韓土肥誌(1991)
Vol. 24(3) : 183~191

아연광산 주변 논토양에서 土壤 化學性이 중금속의 形態 및 그 分布에 미치는 영향

玄海男* · 柳順昊**

Effects of Soil Chemical Properties on the Distribution and Forms of Heavy Metals in Paddy Soils near Zine Mines.

Hae-Nam Hyun*, Sun-Ho Yoo**

SUMMARY

A study was conducted to determine the influence of soil chemical properties on the distribution and forms of cadmium (Cd), lead (Pb), copper(Cu) and Zinc(Zn) in paddy soils near zinc mines. A sequential extraction procedure was used to fractionate the heavy metals in soils into the designated from of water soluble, exchangeable, organically bound, oxide/carbonate, and sulfide/residual.

The predominant form of Cd, Pb, Cu and Zn in the soils was found to be sulfide/residual form. Oxide/carbonate Cd and Pb and organically bound Cu were high, while exchangeable Pb and Cu were very low. Water soluble Cd, Pb and Cu were not detected in the soils. The percentages of the heavy metals content in exchangeable fractions were inversely correlated with those in sulfide/residual fractions in the soils.

Exchangeable Cd and Zn and the oxide/carbonate Pb were shifting to the sulfide/residual form with soil depth and the chemical forms of Cu were not changed.

Organically bound Cu was positively correlated with soil organic matter content but Cd, Pb and Zn were not. The percentages of Cd, Pb and Zn content in exchangeable forms decreased with soil pH, while those in oxide/carbonate and sulfide/residual forms increased with soil pH. The amounts of oxide/carbonate and sulfide/residual forms of pb were higher than those of Cd and Zn at same soil pH.

Key words : Hevy metal fractionation, Paddy soil, Cadmium, Lead, Copper, Zinc.

緖 言

토양에 존재하는 重金屬의 행동과 토양입자로부터 유리되어 작물에 흡수되는 정도는 토양내 중금속의 總量과 중금속의 存在 形態에 따라 지배되는 것으로 보고, 이들을 형태별로 분별 정량하기 위한 연구가 이루어져 왔다. 토양에 존재하는 중금속의 각 형태는 측정방법에 따라 약간씩 차이가 있으나 水溶態, 置換態, 有機複合態, 酸化物-炭酸鹽態 및 黃化物一 殘留態로 구분하고 있으며, 각 형태별 분포는 중금속 자체의 특성과 토양의 화학적 성질에 의하여 지배된다. 형태별 분포에 영향을 미치는 요인은 주로 pH, 유기물함량 등의 화학적 요인으로 알려져 있다.

오니처리 토양에서 Cd과 Zn은 주로 탄산염태로

* 제주대학교 농과대학(Coll. of Agriculture, Cheju National University)
** 서울대학교 농과대학(Coll. of Agriculture, Seoul National University)

존재하고 Cu는 주로 유기 복합태로 존재하며, 이들의 치환태는 소량에 불과한 것으로 보고되고 있다[4,7,19]. 공단주변 밭토양에서 중금속의 형태별 분포는 오니처리 토양과 차이가 있으며, Cd과 Zn의 치환태 함량이 Cu 및 Pb에 비하여 높은 경향이 있다[15]. 또한 Miller와 McFee[14]는 중금속의 형태가 토양중에서 移動에 영향을 미치며, 土柱內에서 下向移動은 토양과 비교적 강하게 결합된 형태인 산화물-탄산염태 및 황화물-잔류태가 많을수록 느리다고 하였다. 따라서 Cu 및 Pb는 산화물-탄산염태 및 황화물-잔류태가 Cd 및 Zn에 비하여 많기 때문에 토양내 이동이 느려 대부분 표토에 존재한다고 하였다. 치환태는 토양 pH의 변화에 크게 영향을 받는데, 제련소 주변 토양 및 詩錐孔 廢油가 오염된 토양중에서 전함량에 대한 치환태의 비율은 석회처리량이 증가되어 pH가 높아질수록 감소하는 것으로 보고되었다[6,17,18]. 풍건시킨 논토양중 Cd와 Zn의 화학적 형태는 토양 pH, 유기물 함량 및 양이온치환용량과 관계가 깊은 것으로 보고되었다[13,21].

논토양은 水稻栽培 기간중 장기간 담수상태에 놓이게 되므로 還元狀態가 발달하여 Eh가 낮아지고 pH가 크게 변한다. 따라서 논토양에 존재하는 중금속의 형태별 함량 분포 및 그의 지배 요인이 밭토양에 대해서 기보고된 결과와 다를 가능성이 높다[1]. 특히, 우리나라에서 중금속으로 오염되기 쉬운 토양의 대부분은 논토양으로 외국의 밭토양에 대하여 보고된 결과를 논토양에서의 현상을 해석하는 데에 그대로 적용시킬 수는 없을 것이다.

따라서 본 연구는 중금속에 의한 오염의 가능성이 높은 아연광산 주변 논토양을 대상으로 Cd, Pb, Cu 및 Zu의 형태별 함량을 조사하여 토양 화학적 성질이 이들의 분포에 미치는 영향을 구명하기 위하여 수행되었다.

