

폐광산지역 토양 중금속원소들에 대한 통계학적 환경오염 특성평가

조 일 형 · 천 석 영* · 장 순 응*
성일종합기술연구소, *경기대학교 환경공학과
(2007년 10월 9일 접수; 2007년 11월 6일 채택)

Statistical Assessment on the Heavy Metal Variation in the Soils around Abandoned Mine (Case Study for the Samgwang Mine)

Il-Hyoung Cho, Suk-young Chun* and Soon-Woong Chang*

Sungil Technology & Consulting Center, Suwon, Gyeonggi, 443-717, Korea

**Department of Environmental Engineering, Kyonggi University, 443-760, Korea*

(Manuscript received 9 October, 2007; accepted 6 November, 2007)

Heavy metal concentrations in the soil were investigated for the abandoned Samkwang metal mine, Cheongyang-Gun, Chungnam Province, Korea. The concentrations of heavy metal(As, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) were determined in mine soils collected at the abandoned mine sites to obtain a general classification and specification of the pollution in this highly polluted region. The results estimated with the normal test and basis statistic on the central tendency and variation showed that the distribution of heavy metal concentration had significantly different at the range of all locations. The range of spatial distribution on the relationship of heavy metal concentration and pH was 4.8~8.8 and heavy metal concentration on the type of land use was highest in forest land, and also Ni and Zn in farm and rice field showed the high concentration. The distribution of heavy metal concentration on the depth of a soil showed that the metal concentrations in subsoil were higher than of those in surface soil, while the concentration of Cu and Ni had no significant difference on the depth of soil. Results from the correlation analysis using the data except the extreme and unusual data reveal that Zn-Cd($r=0.867$), Zn-As($r=0.797$), Zn-Pb ($r=0.764$), Cu-Cd($r=0.673$), Cu-As($r=0.614$) and Zn-Ni($r=0.605$) were the most important parameters in assessing variations of heavy metal in soil. To discriminate pattern differences and similarities among samples, principal factor analysis(PFA) and cluster analysis(CF) were performed using a correlation matrix. This study suggests that PFA and CF techniques are useful tools for identification of important heavy metal and parameters. This study presents the necessity and usefulness of multivariate statistical assessment of complex databases in order to get better information about the quality of soil and gives the basis information to clean up the abandoned mine sites.

Key Words : Heavy metal, Soil, Mine, Distribution, Correlation, Principal factor analysis(PFA), Cluster analysis(CF)

1. 서 론

휴·폐광산을 적절한 처리없이 방치되게 되면 다량의 중금속을 함유하는 산성광산배수가 형성되고 이는 주변의 수계 및 토양을 오염시켜, 잠재적으로

동식물에 치명적인 영향을 미칠 수 있다^{1,2)}. 폐광산의 영향으로 인한 토양오염의 경우, 토양은 스스로의 완충능력으로서 환경오염원을 정화할 수 있는 기능이 있다. 그러나, 토양의 허용한계 이상의 오염물질 누적은 토양의 기능을 상실케하며 토양의 구조를 파괴시킨다. 특히, 경작지 토양의 오염은 농작물로의 중금속 축적 및 생육장애 등을 야기하며, 그로 인해 사람의 건강에 직접적인 영향을 끼칠 수도

Corresponding Author : Soon-Woong Chang, Department of Environmental Engineering, Kyonggi University
Phone: +82-31-255-9739
E-mail: swchang@kyonggi.ac.kr

있다³⁾. 그 동안 많은 연구자들이 금속광산 및 탄광 지역에서 발생하는 독성 중금속원소에 대한 연구가 진행되어 왔으며 특히 중금속원소들에 대한 다양한 매체에 대한 거동 및 분포특성^{3,4~10)}, 중금속원소들의 지역적 특성분포에 대한 통계적 평가^{11,12)}, 금속광산지역 독성 중금속원소들에 대한 인체 및 생태위해성 평가^{13~17)}, 금속광산지역 독성 중금속원소들에 대한 독성평가¹⁸⁾, 중금속원소에 대한 오염도지수 평가 산정을 통한 오염순위 선정¹⁹⁾ 등의 연구가 진행되고 있다. 국내에는 현재 총 906개소의 금속광이 전국에 산재되어 있으며, 2004년말 기준으로 9개소가 가행중이고, 134개소가 휴광, 763개소가 휴광, 763개소가 폐광된 상태이며, 휴광 또는 폐광된 금속광산 주변에 개발 당시 발생되었던 막대한 양의 폐석과 광미들로 인하여 여러 가지 환경오염 문제가 발생되고 있다²⁰⁾. 이에 환경부에서는 토양오염이 우려되는 폐금속광산 158개소를 중점관리대상으로 선정하여 1997~2004년까지 총 135개소에 대한 개황조사 및 정밀조사를 실시하였으며, 이들 중에서 일부 광산들의 토양오염도가 심각한 것으로 조사되었다. 그리고 158개 광산 중에서 충남지역은 약 23개 광산이 존재하여 2005년 6월에 환경관리공단에서 이 지역에 대한 개황 및 정밀조사를 수행하였다. 본 연구는 2005년 환경부 보고서²⁰⁾ “폐광산 토양오염 실태조사(충남권역)”를 토대로 작성한 보고서 자료를 인용하였다. 특히 총 23개 광산조사 대상 중 오염순위 평가 및 복원 등 1위로 나타난 삼광광산에 대한 토양시료 DB 자료를 토대로 보다 정밀한 중금속원소들의 분포특성을 파악하고자 한다. 또한 아직까지는 토양중의 중금속의 농도에 대한 공간적 분포를 분류화 및 특성화로 구분하여 정밀하게 평가한 사례가 거의 없다. 따라서 본 연구에서는 토양중 독성 중금속원소들의 주변 토양용도별 및 토양깊이 등에 따른 통계학적 분석에 의한 공간적 특성을 평가하여 토양 오염관리에 대한 기초자료를 제공하고자 한다.

2. 연구방법

2.1. 광산현황

충청남도 청양군 운곡면 신대리에 소재하는 삼광(일신)광산은 지리좌표 경도 126:52:59.52, 위도 36:30:59.03, TM좌표 189280.3671, 335370.3088에 다음과 같이(Fig. 1)에 제시하고 있다. 충남지역 15개 휴·폐광 금속광산 중 복원대상광산 우선복원 대상 지역인 삼광광산은 환경부가 2005년 15개 폐금속광산 토양오염실태 조사(충남권역)를 수행하였으며 삼광광산은 광미 유실 가능성이 높아 시급히 복원이

