 수변식물이 하천 및 하천퇴적물오염정화에 일정부분 기여 할 수 있을 것으로 사료되는 바 이에 대한 보다 폭넓은 장기시험관찰 연구가 지속될 필요가 있는 것으로 판단된다.

사 사

본 연구는 건설교통부 및 한국건설교통기술평가원 건설핵심기술연구개발사업(06건설핵심B01) 및 2009년도 2단계 두뇌한국(BK)21 사업의 연구비 지원으로 수행되었으며, 지원에 감사드립니다.

참고문헌

- 강경홍, 김인성, 2000, 고마리를 이용한 중금속 처리, 한국토양환경학회지, 5, 33-43.
- 강진규, 2007, 지질매체 특성 결정인자의 정량적 평가를 통한 폐광산 지역 잠재적 오염원의 공간적 분포 예측 방법 연구, 연세대 대학원.
- 권은하, 위수민, 이평구, 최상훈, 서성연, 2000, 아연광산 주변 농경지 토양의 중금속 오염 연구, 한국토양환경학회지, 5, 67-85.
- 김선태, 윤양희, 박제안, 심의섭, 박경수, 1998, 임천광산 광미와 주변토양 및 지하수의 오염 조사, 한국토양환경학회지, 3, 33-44.
- 김태정, 1996, 한국의 자원식물 I, pp.158.
- 김태정, 1996, 한국의 자원식물 V, pp.67.
- 김현아, 배범한, 장운영, 이인숙, 2002, 철광산 및 포사격장 식물의 중금속 축적에 관한 연구, 한국생태학회지, 25, 7-14.
- 김휘중, 양재의, 이재영, 전상호, 2003, 휴·폐광산 지역에서 폐재내 중금속의 존재형태 및 용출특성에 관한 연구, 한국지하수토양환경학회지, 8, 457-54.
- 박병황, 1999, 폐금속광산의 복원을 위한 기초조사 연구, 상지대학교 석사학위논문, pp.20-45.
- 백경화, 장운영, 배범한, 이인숙, 2002, 카드뮴 오염토양에 Phytoremediation의 적용 가능성 연구, 한국생태학회지, 25, 175-180.
- 백정선, 현재혁, 조미영, 김수정, 2000, 세척을 통한 중금속(Cd, Zn)으로 오염된 토양의 정화, 한국토양환경학회지, 5, 45-54.
- 송석환, 김명희, 민일식, 장인수, 1999, 충남 서부 백동 사문암지역 식물체의 중금속 함량, 한국토양환경학회지, 4, 113-125.
- 이기철, 이승길, 한인호, 최광호, 정덕영, 1999, 금정광산 주변 토양의 중금속 오염현황 및 그 처리방안, 한국토양환경학회지, 4, 25-34.
- 이도경, 정덕영, 이규승, 1997, 구룡광산 주변 중금속의 분포양상 및 인근 농경지와 하천수계에 미치는 영향, 한국토양환경학회지, 2, 69-80.
- 이동호, 박옥현, 1999, 폐금속광산 광미 및 주변 오염토양 세정에 관한 연구, 한국토양환경학회지, 4, 87-101.
- 이평구, 2001, 폐광산지역 중금속 오염 평가와 경제적인 복원, 한국지질자원연구원.
- 정익재, 최용수, 박홍목, 1999, 과산화수소를 이용한 광미 중 비소의 불용화, 한국토양환경학회지, 4, 67-75.
- 金子 文夫, 橋本宏治, 1995, ポーラスコソクリートを利用した生物的水質浄化方法, 自然環境との調和を考慮したエコソクリートの現代と未来展望に関するシンポジウム論文報告集, pp.67-69.
- 金子 文夫, 片倉, 徳男, 岡田, 美徳, 1998, エコソクリートによる水質浄化, コソクリート工学, 36(3), 46-48.
- 伊藤昌昭, 近藤義春, 石丸寛, 金子文夫, 1995, 自然環境との調和を考慮したエコソクリートの現代と未来展望に関するシンポジウム論文報告集, pp.67-69.
- Markert, B. Plant as biomonitors, 1994, Potential advantages and problems. In D.C. Andriano, Z.S Chen, S.S Yang (eds), Biochemistry of Trace Elements. Science and Technology Letters. Northwood, NY. pp.601-613.
- Takana, Miyajima, Funakosi and Chida, 1995, Filtration of Municiple Sewage by Ring Shaped Floating Plastic Net Media, *Wat. Res.* 29(5), 1387-1392.
- Thorsten D. Mosisch, Syuart E. Bunn, Peter M. Davies, 1999, Effect of shade and nutrient manipulation on periphyton growth in a subtropical stream, *Aquatic botany*, 64(2), 167-177.