材料 및 方法

토양 시료는 아연광산으로부터 매 50m 거리에 위치한 총 56개 필지를 선정하여 필지당 1개 지점에서 水稻의 뿌리 부근의 것을 채취하여 채취 즉시 밀봉하였다. 채취한 토양의 일부는 채취할 때의 상태 그대로 2mm체를 통과시켜 중금속의 형태별 함량 분석용 시료로 사용하였으며, 나머지는 풍건시키고 2mm체를 통과시켜 일반 분석시료로 사용하였다.

토양의 pH는 초자전극법, 유기물함량은 Walkley-Black법, 양이온치환용량은 1N NH_4OA_c법으로 측정하였다.

토양중 중금속의 형태별 함량은 Chang 등(1984)이 오니처리 토양에서 사용한 방법으로 정량하였다. 건조토양 5g에 해당되는 자연상태의 습윤토양을 100 mℓ polyethylene 원심분리관에 넣고, 2차 증류수 25 mℓ를 가하여 30분간 2500rpm에서 진탕시키고 원심분리하여 상징액을 분리하였다. 동일한 방법으로 진탕시간이 다른 조건에서 0.5M KNO_3와 증류수, 0.5M NaOH 및 0.05M EDTA로 연속 침출하였으며, 4M HNO_3로 침출은 80℃로 조절된 Kjeldahl block 분해대를 사용하였다. 각각 증류수, 0.5M KNO_3와 증류수, 0.5M NaOH, 0.05M EDTA 및 4M HNO_3로 침출된 용액중 중금속의 형태는 각각 水溶態, 置換態, 有機複合態, 酸化物-炭酸鹽態 및 珪化物-殘留態로 하였다. 실험에 사용한 초자기구와 polyethylene 원심분리관은 7.5M HNO_3에 2시간 이상 침지시킨후 증류수로 세척하여 사용하였다[5].

結果 및 考察

1. 重金屬의 形態別 含量 分布

공시토양에 존재하는 Cd, Pb, Cu 및 Zn의 형태별 함량의 농도 범위와 평균치를 표 1에 나타내었다. 각 형태별 함량의 합을 全含量으로 하였을 때, 전함량은 일반 논토양에 비하여 현저히 높았으며(徐 等, 1981), 특히 Cd 각 Pb는 각각 28.5mg/kg 및 3283.6 mg/kg이나 되는 지점도 있었다.

그림 1은 각 공시토양의 Cd 전함량중에서 Cd의 각 형태가 전함량중에 차지하는 비율(分布比)을 點散度로 나타낸 것이다. 그리고 그림 2, 3, 4도 Pb, Cu, Zn에 대하여 각각 그림1과 같은 방법으로 표시된것이다. 치환태 및 유기복합태 Cd의 分布比는 15%내외였으며, 산화물-탄산염태 및 황화물-잔류태 Cd의 분포비는 각각 약 20~50% 범위에 있었다. 특히, 산화물-탄산염태와 황화물-잔류태 Cd의 합이 전함량중에 차지하는 비율은 약 60~85%로써 다른 형태에 비하여 높은 편이었다. 이와 같은 결과는 풍

Table 1. Distribution of heavy metals in paddy soils near zinc mines Unit : mg/kg

Range	Water soluble	Exchangeable	Organically bound	Oxide/ cabonate	Sulfide/ residual	Sum of fractions
			Cd			
Min.	–	0.05	0.25	0.30	0.45	1.30
Max.	–	1.30	1.05	12.00	16.50	28.05
Mean	–	0.44	0.51	2.05	2.46	5.45
			Pb			
Min.	–	0.95	1.00	25.15	32.65	63.7
Max.	–	57.25	104.50	2300.00	823.00	3283.6
Mean	–	7.93	12.70	228.4	167.25	416.2
			Cu			
Min.	–	0.40	9.25	3.00	7.55	20.45
Max.	–	2.20	115.50	84.00	319.00	487.25
Mean	–	0.68	30.06	17.71	58.30	106.7
			Zn			
Min.	0.1	0.5	2.6	20.4	226.0	267.4
Max.	208.5	490.1	182.0	769.0	7650.0	8987.0
Mean	24.8	154.7	34.7	148.5	850.0	1212.0

건시킨 아연광산 주변 논토양에서 Cd의 유기태 및 하여 높았다고 한 林과 金[13] 및 柳 等[21]의 보고와는 차이가 있었다.

모든 토양에서 치환태 및 유기복합태 Pb의 분포비는 극히 낮았으며, 산화물－탄산염태 및 황화물－잔류태의 分布比는 각각 40~60%로써 높은 편이었다(그림 2). 특히, 산화물－탄산염태와 황화물－잔류태의 합이 Pb 전함량중에 차지하는 비율은 약 90%이상을 나타내는 것으로 보아 이들 형태가 공시토양에 존재하는 Pb의 主形態로 생각된다. 이는 류 등(1985)이 풍건시킨 아연광산 주변 논토양에서 탄산염태 Pb의 분포비가 약 45% 내외라고 한 보고와 비슷한 경향이었다.

치환태 및 산화물－탄산염태 Cu의 분포비는 매우 낮았으며, 황화물－잔류태의 분포비는 30% 이상을 나타내었다(그림 3). Cu의 유기복합태의 분포비는 다른 중금속에 비하여 높은 편이었으며, 유기복합태와 황화물－잔류태의 합이 차지하는 비율은 약 75%이었다.