필요한 지역으로 평가하였다. 삼광광산은 주로 Au를 개발 대상으로 하는 광산이다. 특히 과거 1938년부터 1942년 약 5년간 Au 795,110g을 생산, 1952년부터 1959년 약 8년 동안 Au 34,966g을 생산(한국의 광상 제10호, 대한광업진흥공사), 1994년부터 1996년 약 3년간 Au 150,695g을 생산한 것으로 기록되어 있다²⁰⁾. 과거의 조사에서 갱구는 개방된 상태이며, 선광장, 폐시설, 폐석더미가 존재한다고 보고되었다²¹⁾. 삼광광산의 경우 광산개발당시의 갱구 3개소와 대규모의 광미와 폐석이 남아있으며, (주)DI가 광미장에 적재된 약 1,125,00m³의 광미를 재활용하고자 하였다가 토지소유자와의 보상 문제로 현재는 그대로 방치된 상태이다. 특히, 일부 광미는 광미장 하부로 이송되어 자연 적재된 상태로써 바람에 의한 비산이 가중되고 있는 실정이다. 특히 전혀 피복을 하지 않아 현장 방문시에 비산되는 광미를 확인 할 수 있다. 삼광광산 영향권에 해당하는 인구현황을 보면 총 64세대 115명이 거주하고 있다(청양군통계연보, 2003)²²⁾. 이 지역의 토지현황을 보면 청양군 전체 면적의 9.8 %인 47.00 km²이며, 토지이용 중에서 전, 답이 각각 8.72 % (4.10 km²), 13.36 % (6.28 km²)로 구성되어 있다. 광산입구까지는 주로 사면이 많아 농작물이 별로 없으며, 일부 지역은 개간하여 고추밭과 옥수수밭 등으로 활용되고 있다. 삼광광산 주변 하천 현황을 조사한 결과, 광산이 위치한 신대리는 지방 2급의 신양천이 있으며, 하류의 무한천으로 유입되어 최종적으로 삼교천으로 유입되고 있다²⁰⁾.

2.2. 통계학적 연구방법

본 연구는 Fig. 2와 같이 7가지 단계에 따라 통계학적 분석을 수행하였다. 우선 시료채취를 통해 분석한 자료의 특성을 파악하기 위해 수집된 자료의

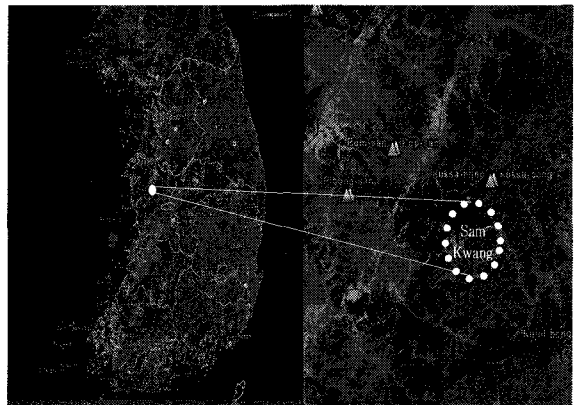


Fig. 1. Sampling sites and geologic map of the abandoned Samkwang metal mine, Cheongyang-Gun, Chungnam Province, Korea.

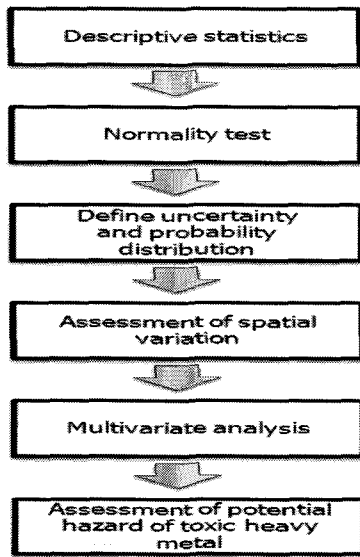


Fig. 2. Procedure of the study.

중심위치 측도(평균, 기하평균, 절사평균, 중앙값, 최빈값 등)와 산포의 측도(분산, 표준편차, 변동계수, 범위(최대, 최소) 등)를 측정 및 분석할 수 있는 기술통계(descriptive statistics)를 수행하였다. 둘째로 중금속원소 관측값들이 정규분포(normal distribution)의 가정을 만족하는지를 규명하기 위하여 정규성 분석(normality test)을 수행하며 셋째로 각각의 중금속원소들의 정규성 유무에 따라 중금속원소들의 분포의 다양성(diversity) 및 변동성(variability)이 존재하므로 각 중금속원소들의 모수에 대한 불확실성분포(uncertainty distribution)를 파악하기 위하여 확률분포 정의하였다. 다음 네 번째 단계에서는 오염 중금속원소들이 공간적으로 어떻게 분포되어

있는지를 판단하기 위하여 토지용도별 및 토양 깊이 에 따른 공간적 분포(spatial variation)에 대한 평가를 수행하였고 좀더 해당지역에 대한 적절한 특성인자들에 기초한 지역특수성구분을 하고자 인자분석(factor analysis)과 군집분석(cluster analysis)을 이용하여 분석하는 다변량분석(multivariate analysis)을 수행하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 중금속원소들에 대한 기술통계량 분석

삼광 폐광산 중금속 농도분포에 대한 기초통계량에 대한 결과는 Table 1과 같다. 우선 중금속원소들이 중심위치 측도기준인 평균(mean), 절사평균(trimmed mean) 및 기하평균(geometric mean)을 제시하였고 또한 산포의 측도인 표준편차(standard deviation)와 변동계수(coefficient of variation) 등을 제시하였다. Table 1의 결과로부터 오염 중금속원소들의 측정 값이 중심경향 분포를 평가하는 중심위치 측도 중 평균, 절사평균 및 기하평균을 비교한 결과 비소(As)원소는 다른 중금속원소에 비하여 상대적으로 평균이 절사평균 높은 차이를 나타냈다. 절사평균은 평균 한 두 개의 이상치에 의해 크게 영향을 받기 때문에 이를 보완하기 위해 이상치나 관측군의 상·하한의 값을 일정비율로 제외하고 평균을 계산한 것으로 비소(As)원소는 상대적으로 많은 이상치가 존재한 것으로 판단되며 또한 산포의 측도 중 변동계수(coefficient of variation)를 이용하여 각 중금속원소들의 상대적 변동을 측정한 결과 As>Pb>Cd>Zn>Cu>Ni>pH 순으로 조사지역내 공간적 농도구배가 큰 것으로 파악된다. 이는 상대적으로 시료채취 구간 4 km내 넓은 공간적 분포에 따른 산포 및 변동계수가 크게 존재한 것으로 파악된다.

Table 1. The basic statistic on the concentration distribution of heavy mental in soil(Unit: mg/kg)

Items	N	Mean	Std. d ^{a)}	Min	Max	CoefVar ^{b)}	TM ^{c)}	GM ^{d)}
pH	96	6.44	1.063	3.270	8.840	16.50	6.42	6.36
As	96	90.8	210.9	0.100	1025	232.4	53.1	8.64
Cd	96	9.72	14.69	0.530	75.04	151.1	7.33	4.55
Cu	96	45.9	58.02	0.020	368.5	126.3	37.65	21.48
Ni	96	35.1	25.00	12.46	152.5	71.20	31.14	30.69
Pb	96	209	365.1	2.400	2717	175.1	208.5	70.85
Zn	96	212	281.2	4.800	1450	133.0	211.5	104.5

Notes

^{a)}Standard deviation : $s = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}$

^{b)}Coefficient of variation : $CV = \frac{s}{\bar{x}} \times 100 (\%)$

^{c)}Trimmed mean : value between 5 % and 95 % of all samples

^{d)}Geometric mean : $GM = \sqrt[n]{(x_1 x_2 x_3 \dots x_n)}$

특히 기하평균과 변동계수를 비교한 결과 변동계수가 작을수록 기하평균(geometric mean)은 평균 혹은 절사평균에 근접한 값을 나타냈다. 그러나 변동계수가 클수록 기하평균은 평균값과 많은 차이를 보여주고 있고 이는 산술평균이 비교적 크거나 작은 수치가 다발적으로 존재할 경우 이런 극단적인 수치에 대한 영향을 받는 것을 막기 위하여 절사평균(trimmed mean)과 마찬가지로 기하평균(geometric mean)을 사용해야 할 것으로 판단된다. 따라서 일부 중금속 농도들이 상대적 변동이 매우 크게 존재하였으며 이는 폐광산 유출발원지부터 하류에 이르기까지 토양의 깊이(표층, 심층)와 토지용도(전답 및 산지 등)에 따른 농도를 분석함에 따라 지화학적 특성 등 여러 농도 분포차가 존재한 것으로 판단된다. 이는 광산부지가 약 500m × 500 m 정도로 매우 넓으며 곳곳에 폐석더미와 광미가 있어 부지내의 대부분의 시료에서 매우 높은 농도로 분포되고 있고 또한 일부 시료들은 고함량으로 갯구 기점 1.5 km 하부까지 영향을 주고 있다. 따라서 중금속원소들에 대한 공간적 분포분석을 필수적이며 반드시 분류화 및 특성화를 통한 분포특성을 제시해야 한다. 또한 데이터의 중심경향성 및 산포특성 이외에 표본 데이터에서 모집단 모수를 추정하기 위한 방법으로 신뢰 구간 그래프를 사용하여 토양중의 중금속원소의 농도를 평가한 결과를 Fig. 3에 제시하였다. Fig. 3에서 95 % 신뢰구간(CI : confidence interval)를 적용하였고 평균, 표준편차 및 중위수에 대한 신뢰구간의 상한과 하한을 선택하여 모수를 포함하는 신뢰구간 확률을 0.95로 지정하여 평가하였다. 중금

속원소에 대한 평균농도를 비교한 결과 Zn>Pb>As>Cu>Ni>Cd 순으로 나타났으며 신뢰구간 분포를 비교한 결과 Pb>Zn>As>Cu>Ni>Cd 순으로 나타났다.

3.2. 중금속원소들에 대한 정규성 검증

Table 1 및 Fig. 3에서 중금속 농도분포에 대한 상대적 산포 및 변동에 큰 차이를 보여줌에 따라 Fig. 4에서 각 중금속 농도분포에 대한 정규성 검정을 평가하였다.

본 연구에서는 중금속 농도분포의 높은 값과 낮은 값들에서 정규성으로부터 이탈을 탐지하는데 효과적인 경험적 누적 분포함수(Empirical cumulative distribution function; ECDF)를 기초로 한 Anderson-Darling test 방법을 선택하여 평가하였다. Fig. 4로부터 모든 중금속원소들이 p-value가 유의수준 0.05

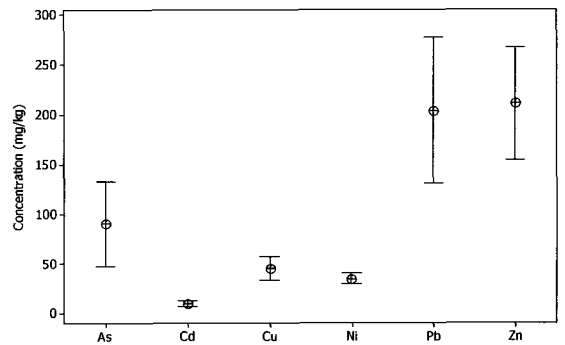


Fig. 3. The interval plot of concentration distribution of heavy metal in soil.

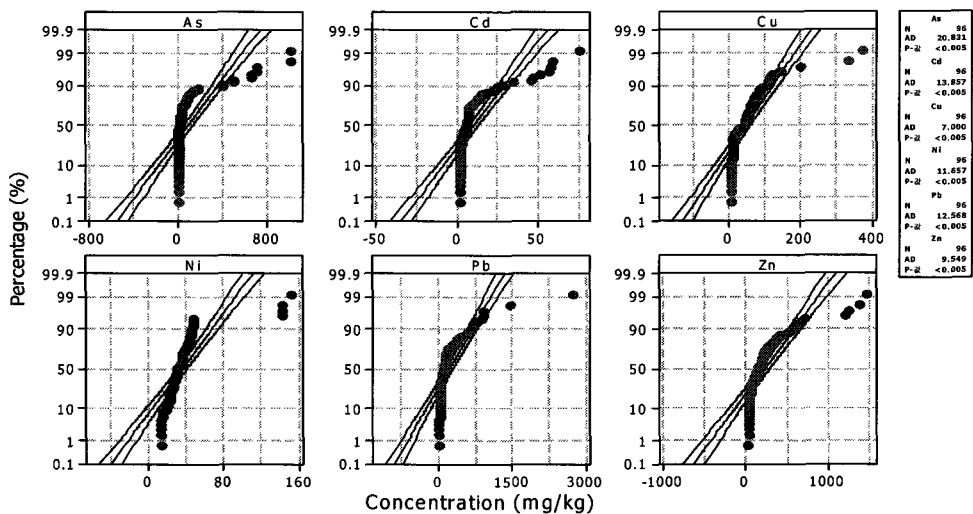


Fig. 4. Normality test of concentration distribution of heavy metal using Anderson-Darling test.

보다 작아 귀무가설(H_0)을 기각함에 따라 정규분포를 따르지 않았다($p < 0.05$). 따라서 모든 중금속원소들이 정규분포를 따르지 않기 때문에 이들 중금속원소의 농도분포에 대한 연속형 확률분포(continuous probability distribution)를 통하여 불확실성(uncertainty) 분포의 정의를 내릴 필요가 있다. 대부분 자연현상에서는 데이터들이 평균을 중심으로 한 대칭 분포를 따르는 정규분포로 정의되지만 대기환경, 수환경 및 토양환경 등은 오염물질들은 약간 왼쪽으로 양의 치우침을 가지는 즉 0 이하의 값을 가질 수는 없지만 무한히 커질 수 있는 로그정규분포(log-normal distribution)를 따른다고 보고하고 있다^{23,24}. 본 연구에서는 Fig. 5에서 각 중금속원소들의 불확실성 분포를 보여주고 있으며 비소(As), 카드뮴(Cd) 그리고 납(Pb) 등이 로그정규분포를 보여주고 있다. 또한 구리(Cu)와 아연(Zn) 등은 주로 물리적 특성을 가지는 변수에서 많이 존재하는 와이불분포(weibull distribution)로 나타났다. 그러나 구리(Cu)와 아연(Zn) 등을 포함한 비소(As), 카드뮴(Cd) 그리고 납(Pb) 등은 불확실성 분포를 보였다. 그러나 니켈(Ni)의 경우는 특정 기간 동안의 최대 반응값을 가지는 홍수, 강수 및 지진 등의 극단값분포(extreme value distribution) 중 하나인 스튜던트 t분포(student's t distribution)를 보여주었다. 하지만 로그정규분포(lognormal distribution)를 따르는 비소(As), 카드뮴(Cd) 그리고 납(Pb) 등을 제외하면 다른 중금속원소들도 표본수가 증가하면 할수록 로그정규분포로 진행될 것으로 판단된다.