수용태, 치환태, 유기복합태 및 산화물－탄산염태 Zn의 분포비는 각각 약 30% 이하였으며, 황화물－잔류태의 분포비는 약 50% 이상으로써 다른 형태에 비하여 높은 편이었다(그림 4). Cd, Pb 및 Cu의 수용태는 검출되지 않았으나, Zn의 수용태는 소량 검출되었다. 치환태 Zn의 분포비는 Cd 및 Pb 및 Cu에 비하여 높은 편이었다.

이와같이 공시토양에 존재하는 Cd 및 Pb는 주로 산화물－탄산염태 및 황화물－잔류태, Zn은 주로 황화물－잔류태, Cu는 주로 유기복합태와 황화물－잔류태로 존재하는 양이 많았다. 오니와 오니처리 토양중에서 Cd와 Pb는 주로 탄산염태로 존재하며, Cu와 Zn은 유기복합태 또는 황화물－잔류태로 존재한다[4,7].

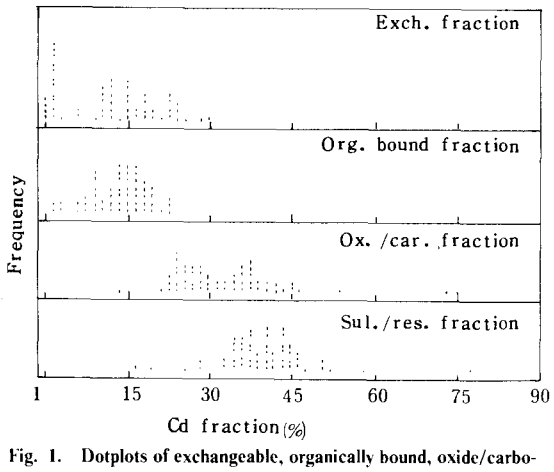

Fig. 1. Dotplots of exchangeable, organically bound, oxide/carbonate and sulfide/residual Cd fractions in paddy soils near zinc mines.

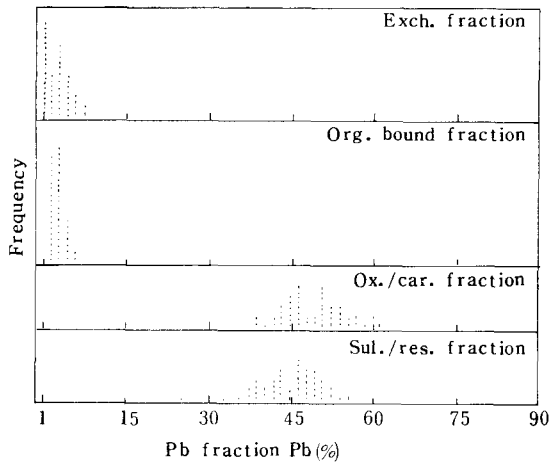

Fig. 2. Detplots of exchangeable, organically bund, oxide/carbonate and sulfide/residual fractions in paddy soils near zinc mines.

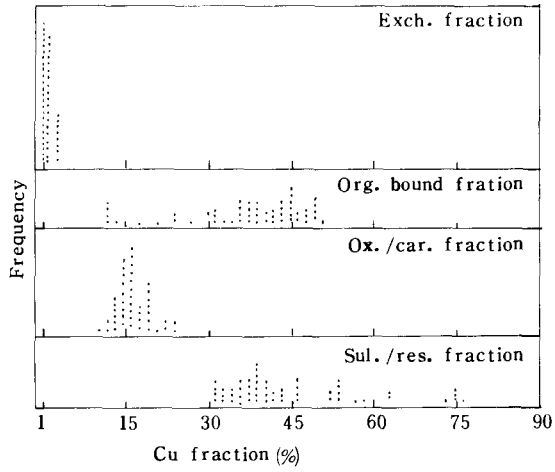

Fig. 3. Dotplots of exchangeable, organically dound, oxide/carbonate and sulfide/residual fractions in paddy soils near zinc mines.

Table 2. Simple correlation coefficients among different fractions of heavy metals in paddy soils near zinc mines

Fractions	Water sol.	Exch.	Org. bound	Oxide/ residual
		Cd		
Org. bound		0.362*		
Oxide/carbonate		−0.670**	0.188	
Sulfide/Residual		−0.196**	−0.258	−0.014
		Pb		
Org. bound		0.048		
Oxide/carbonate		−0.106	0.973**	
Sulfide/residual		−0.092	−0.964**	−0.978**
		Cu		
Org. bound		0.655**		
Oxide/carbonate		−0.177	−0.209**	
Sulfide/residual		−0.470	−0.679**	−0.087
		Zn		
Exch.	0.644**			
Org. bound	−0.341**	−0.482**		
Oxide/carbonate	−0.384**	−0.434**	0.912**	
Sulfide/residual	−0.398**	−0.608**	−0.297	−0.387*

[19], 시추공 폐유가 오염된 토양에서 Pb의 형태는 주로 탄산염태이다[6]. Cd는 담수상태에서 환원상태가 유지될수록 수용태 및 치환태는 침출되기 어려운 다른 형태로 변한다[1]. 이들 토양과 비교하면, 논토양중에서 중금속은 중금속의 종류에 따라서 약간 차이가 있으나 주로 酸化物−殘留態가 많은 경향이었다. 이