3.3. 중금속 원소들의 공간적 농도분포 평가
폐광산지역에서 발생지점으로부터 유하거리에 따

른 각 중금속원소들의 농도분포 결과를 Fig. 6에 제시되었다. Fig. 6의 결과로부터 비소(As), 카드뮴(Cd), 구리(Cu) 및 납(Pb) 등은 약 500m부터 농도가 급격하게 감소되는 것을 확인 할 수 있었으며 니켈(Ni)와 아연(Zn)의 경우 발생원부터 유하지점 4 km까지 불규칙적으로 농도가 분포된 것을 확인할 수 있었다. Fig. 7은 각 중금속원소 농도분포 대한 pH와 관계를 나타낸 것으로 비소(As)는 pH 5.5~7.7, 카드뮴(Cd)은 pH 4.8~8.8, 구리(Cu)는 pH 4.8~8.6, 니켈(Ni)은 pH 5.5~7.8, 납(Pb)은 pH 4.8~7.8 그리고 아연(Zn)은 4.8 ~7.8에서 중금속이온들이 분포되어 있었다. 특히 일부 지점에서는 토양의 pH가 4이하의 강산성으로 나타나 토양내 중금속원소의 이동이 용이하므로 이지역의 토양에서 경작된 농작물에 중금속 축적이 예상 된다²⁵. 일반적으로 광산지역의 경우, 수반된 맥석광물의 대부분을 차지하는 황화광물들의 산화작용으로 H^+ 와 SO_4^{2-} 가 형성되어 pH가 낮아져 중금속원소들의 이동성을 증가시키며 토양의 산성화에 따른 생태계의 피해 등 많은 환경문제를 야기 한다²⁶.

그러나 본 연구지역에서는 Table 1 및 Fig. 7에서 제시한 것처럼 평균 pH가 약 6.44 정도로 약 산성을 나타나고 있다. 물론 pH가 5.6이하인 토양이 산성화된 토양도 있고 일부 기반암인 편암중에 다량의 석회암이 협재되어 탄산칼슘이 존재로 토양의 중금속이온은 수산화물 혹은 탄산염으로 침전될 수 있으며, 또 강하게 환원된 S, S⁻²가 존재하는 토양에서 황화물로 침전함에 따른 토양용액 중의 중금속이온농도를 감소시키는 pH 7 이상의 약 알칼리를 나타내는 지점도 있다. 따라서 이들 토양 pH와 중

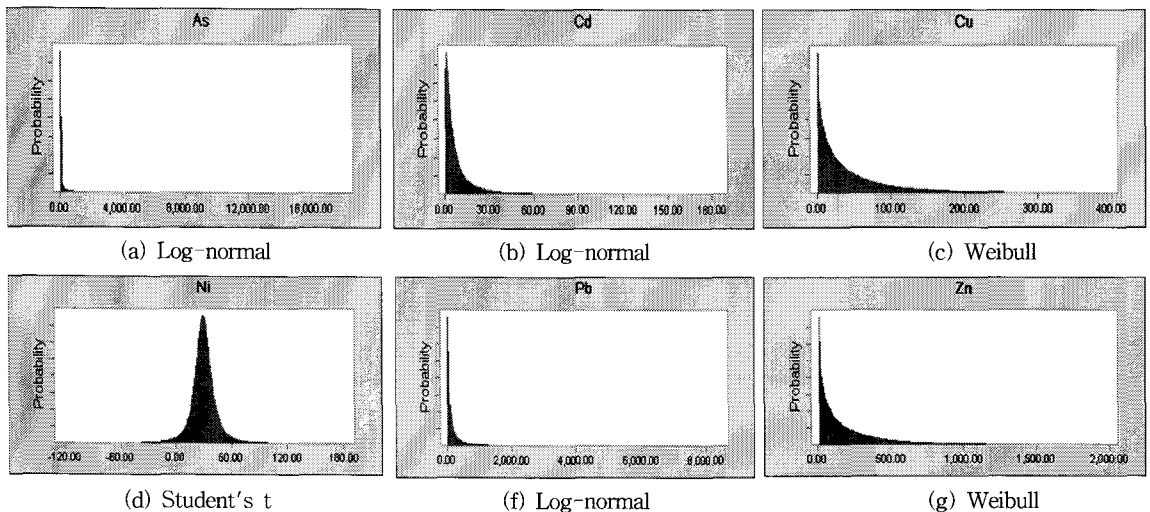


Fig. 5. Uncertainty and continuous probability distribution of heavy metal in soil.

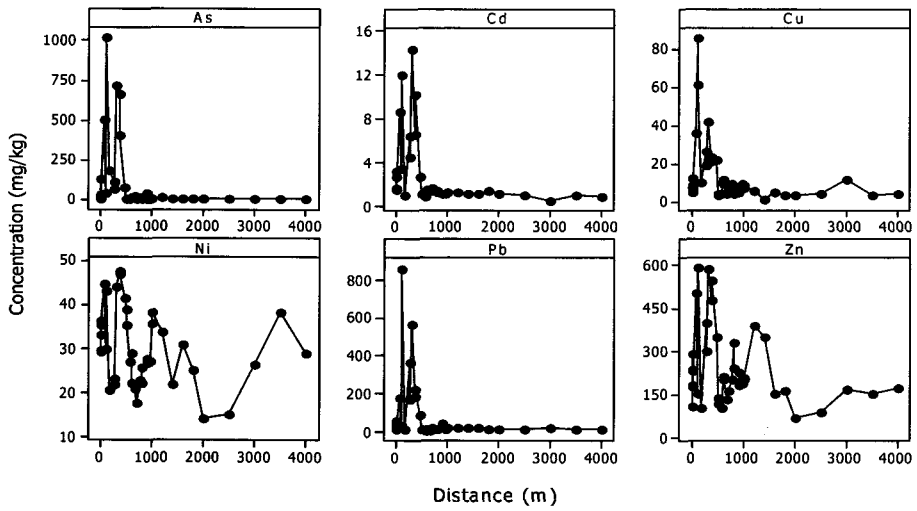


Fig. 6. Spatial variation of concentration distribution of heavy metal.

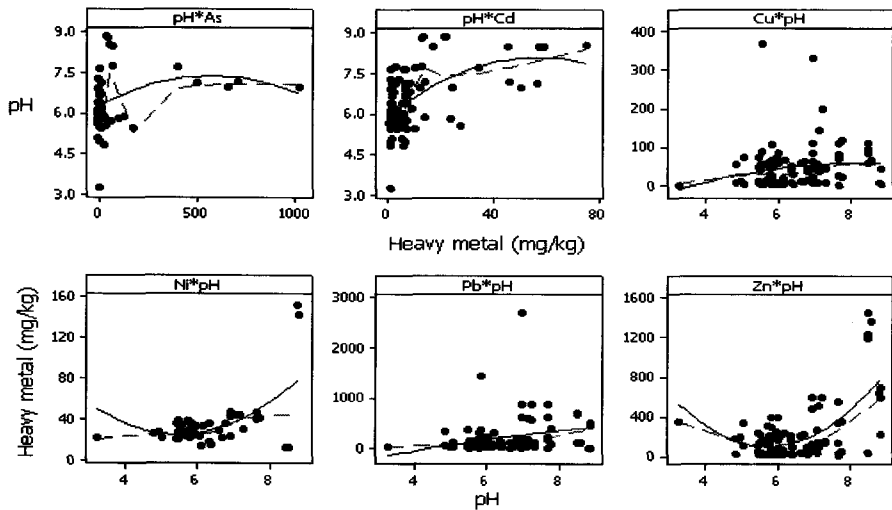


Fig. 7. The concentration distribution on the relationship of heavy metal and pH.