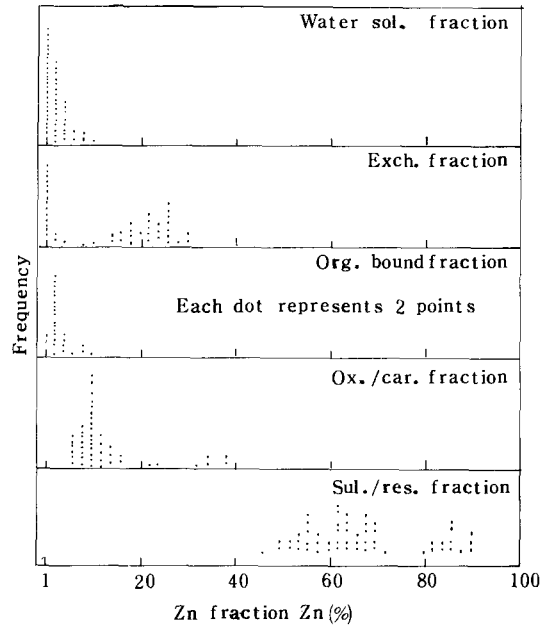

Fig. 4. Dotplots of exchangeable, organically bound, oxide/carbonate and sulfide/residual fractions in paddy soils near zinc mines.

는 논토양이 장기간 담수상태가 유지되어 酸化物을 형성할 수 있는 조건이 쉽게 이루어지기 때문에 나타난 결과라고 생각된다[2].

공시토양중에서 중금속의 각 형태별 분포비간의 상호관계를 표 2에 나타내었다. Cd는 전함량중에서 치환태가 많은 토양일수록 산화물−탄산염태가 적은 편이었으며, Pb는 유기복합태가 많은 토양일수록 산화물−탄산염태 및 황화물−잔류태도 동시에 많아지는 경향이었다. Cu는 치환태가 차지하는 비율이 높은 토양일수록 유기복합태의 비율도 높은 편이었으나, 산화물−탄산염태의 비율은 낮았으며, 유기복합태가 차지하는 비율이 높은 토양일수록 황화물−잔류태가 차지하는 비율은 낮았다.

공시토양에 존재하는 각 중금속의 각 형태의 상간의 관계는 표 3에서 보는 바와 같이 正의 相關을 나타내었다. 이것은 동일 수원에 의하여 중금속이 유입되어 토양에 집적된 것을 시사하는 것으로 생각된다. 공시토양의 灌漑水는 아연광산에서 유출되는 물을 지하 관개관을 통하여 각 논으로 공급받고 있었으며, 이로 인하여 공시토양중의 중금속 함량은 기조사된 보고와는 달리 광산과의 거리와는 관계가 없었다[22]

토양깊이별 중금속의 깊이별 形態別 分布를 조사한 결과는 그림 5와 같다. 토양 pH는 토심이 깊어질수록 약간 높아지는 경향이었다. Pb, Cu 및 Zn은 토심 20cm이내에 존재하는 양이 토심 20cm 이하에 비하여 현저히 많아 대부분 표토에 집적되어 있었으며, Cd은 토심이 깊어짐에 따라 서서히 감소하는 경향이었다. 토양내에서 중금속의 移動은 그들의 형태에 따라 크게 지배된다. 토양과 비교적 약하게 결합된 置換態의 양이 많을수록 下向移動 되는 양이 많으며, 비교적 강하게 결합되어 침출되기 어려운 酸化物-炭酸鹽태 또는 姣化物-殘留態의 양이 많을수록 표토에 많이 집적되는 것으로 보고되고 있다[15]. 따라서 Pb 및 Cu가 Cd에 비하여 포토에 다량 집적되어 있는 것은 全土層에서 Pb 및 Cd에 비하여 치환태의 비율이 낮고, 토양과 비료적 강하게 결합된 형태인 산화물-탄산염 및 황화물-잔류태의 양이 현저히 많기 때문이라고 생각된다.

치환태 Cd의 분포비는 토심이 깊어질수록 감소하고, 황화물-잔류태의 분포비는 증가하였으며, 다른 형태는 토심간 큰 변화가 없었다. Pb는 全土層에서 치환태 및 유기복합태의 함량이 극히 낮고 대부분 산화물-탄산염태 및 황화물-잔류태로 존재하였으며, 토심이 깊어질수록 산화물-탄산염태의 분포비가 감소하고 황화물-잔류태의 분포비가 높아졌다. Cu는 대부분 유기복합태 및 황화물태로 존재하였으며, 토심이 깊어짐에 따라 분포비의 차이가 거의 없었다. Zn은 토심 20cm까지 수용태가 존재하였으며, 토심이 깊어질수록 치환태의 분포비가 감소하고 황화물-잔류태의 분포비가 증가하여 Cd의 경우와 비슷한 경향이었다. 중금속의 형태별 분포는 토양에 유입후 경과기간 및 pH에 의하여 영향을 받는데 유입 초기에는 토양과 약한 결합형태로 존재하였다가 시간이 경과함에 따라 토양과 강한 결합형태로 변한다. 토양과 약하게 결합된 치환태는 석회처리량이 증가하여 pH가 높아질수록 감소하며, 시추공 폐유가 오염된 토양에서 토양 pH가 높아질수록 치환태 Pb는 탄산염태로 형태변화가 일어난다[6]. 따라서 토심이 깊어질수록 Cd 및 Zn의 치환태와 Pb의 산화물-탄산염태가 감소하고 황화물-잔류태가 증가하는 것은 토심이 깊어짐에 따라 pH가 높아지기 때문에 pH차이에 의한 형태 변화가 일어났거나, 또는 토양에 중금속이 유입되는 초기에는 토양입자와 약한 결합 형태인 치환태로 표토에 존재하지만 시간이 경과함에 따라 하향이동하여 토양입자와 비교적 강한 결합 형태인 황화물-잔류태로 형태변화가 일어난 것으로 생각된다.

Table 3. Simple correlation coefficients among the sums of Cd, Pb, cu and Zn fractions in paddy soils near zinc mines.

	Cd	Pb	Cu
Pb	0.729**		
Cu	0.887**	0.848**	
Zn	0.500**	0.939**	0.661**

2. 토양중 重金屬의 形態別 含量 分布와 토양 성질과의 관계

공시토양의 pH, 유기물함량 및 양이온치환용량은 토양시료 채취지점간 함량 차이가 컸다(표 4). 유기복합태 Cu의 분포비와 토양 유기물 함량과의 관계는 正의 相關關係가 있음을 나타낸 것으로 생각된다(그림 6). 그러나 유기복합태 Cd, Pb 및 Zn의 분포비는 유기물함량과 상관이 없었다(Cd, r=0.291 ; Pb, r=-0.072 ; Zn, r=0.053). Cu는 제련소 주변 토양[11], 퇴적물[8] 및 오니처리토양[4,19]에서도 주로 유기복합태로 존재하는 것으로 보고되었다. 이는 Cu가 Cd 및 Zn에 비하여 선택적으로 유기물과 복합물을 형성하는데, 유기물과의 형성상수(formation constant)가 높아 유기물과 강하게 결합되기 때문이라고 생각된다[3,20].

논토양에서 Cd의 각 형태별 분포비와 각 토양 pH와의 관계를 그림 7에 나타내었다. 치환태 Cd의 분포비는 pH가 낮은 토양일수록 높았으며, pH가 높은 토양일수록 낮았다. pH 5.5 이하의 토양에서 치환태 Cd의 분포비는 15~30%이었으며, pH가 높아질수록 분포비는 낮아져 pH 6.5 이상의 토양에서는 약 2~3

Table 4. pH, organic mater and CEC of paddy soils near zinc mines

Range	pH	Organic matter	CEC
		g/kg	cmol(p+) /kg
Min.	4.5	4.6	7.8
Max.	8.0	59.7	13.6
Mean	5.8	32.2	9.8

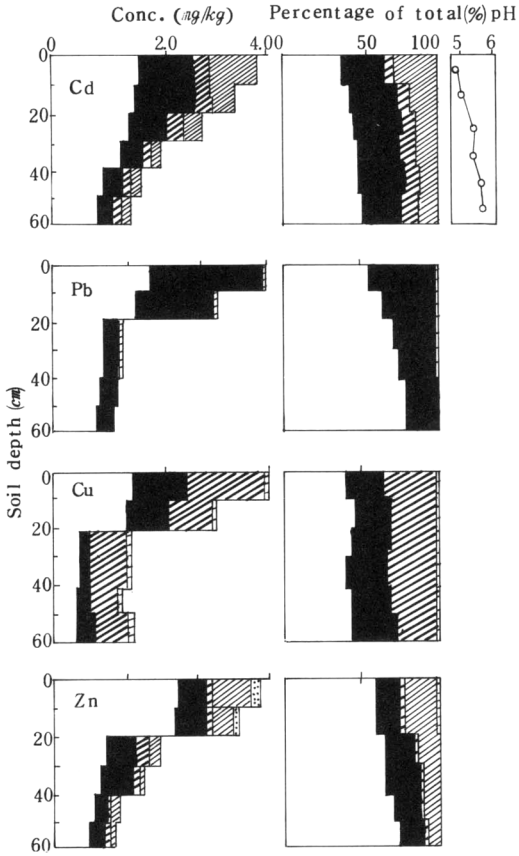

Fig. 5. Distribution of heavy metal fractions at different soil depth
(▨, water soluble ; ▨, exchangeable ; ▨, organically bound ; ■ oxide/carbonate ; □, sulfide/residual)

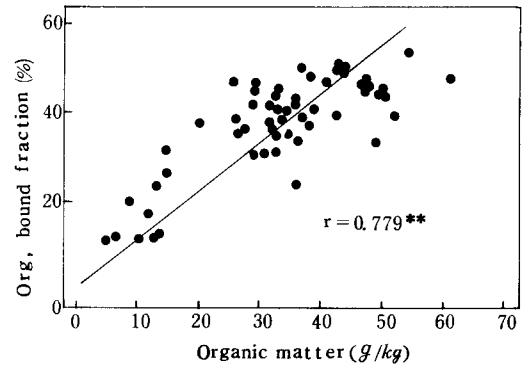

Fig. 6. Relationship between organically bound Cu and organic matter content.