금속 원소들간의 원인적 연관성을 파악하기 위해서는 총 함량과의 상관관계를 파악할 필요가 있다. 토지용도별 중금속원소들의 농도분포에 대한 공간적 평가를 위해 다음 Table 2에서 제시되었다.

우선 크게 채소 등 농경지로 사용된 밭(farm) 토양, 산림(forest land)지역 토양 그리고 비농사로 사용된 논(rice field) 등으로 구분하여 농도분포를 비교하였다.

Table 2에서 모든 중금속원소들은 산림(forest land)지역에서 가장 높은 농도분포 기여율을 나타냈고 특히 비소(As)는 다른 중금속원소와 달리 산림(forest land)지역에서 우려기준을 초과한 매우 높은 빈도수를 나타냈다. 또한 니켈(Ni)과 아연(Zn) 등은

밭(farm), 산림(forest land) 그리고 논(rice field) 등에서 유사한 농도분포로 기여함을 확인하였다. 하지만 모든 중금속원소들은 밭(farm), 산림(forest land) 그리고 논(rice field) 등에서 우려기준초과 및 대책기준초과로 나타난 지점이 확인되었고, 특히 논밭 등 농경지역에서 경작된 농작물에 대한 잠재적 노출이 불가피할 것으로 판단된다. 또한 토양깊이에 따른 중금속원소들의 농도분포를 파악하기 위해 Table 3에 제시하였으며 광산주변지역 토양오염의 원인은 광산폐수에 의한 것과 기반암의 영향에 의한 것으로 구분될 수 있으며, 본 지역 심토내의 중금속함량이 표토내의 중금속 농도보다 높은 것으로 나타났다. 하지만 표토층도 대책기준 및 우려기준을

폐광산지역 토양 중금속원소들에 대한 통계학적 환경오염 특성평가

Table 2. Statistical comparison of individual heavy metal by the use of land(Unit: mg/kg)

Items Usage	N	Mean	TrMean ^{a)}	Median	CoefVar ^{b)}	Std. d ^{c)}	Minimum	Maximum	Frequency (%)	
pH	Farm	25	6.25	6.34	6.65	14.43	0.90	3.27	7.11	33.6
	Forest land	58	6.63	6.58	6.14	17.44	1.16	5.07	8.84	34.8
	Rice field	13	5.99	5.97	5.80	12.04	0.72	4.97	7.31	31.6
As	Farm	25	8.21	7.45	4.27	108.5	8.91	0.31	33.5	6.3
	Forest land	58	146.4	110.1	38.4	175.7	257.2	0.10	1025	92.7
	Rice field	13	1.42	1.224	0.95	109.8	1.557	0.30	4.67	1.0
Cd	Farm	25	31.34	3.32	1.996	72.81	2.49	0.77	8.31	18.3
	Forest land	58	56.57	11.76	6.59	126.8	17.62	0.92	75.04	64.7
	Rice field	13	23.75	3.10	1.313	80.67	2.59	0.53	7.08	17.1
Cu	Farm	25	31.34	30.40	27.86	86.21	27.02	0.70	83.6	30.7
	Forest land	58	56.57	45.76	41.75	123.0	69.58	0.02	368.5	46.3
	Rice field	13	23.75	22.75	8.74	94.08	22.34	3.36	55.14	23.0
Ni	Farm	25	28.62	28.53	26.77	28.43	8.14	15.09	44.38	30.3
	Forest land	58	38.69	33.96	33.16	80.73	31.23	12.46	152.47	36.0
	Rice field	13	31.83	31.73	31.01	15.09	4.80	26.45	38.34	33.7
Pb	Farm	25	85.1	77.5	68.5	96.74	82.4	4.6	340.4	22.5
	Forest land	58	292.4	229.1	128.7	151.2	442.0	2.4	2717.2	66.5
	Rice field	13	41.4	38.1	17.6	94.91	39.3	13.8	105.4	11.1
Zn	Farm	25	120.6	113.4	82.6	89.50	107.9	15.7	391.5	23.8
	Forest land	58	266.9	219.2	134.5	128.6	343.2	4.8	1450	46.0
	Rice field	13	138.6	143.6	167.1	53.30	73.9	14.1	208.4	30.2

Notes

^{a)}Trimmed mean, ^{b)}Coefficient of variation, ^{c)}Standard deviation

Table 3. Statistical comparison of individual heavy metal by the types of soil depth(Unit: mg/kg)

Items Soil	N	Mean	TrMean ^{a)}	Median	CoefVar ^{b)}	Std. d ^{c)}	Minimum	Maximum	Frequency (%)	
pH	subsoil	18	6.932	6.94	6.850	19.5	1.35	4.84	8.84	52.4
	surface soil	78	6.331	6.30	6.10	15.2	0.96	3.27	8.84	47.6
As	subsoil	18	184.1	143	38.4	178.8	329	0.1	1025	79.1
	surface soil	78	69.2	37.8	6.20	243.7	169	0.1	716	20.9
Cd	subsoil	18	16.21	14.6	8.37	113.4	18.4	1.1	57.2	71.8
	surface soil	78	8.23	5.73	4.88	162.8	13.4	0.5	75.0	28.2
Cu	subsoil	18	58.5	45.0	48.7	129.9	76.0	2.4	331	55.8
	surface soil	78	42.6	35.6	36.2	124.4	53.0	0.02	369	44.2
Ni	subsoil	18	41.87	37.3	26.8	92.13	35.6	13.0	143.4	54.5
	surface soil	78	33.58	31.1	29.8	61.73	20.7	12.5	152.5	45.5
Pb	subsoil	18	416	298	145	156.7	652	4	2717	72.3
	surface soil	78	155.6	121	84.4	150.9	235	2.4	1438	27.2
Zn	subsoil	18	362.9	330	211	103.4	375	15.7	1234	67.3
	surface soil	78	176.5	138	105	138.7	245	4.8	1450	32.7

Notes

^{a)}Trimmed mean, ^{b)}Coefficient of variation, ^{c)}Standard deviation

초과한 지점이 많아 식물에 쉽게 이동되어질 수 있는 형태로 존재하여 그 토양에서 경작되는 농작물

내로 쉽게 이동이 가능함을 짐작할 수 있다. 특히 카드뮴(Cd), 납(Pb)와 아연(Zn) 등이 다른 중금속보

다 심토층에서 약 70 % 이상 높은 농도분포로 기여하였다. 하지만 구리(Cu)와 니켈(Ni)은 유사한 농도 분포로 표토층과 심토층에 기여하였다.

3.4. 토양중 중금속원소의 존재형태에 따른 상관 관계

토양에 존재하는 중금속원소들 사이의 즉, 두 변수간의 상호 관련성, 두 변수 사이의 일차적인 관계가 얼마나 강한정도 및 두 변수가 어떠한 방향으로 관련성을 나타내지를 분석하기 위해 식 (1)에 따라

표본 Pearson 상관 계수를 층별 소음도간 관계를 Table 4와 Fig. 8에 제시하였다.