%에 불과하였다. 반면, 산화물-탄산염태와 황화물-잔류태 Cd의 분포비의 합은 pH 5.5이하의 토양에서 약 70%이었으나 pH가 높아질수록 분포비는 높아져서 pH 6.5이상의 토양에서는 약 80% 이상을 나타내었다. 구리제련소 주변 토양에서 치환태의 분포비는 30~60%를 차지하는 경우도 있으며(Kuo 등, 1983), 오니처리 토양에서는 치환태의 분포비는 극히 낮고, 탄산염태의 분포비가 매우 높다[19]. 공단주변 토양에서 치환태 Cd의 분포비는 Zn, Cu 및 Pb에 비하여 높으며, 산화물-탄산염태의 분포비가 낮은 편이다[15]. Cd는 토양의 산화환원전위에 따라 그 형태가 쉽게 변하며, 환원상태가 유지되는 기간이 길수록 수용태 및 치환태는 다른 형태로 변한다[1]. 풍건시킨 논토양중 치환태 Cd는 pH와 有意性 있는 負의 상관이 있는 것으로 보고되었다[13,21].

置換態 Pb의분포비는 pH4.5부근의 토양에서도 7.5% 이하였으며, 이는 동일한 pH의 토양에서 치환태 Cd 및 Zn의 분포비에 비하여 낮은 편이었다(그림 8). pH가 높은 토양일수록 치환태 pb의 분포비는 낮아져서 pH 6.5이상의 토양에서는 1% 이하를 나타내었다. 반면, 산화물-탄산염태와 황화물-잔류태 Pb의 분포비의 합은 pH 4.5 부근의 토양에서도 90%이상을 나타내었으며, pH 6.5이상의 토양에서는 98% 이상을 나타내었다. 이는 동일한 pH의 토양에서 산화물-탄산염태 및 황화물-잔류태 Cd 및 Pb의 분포비에 비하여 현저히 높은 것이다. Pb는 pH가 낮은 토양에서도 산화물-탄산염태와 황화물-잔류태로 존재하는 양이 많은 것으로 보아 다른 중금속에 비하여 토양과 강하게 결합되어 있는 것으로 생각된다.

치환태 Cu의 분포비는 pH가 낮은 토양에서도 매우 낮았으며, pH가 높은 토양일수록 더 낮아지는 경향이었다(그림 9). 산화물-탄산염태와 황화물-잔류태 Cu의 분포비의 합은 pH 5.5이하의 토양에서 60% 이하였으며, pH가 높아질수록 분포비는 높아졌다. Cu는 구리제련소 주변 토양에서 주로 산화물 형태로 존재하며[11], 오니처리 토양에서는 주로 황화물-잔류태로 존재한다[4]. 공단주변 토양에서 치환태 Cu의 분포비는 Zn, Cd 및 Pb에 비하여 낮은 편이다[14].

수용태와 치환태 Zn의 분포비의 합은 pH 5.5이하의 토양에서 10~40%이었으며, 분포비는 pH가 높은 토양일수록 낮아졌다. 수용태는 pH6.5이상의 토양에

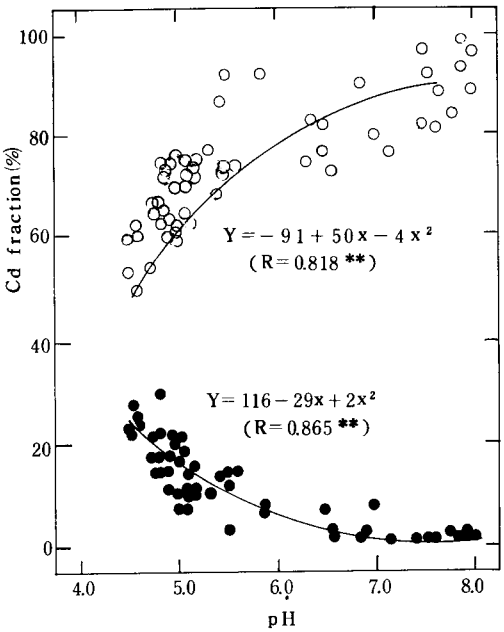

Fig. 7. Relationship between Cd fractions and pH in paddy soils near zinc mines.
(●, exchangeable fraction ; ○, oxide/carbonate+sulfide/residual fraction)

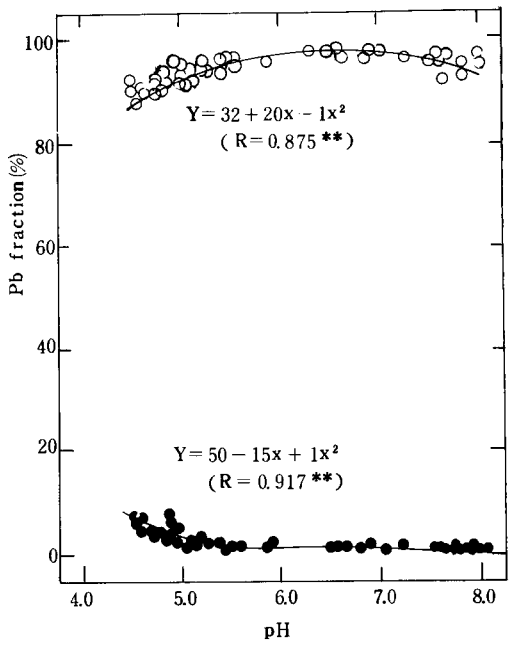

Fig. 8. Relationship between Pb fractions and pH in paddy soils near zinc mines.
(●, exchangeable fraction ; ○, oxide/carbonate+sulfide/residual fraction)