특히 상관계수는 극단값의 영향을 매우 크게 받아 해석의 오류를 범할 수 있어 본 연구에서는 특이치(이상치)를 나타냈던 데이터를 제외시켜 분석한 결과를 제시하였다. Table 4와 Fig. 8로부터 Cd-As ($r=0.987$)>Pb-Cd($r=0.887$)>Pb-As($r=0.878$)>Zn-Cd ($r=0.867$)>Zn-As($r=0.797$)>Zn-Pb($r=0.764$)>Cu-Cd ($r=0.673$)>Cu-As($r=0.614$)>Zn-Ni($r=0.605$) 등 양의

Table 4. Correlation analysis between heavy metal concentration in soil

Items	pH	As	Cd	Cu	Ni	Pb
As	0.482 ^{a)} (0.002) ^{b)}					
Cd	0.517 (0.001)	0.987 (0.000)				
Cu	0.319 (0.045)	0.614 (0.000)	0.673 (0.000)			
Ni	0.482 (0.002)	0.593 (0.000)	0.581 (0.000)	0.367 (0.020)		
Pb	0.391 (0.013)	0.878 (0.000)	0.887 (0.000)	0.631 (0.000)	0.428 (0.006)	
Zn	0.400 (0.011)	0.797 (0.000)	0.861 (0.000)	0.503 (0.001)	0.605 (0.000)	0.764 (0.000)

Notes

a) Pearson correlation coefficient (r), b) p-value

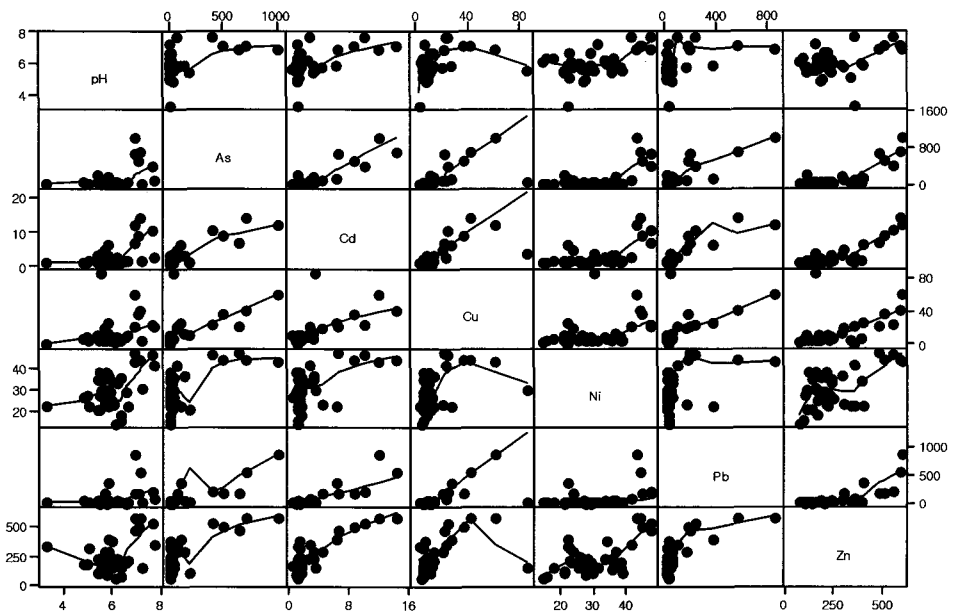


Fig. 8. The correlation-matrix plot of individual heavy metal in soil.

상관관계 순으로 나타냈다.

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (x_{ik} - \bar{x}_k)(y_{ij} - \bar{y}_j)}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_{ik} - \bar{x}_k)^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_{ij} - \bar{y}_j)^2}} \quad (1)$$

대부분의 지화학 자료와 마찬가지로 분석결과는 니켈(Ni)을 제외한 모든 중금속원소들이 왼쪽으로 치우치는 로그정규분포를 보였으며 이는 로그로 변환된 토양내 중금속원소들 사이에 유의한 양의 상관관계를 보여 삼광광산 지역의 주요 광석광물에 존재하는 원소들이 토양오염의 원인이 되었음을 보여주고 있다. 앞서 설명했듯이 토양 중금속의 용해성과 이동성은 중금속의 존재형태에 의존하며, 이 존재형태는 토양환경(온도, pH 등)에 의해 지배된다. 따라서 토양의 물리 화학적 특성은 중금속 고정여부와 고정특성을 결정하는 주요한 요인이 될 수 있다. Table 4와 Fig. 8의 결과로부터 pH와 중금속 원소들 간의 상관관계는 크게 연관성을 찾아 볼 수 없었는데 이는 본 연구지역에서 다양한 pH분포에도 불구하고, 토양 내 중금속 함량에 영향을 미치는 요인이 pH보다는 다른 요인에서 비롯된 것임을 시사한다.

3.5. 다변량분석을 통한 중금속원소들에 대한 특성평가

폐광산의 중금속원소들은 광산 상부 폐광유출로부터 하류 하천 및 경작지에 이르기까지 오염부하, 하천 및 토양의 수리·수문학적 특성, 퇴적물의 오염상태, 내부물질 대사의 정도, 기후의 변동 등이 상호 작용하여 나타나기 때문에 토양중의 중금속원소들의 정확한 변동 특성 및 평가를 내리는데 어려움이 있으며, 이들 중금속원소들의 지점별, 토양 깊이별 그리고 용도별 등 변동하는 특성이 다르다^{27~29)}. 본 연구는 다변량분석기법 중 여러 변수의 상관관계를 기초로 하여 정보의 손실을 최소화하면서 변수의 개수를 보다 적은 수의 요인으로 자료변동을 설명하는 기법인 요인분석(factor analysis)을 수행하였으며 그 결과는 다음 Table 5, 6 및 Fig. 9에 제시하였다. Table 5, 6 및 Fig. 9는 개체공간에서 변수들 간의 상관관계를 통하여 유사한 변수를 찾기 위한 방법으로 주성분(principal component method) 추정법을 선택하여 추출한 후 Kaiser³⁰⁾에 의해 제안된 직교회전(orthogonal rotation) 중 VARIMAX 인자회전에 의한 공통인자들에 결과를 해석하였다. Table 5에서 상관행렬의 고유값이 1보다 크거나 근접하는 공통인자 수는 3개이며 이들에 의해 설명되는 변동량은 전체변동의 81.1% 가량 된다. 공통인자

Table 5. Eigenvalues of factor using principal component analysis

Items	Prin. 1	Prin. 2	Prin. 3	Prin. 4	Prin. 5
Eigenvalues	3.125	1.575	0.980	0.6179	0.3393
% of variance	44.6	22.5	14.0	10.1	8.8
Cumulative variance(%)	44.6	67.1	81.1	89.9	100

Table 6. Principal component factor analysis of the correlation matrix

Variable	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Community
pH (X ₁)	0.640	-0.592	-0.117	0.774
As (X ₂)	0.704	0.284	-0.181	0.609
Cd (X ₃)	0.870	-0.057	0.353	0.885
Cu (X ₄)	0.694	0.531	-0.044	0.765
Ni (X ₅)	0.292	-0.556	-0.723	0.917
Pb (X ₆)	0.802	0.414	-0.150	0.838
Zn (X ₇)	0.503	-0.615	0.512	0.893

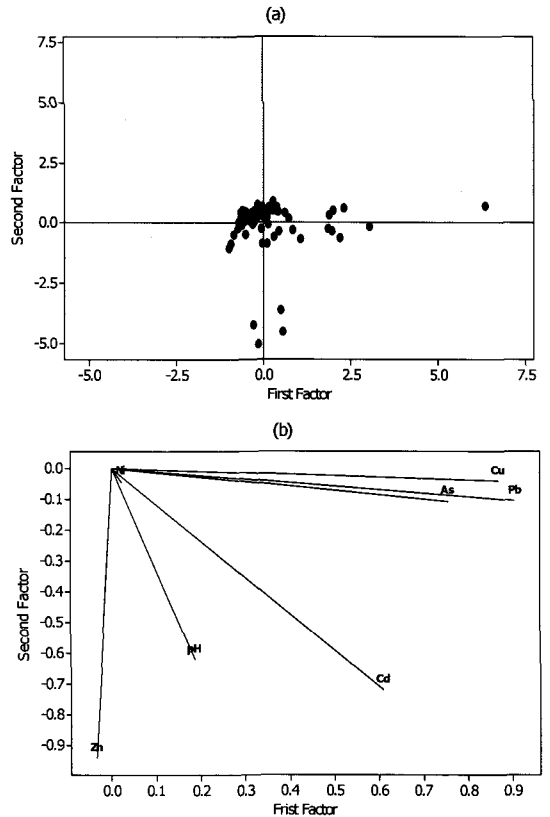


Fig. 9. Principal component factor analysis of the correlation matrix (a) score plot and (b) load plot.