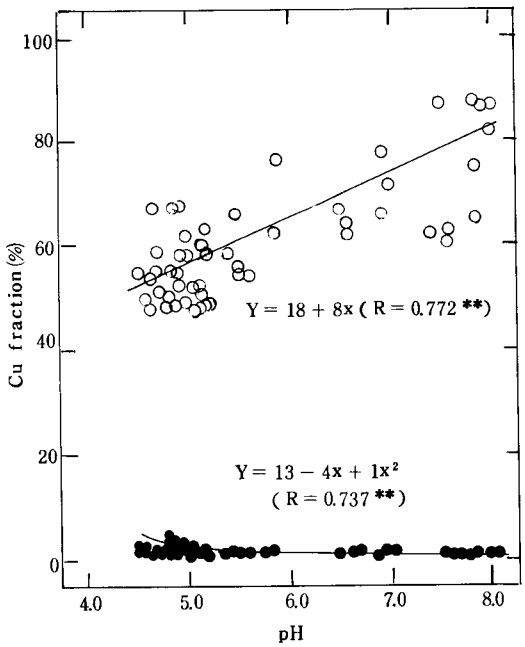

Fig. 9. Relationship between Cu fractions and pH in paddy soils near zinc mines.
(●, exchangeable fraction ; ○, oxide/residual+sulfide/residual fraction)

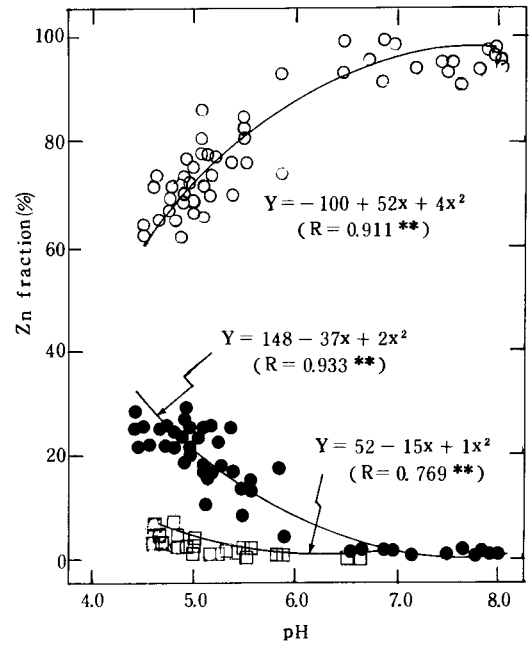

Fig. 10. Relationship between Zn fractions and pH in paddy soils near zinc mines.
(□, water soluble fraction ; ●, exchangeable fraction ; ○, oxide/carbonate+sulfide/residual fraction)

서는 검출되지 않았다(그림 10). Zn의 각 형태별 분포비가 토양 pH에 따라 달라지는 정도는 Cd의 경우와 비슷하였다. 밭토양에서 치환태 Zn의 분포비는 1 % 이하로 매우 낮고, 토양 pH가 낮아짐에 따라 높아지는 경향이 있으며[10], 담수상태를 유지하거나 석회를 처리하였을 경우 치환태의 양이 감소하고 산화물과 결합한 형태의 양이 증가하는 경향이 있다[9,18]. 오니처리 토양에서 Cd 및 Zn의 침출도는 pH가 낮아질수록 증가되며, 작물에 의해 흡수되는 양이 증가한다[12].

이와 같이 아연광산 주변 논토양에 존재하는 Cd, Pb, Cu 및 Zn의 형태별 분포는 밭토양에서 보고된 것과 약간 차이가 있었으며, 토양 pH 및 유기물 함량에 따라 크게 영향을 받는 것으로나타났다. 이러한 형태별 분포의 차이가 작물의 흡수에도 큰 영향을 미칠 가능성이 높을 것으로 생각된다.

요 약

본 연구는 亞鉛鑛山 주변의 논토양에 존재하는 Cd, Pb, Cu 및 Zn의 형태별 함량을 조사하여 중금속간의 分布 特性을 검토하였으며, 토양 화학적 성질이 이들의 형태별 함량 분포에 미치는 영향을 밝히기 위하여 수행되었다. 그 결과를 요약하면 다음과 같다.

1. 공시토양에 존재하는 Cd, Pb, Cu 및 Zn은 주로 妓化物－殘留態로 존재하였으며, Cd와 Pb의 酸化物－炭酸鹽態와 Cu의 有機複合態의 함량도 높은 편이었다. Pb와 Cu의 치환태는 소량 존재하였으며, 수용태는 Zn만 검출되었다.

2. 치환태의 분포비가 높은 토양일수록 산화물－탄산염태 및 황화물－잔류태의 분포비가 낮았다.