수를 잠정적으로 3개로 하여 결과를 요약한 결과 Table 6에서 Factor 1은 변수 pH(X₁), As(X₂), Cd(X₃), Cu (X₄), Pb(X₆)에서 비교적 큰 적재 값(0.5 이상)을 나타냈고 Factor 2에서는 변수 pH(X₁), Cu(X₄), Ni(X₅), Zn(X₇)에 큰 적재를 나타냈다. 요인 1과 2의 요인적재량을 통해 각 중금속원소들 사이에 연관성 매우 크게 존재하였으며 Fig. 9(a)에서도 요인 1과 요인 2의 관계에서 일부 자료를 제외한 대부분 자료들이 전체적인 타원형으로 정규분포를 따른다고 볼 수 있다. Fig. 9(b)에서는 요인 1와 요인 2간의 공통누적분포를 보여주어 주고 있으며 Cu(X₄), Pb(X₆), As(X₂) 등이 요인 1에서 양의 큰 요인값과 요인 2의 음의 작은 요인값으로 공통누적 되어 있었고 나머지 Zn(X₇), pH(X₁), Cd (X₃), Ni(X₅) 등 변수들은 뚜렷한 공통누적분포 패턴을 해석하기 곤란하였다. 따라서 이러한 해당 공통누적분포에 대한 명확한 차이를 파악하기 위해서는 군집분석을 통하여 해결이 가능하다. 군집분석은 각 객체의 유사성을 측정

하여 유사성이 높은 대상 집단을 분류하고, 같은 군집에 속한 객체들의 유사성과 서로 다른 군집에 속한 객체간의 상이성을 규명하는 통계적 방법으로 이때 유사성은 측정된 변수들을 이용하여 모든 객체들간의 거리(distance) 또는 비유상성(dissimilarity)을 통하여 계산된다.

군집분석에서 이러한 유사성은 유클리드(Euclid) 또는 마할로비스(Mahalanobis) 거리를 이용하여 측정되며 거리가 가까울수록 유사성이 높다. 군집화하는 방법에는 공간상의 거리에 기초한 여러 가지 방법이 있는데 본 연구에서는 워드법(Ward's method)을 사용하였으며 이는 오차의 제곱합을 최소화시켜 정보의 손실량을 최소화가 되도록 하는 방법이다. 각 중금속원소들의 유사성(similarity)와 거리(distance)라는 측도를 이용한 Fig. 10 (a) 및 (b)의 결과로부터 pH-(Cd-Zn) 등의 1 군집, (pH-Cd-Zn)-Ni 등 2 군집과 As-(Cu-Pb) 등의 3 군집으로 명확하게 나뉘어졌다. 따라서 Fig. 9(b)에서 Zn (X₇), pH(X₁), Cd(X₃), Ni(X₅) 등 변수간의 관계해석이 곤란했던 공통누적분포를 파악 할 수 있을 것으로 판단된다.

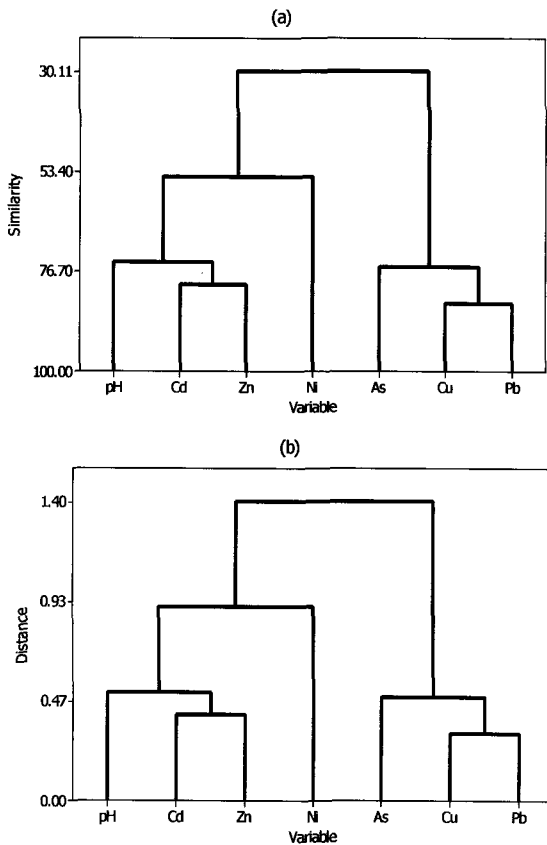


Fig. 10. Dendrogram constructed using cluster analysis (a) similarity measure and (b) distance measure.

5. 결 론

2005년 환경부에서 충남권역을 토대로 총 23개 광산조사 대상 중 오염순위 평가 및 복원 등 1위로 나타난 삼광광산에 대한 보다 정밀한 중금속원소들의 통계학적 분포 특성을 연구한 결과는 다음과 같다.

1) 삼광 폐광산 중금속 농도분포에 대한 중심위치 측도와 산포측도를 분석한 결과 대부분 중금속 원소들은 상대적 산술평균값들이 이상치(특이치)를 고려한 질사평균과 기하평균과 차이를 보였으며 산포측도인 변동계수를 이용하여 평가한 결과 비소(As), 납(Pb) 및 카드뮴(Cd) 등과 같은 중금속원소에서 상대적으로 높은 농도에 대한 공간적 분포를 보여주었다.

2) 경험적 누적 분포함수(Empirical cumulative distribution function; ECDF)를 기초로 한 Anderson-Darling test 방법을 이용하여 정규성을 검정한 결과 모든 중금속원소들이 유의수준(α)이 p-value 보다 작아 귀무가설(H_0)을 기각함에 따라 정규분포를 따르지 않았다($p < 0.05$).

3) 연속형 확률분포(continuous probability distribution)를 통하여 불확실성(uncertainty) 분포의 정의를 내린 결과 비소(As), 카드뮴(Cd) 그리고 납(Pb) 등이 로그정규분포, 구리(Cu)와 아연(Zn) 등은 와이불분포(weibull distribution), 니켈(Ni)의 경우는 극단값분포(extreme value distribution) 중 하나인

스트던트 t분포(student's t distribution)를 보여주었다. 4) 중금속원소 농도분포에 대한 pH와 관계에서 비소(As)는 pH5.5~7.7, 카드뮴(Cd)은 pH4.8~8.8, 구리(Cu)는 pH4.8~8.6, 니켈(Ni)은 pH5.5~7.8, 납(Pb)은 pH 4.8~7.8 그리고 아연(Zn)은 4.8~7.8 범위에서 중금속원소들이 분포되어 있었다.