3. 토심이 깊어질수록 치환태 Cd 및 Zn의 分布比는 낮아지고 황화물－잔류태의 분포비가 높아졌으며, Pb는 산화물－탄산염태의 분포비가 낮아지고 황화물－잔류태의 분포비가 높아졌다.

4. Cu는 유기물이 많은 토양일수록 Cu의 유기복합태 함량이 많았으며, Cd, Pb 및 Zn의 유기복합태는 유기물함량과 관계가 없었다. 치환태 Cd, Pb 및 Zn의 분포비는 pH가 높은 토양일수록 낮았으나, 이들의 산화물－탄산염태과 황화물－잔류태의 분포비의 합은 높았다. Pb의 산화물－탄산염태 및 황화물－잔류태의 분포비는 공시토양의 pH 전범위에서 Cd 및 Zn에 비하여 높았다.

引 用 文 獻

1. Ahumada, I. and E. B. Schalscha. 1988. Effects of varing redox potential on the distribution of added cadmium in soils. Agronomy abstract. p. 193.
2. Bingham, F. T.. A. L. Page, P. J. Mahler, and T. J. Ganje. 1976. Cadmium availability to rice in sludge-amended soil under 'flood' and 'nonflood' culture. Soil Sci. Soc. Am. J. 40 : 715~719.
3. Cavallaro, N. and M. B. McBride. 1978. Copper and cadmium sorption characteristics of selected acid and calcareous soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 42 : 550~556.
4. Chang, A. C., A. L. Page, J. E. Warneke, and Grgurevic. 1984. Sequential extraction of soil heavy metals following a sludge application. J. Environ. Qual. 13 : 33~38.
5. Changmugathas, P and Jean-Marc Bollag. 1987. Microbial mobilization of cadmium in soil under aerobic and anaerobic conditions. J. Environ. Qual. 16 : 161~167.
6. Deeley, G. M. and L. W. Canter. 1986. Distribution of heavy metals in waste drilling fluids under conditions of changing pH. J. Environ. Qual. 15 : 108~112.
7. Emmerich, W. E., L. J. Lund, A. L, Page, and A. C. Chang. 1982. solid phase forms of heavy metals in sewage sludge-trated soils. J. Environ. Qual. 11 : 178~181.
8. Hickey, M. G. and J. A. Kittrick. 1984. Chamical partitioning of cadmium, copper, nickel, and zinc in soils and sediments containing high levels of heavy metals. J. Environ. Qual. 13 : 372~376.
9. Iu, K. L., I. D. Pulford, and H. J. duncan. 1981. Influence of waterlogging and lime or organic matter additions on the distribution of trace metals in an acid soil. II. Zine and coper. Plant and Soil. 59 : 327~333.
10. Iyengar, S. S., D. C. Martiens, and W. P. Miller. 1981. Distribution and plant availability of soil zinc fractions. Soil Sci. Soc. Am. J. 45 : 735~739.
11. Kuo, S., P. E. Heilman, and A. S. Baker. 1983. Distribution and forms of copper, cadmium, iron, and manganese in soils near a copper smelter. Soil Sci. 135 : 101~109.
12. Kuo, S., E. J. Jellum, and A. S. Baker. 1985. Effects of soil type, liming, and sludge application on zine and cadmium availability to swiss chard. Soil Sci. 139 : 122~130.
13. 林善旭, 金善寬, 1983, 畓土壤中 cadmium의 形態別 分布와 玄米中 cadmium 含量과의 關係. 韓國土壤肥料學會誌. 16 : 28~35.
14. Miller, W. P. and W. W. McFee. 1983. a. Distribution of cadmium, copper, zinc, and lead in soils of industrial northwestern India. J. Environ. Qual 12 : 29~33.
15. Miller, W. P. and W. W. McFee. 1983. b. Mobility and retention of heavy metals in sandy soils. J. Environ. Qual. 12 : 579~584.

16. 徐胤洙, 文和尙, 金仁基, 金學燁, 金盛煥, 池達縣. 1981. 土壤中의 重金屬 自然含有量에 관한 硏究－忠北陽을 中心으로 국립환경연구소보 3 : 177.
17. Shuman, L. M. 1985. Fractionation method for soil microelements. Soil Sci. 140 : 11～22.
18. Shuman, L. M. 1986. Effect of liming on the distribution of manganese, copper, iron, and zinc among soil fractions. Soil Sci. Soc. Am. J. 50 : 1236～1240.
19. Sposito, G., L. J. Lund, and A. C. Chang. 1982. Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge : I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in soild phases. Soil Sci. Soc. Am. J. 46 : 260～264.
20. Stumm, W. and J. J. Morgan. 1981. Aquatic chemistry. An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. 2nd Ed. Jhon Wiley & sons. Inc., New York.
21. 柳順昊, 金啓壎, 玄海男. 1985. 亞鉛鑛山 周邊 土壤中 카드뮴, 亞鉛 및 구리의 化學的 形態別 含量. 韓國環境農學會誌. 4 : 71～77.
22. 柳順昊. 朴武彦. 盧熙明. 1983. 亞鉛鑛山 隣近畓의 土壤中 重金屬 含量과 玄米中 含量과의 關係. 韓國環境農學會誌. 2 : 18～23.