5) 중금속원소들에 대한 토지용도별 분포양상을 파악한 결과 모든 중금속원소들은 산림(forest land) 지역에서 가장 높은 농도분포 기여율을 나타냈고 특히 비소(As)는 다른 중금속원소와 달리 산림(forest land)지역에서 대책기준 및 우려기준을 초과하는 등 매우 높은 농도 빈도수를 나타냈다.

6) 토양깊이에 따른 중금속원소들의 분포는 카드뮴(Cd), 납(Pb)와 아연(Zn) 등이 다른 중금속보다 심토층에서 약 70% 이상 높은 농도분포로 기여하였고 또한 니켈(Ni)와 아연(Zn) 등은 밭(farm), 산림(forest land) 그리고 논(rice field) 등에서 유사한 범위내의 농도분포로 표층 및 심토층에 기여함을 확인하였다.

7) 토양에 존재하는 중금속원소들 사이의 즉, 두 변수간의 상호 관련성을 파악한 결과 중금속원소들 사이에 매우 높은 상관관계가 나타났다.

8) 여러 변수들 사이의 상관관계를 기초로 자료 변동을 설명하는 요인분석을 수행한 결과 요인 1의 변수 pH(X₁), As (X₂), Cd(X₃), Cu(X₄), Pb(X₆) 등과 요인 2의 변수 pH(X₁), Cu(X₄), Ni(X₅), Zn(X₇) 등의 큰 적재를 통해 각 중금속원소들사이에 연관성 매우 크게 존재함이 확인되었다.

9) 유사성이 높은 대상 집단을 분류 및 객체간의 상이성을 규명하는 군집분석을 수행한 결과 pH-(Cd-Zn) 등의 1 군집, (pH-Cd-Zn)-Ni 등 2 군집과 As-(Cu-Pb) 등의 3 군집으로 명확하게 구분되었다.

본 연구에서 폐광지점부터 하부 4 km내에 조사된 토지용도별 및 토양 깊이에 따른 중금속원소들에 대한 농도분포를 통계학적으로 파악한 결과로 향후 삼광광산에 대한 광해방지대책 수립 시 기초적인 자료로 활용이 가능할 것으로 판단된다.

참 고 문 헌

- 1) Adriano D. C., 1986, Trace Elements in the terrestrial environment, Springer, New York.
- 2) McBride M. B., 1994, Environmental chemistry of soils, Oxford University Press, New York.
- 3) 장암, 김인수, 2000, 광산산성폐수에 함유된 중금속 처리를 위한 Chemical Fixation과 Bentonite의 흡착, 한국토양환경학회지, 5(2), 33-43.

- 4) 이철규, 전효택, 정명채, 2000, 다덕광산주변 농경지의 비소 및 중금속 오염과 계절적 변화, 한국자원공학회지, 37(1), 53-56.
- 5) Ana, P. Mucha, M. Teresa, S.D. Vasconcelos and Adriano A. Bordalo, 2005, Spatial and seasonal variations of the macrobenthic community and metal contamination in the Douro estuary(Portugal) 60, 531-550.
- 6) 정영욱, 민정식, 김인기, 김옥환, 이승길, 우중환, 최광호, 1997, 다덕광산 주변 토양에서의 금속 및 시안의 분포와 산성침출수 생성, 한국토양환경학회지, 2(3), 39-47.
- 7) 박천영, 박영석, 정연중, 1995, 광양광산 주변 토양이 중금속 오염에 관한 연구, 한국자원공학회지, 32, 163-174.
- 8) Borovec Z., 1996, Evaluation of the concentrations of trace elements in stream sediments by factor and cluster analysis and the sequential extraction procedure. Science of the Total Environment 177, 237-250.
- 9) 이평구, 조호영, 염승준, 2004, 폐광산지역의 오염특성 조사와 평가를 위한 지구화학적 접근방법, 37(1), 35-48.
- 10) 전관수, 이철희, 원양수, 정진욱, 박병삼, 신덕구, 1999, 폐광산 주변 토양 및 하천의 중금속 함량, 한국환경과학회지, 8(2), 197-204.
- 11) Hakanson L., 1984, Sediment sampling in different aquatic environments: statistical aspects. Water Resources Research 20, 41-46.
- 12) 정기호, 김문수, 정종학, 1996, 낙동강 하류 유역의 저니토, 토양, 잡초 및 채소 중의 중금속의 분포와 상관관계, 한국환경과학회지, 5(6), 801-812.
- 13) 박정숙, 김충모, 이미경, 2001, 전라남도 광산 주변에서 수확한 농산물의 미량금속 조사, 한국식품영양학회지, 14(2), 132-137.
- 14) 나춘기, 전서명, 1995, 모약 금은광산에 방치된 폐석이 주변 수계 및 생태계에 미치는 환경적 영향, 자원환경지질, 28, 221-229.
- 15) 정용, 황만식, 양지연, 조성준, 1999, 납의 다경로 노출에 의한 건강위해성평가: 우리 나라 일부 지역 성인들을 대상으로, 한국독성학회지, 14(4), 203-216.
- 16) 이진수, 전효택, 김경웅, 김주용, 2003, 폐금속광지역에서의 독성중금속에 대한 위해성 평가, 한국지구시스템공학회지, 40, 264-273.
- 17) 이진수, 전효택, 2004, 금속광산지역 독성 중금

- 속원소들의 인체 위해성 평가, *자원환경지질*, 37(1), 73-86.
- 18) John, M. K., Vanlaerhowven, C.J., and Chuach H.H., 1972, Factor affecting plant uptake and phytotoxicity of cadmium added soils. *Environ. Sci. Technol.* 6. 1005-1009.
- 19) 김경웅, 백성희, 이현구, 1995, 유구-광천 금은광화대지역에서의 토양 및 농작물의 중금속오염, *자원환경지질학회지*, 28, 389-394.
- 20) 폐광산 토양오염 실태조사(충남권역), 2005, 환경부.
- 21) 광산지역 광해조사 및 대책연구, 1997, 한국지질자원연구원.
- 22) 청양군통계연보, 2003, 청양군.
- 23) Davies J. C., *Statistics and Data analysis in Geology* (2nd Ed.). John Wiley & Sons, New York.
- 24) 이래테크, 2005, 시뮬레이션을 이용한 미래형 리스크 분석.
- 25) 이민희, 최정찬, 김진원, 2003, 고로폐광산 주변 농경지 토양 및 하천 퇴적토의 중금속 오염분포 및 복원대책 설계, *자원환경지질*, 36(2), 89-101.
- 26) 이영엽, 정재일, 권영호, 2001, 팔봉광산 선광광미와 주변토양의 중금속 오염특성, *자원환경지질*, 34(3), 271-281.
- 27) Barona A., Romero F., 1996, Distribution of metals in soils and relationships among fractions by principal component analysis. *Soil Technology* 8, 303-319.
- 28) Borovec Z., 1996, Evaluation of the concentrations of trace elements in stream sediments by factor and cluster analysis and the sequential extraction procedure. *Science of the Total Environment*, 177, 237-250.
- 29) Kaiser H. F., 1958, The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis, *Psychometrika*, 23, 187-200.