

# 서울시 郊外地域의 道路邊 土壤汚染에 관한 研究\*

박선엽\*\*

< 차례 >

I. 서론	1. 중금속의 기본성질과 지점별 농도분포
1. 연구목적	2. 서울로부터의 거리-중금속농도간의 관계
2. 연구지역 개관	3. 도로로부터의 거리에 따른 중금속 농도분포
3. 연구방법	4. 중금속간의 상관관계
II. 조사지역 토양의 물리화학적 성질	IV. 토양의 물리화학적 성질과 중금속농도간의 관계
1. 물리적 특성	1. 물리적 성질과 중금속농도간의 관계
2. 화학적 특성	2. 화학적 성질과 중금속농도간의 관계
III. 토양 중금속의 농도분포	V. 결론

主要語 : 도로변 토양오염, 녹지토양, 치환성 중금속농도, 토양의 물리화학적 성질

## I. 서론

### 1. 연구목적

서울을 비롯한 우리나라의 대도시에서는 1980년대 이후 급격히 늘어난 자동차로 인해 차량의 매연과 분진이 공해 배출물의 많은 비중을 차지하고 있다. 이러한 공해물질의 대부분은 대기를 통해 토양에 유입되어 오염을 유발하는데, 특히 도로변 토양은 자동차통행으로 인한 매연, 분진뿐만 아니라 타이어와 금속물질의 마모, 윤활유와 같은 기름의 연소 등에 의해 생기는 각종 중금속의 영향을 직접적으로 받고 있다.

대기를 통해 유입된 중금속은 토양내에 오랜 기간 축적되어 식물생장을 억제할 뿐만 아니라 토양을 매개로 흐르는 지표수와 지하수의 순환과정에 유입하여 결국 인간에게 피해를 주게 된다. 토양의 중금속은 유기물이나 점토, 또는 다른 화학성분과 결합하여 이동성이 매우 작아지기 때문에 이를 감소시키거나 제거하기 힘들다는 데에 문제의 심각성이 있다.

본 연구의 목적은 서울-문산간을 잇는 서울교외지

역의 간선도로를 중심으로 도로변 토양오염의 패턴을 살펴보는 데에 있다. 세부적으로는 첫째, 서울에서부터의 거리에 따른 토양중금속의 농도변화를 살펴보고, 둘째, 도로로부터의 거리에 따른 토양오염의 패턴을 파악하며, 셋째, 토양의 이화학적 성질과 토양중금속 농도간의 관련성을 살펴보았다.

### 2. 연구지역 개관

#### 1) 도로의 선정

본 연구는 서울-문산간을 잇는 1번 국도를 대상으로 하였다. 이 도로는 경기도 서북부지역의 주요간선도로이며, 1970년에 포장된 후 약 24년이 경과된 도로이다. 통일로가 지나가는 고양-파주 일대에는 공장과 같은 다른 오염원이 거의 없고, 통일로 주변에 도시지역과 같은 밀집지역이 없기 때문에 차량 이외의 오염원은 적을 것으로 판단하였다.

#### 2) 지형과 지질

1번 국도는 서울에서 고양시를 통과하여 파주군의

\* 본 논문은 필자의 석사학위논문의 일부를 요약한 것임. 논문을 지도하여 주신 유근배 선생님께 감사드린다.

\*\* 서울대학교 대학원 석사과정 졸업

중앙부를 관통하고 있다. 이 지역의 지형은 많은 침식을 받아 고도 200m내외의 구릉을 포함한 내륙저지이며, 파주평야를 중심으로한 경작지가 넓게 분포해 있다. 東으로는 광주산맥의 지맥으로 비교적 고도가 높은 감악산(675m), 파평산(459m) 등이 위치하고 있으며, 西로는 구릉성 저지로 이루어져서 동고서저형의 분지 지형의 특색을 나타낸다.

한국지질도에 의하면 이 지역의 지질은 선캠브리아기의 편마암류(PCgy(bgn))로 구성되어 있는데, 호상흑운모 편마암이 대부분을 차지하고 있으며 이 내부에는 석회암, 규암 등이 소규모로 나타난다. 중생대에 이르러서는 쥐라기 말기의 대보 조산운동에 의한 영향으로 흑운모 화강암이 형성되었다. 그 후 백악기 말에는 石英脈, 珉長岩脈 등이 소규모로 관입하였다. 신생대 지층으로는 이들을 부정합으로 덮고 있는 제4기의 충적층(Qa)이 분포하고 있다. 이러한 충적층은 대개 농경지로 이용되고 있다.

### 3. 연구방법

#### 1) 토양 시료 채취

토양채취는 1994년 2월과 3월 두차례에 걸쳐 실시하였고, 농경지를 피해 자연녹지를 대상으로 하였다. 채취지점은 서울시 경계로부터의 거리에 따라 모두 4개를 선정하였다. 각 지점에서는 도로로부터의 거리에 따라 모두 9개의 시료를 채취하였고, 각 채취지점마다 평각각도기를 이용하여 경사도를 측정하였다. 각 조사 지점의 환경조건은 <표 1>과 같다.

표 1. 조사지점의 환경조건

	A	B	C	D
서울과의 거리	4.5km	9.2km	22.0km	26.2km
교통량 (대/일)	33260	28116	27365	6988
경 사 도	14.9°	14.0°	6.3°	15.4°
식 생	상수리나무 군락	소나무 군락	소나무 군락	소나무 군락
토양분류	오산토	사촌토	대곡토	연곡토
토 성	사양토	양토	양토	미사질 양토

시료채취거리는 도로로부터 각각 <5m, 10m, 20m,

30m, 40m, 50m, 60m, 80m, 100m로 하였다. 시료채취는 스테인레스 모종삽을 이용하여 실시하였으며, 낙엽층을 제거하고 표층 0~10cm의 토양을 채취하였다.

#### 2) 물리적성질 조사

##### ① 토성

음건시료 약 10g을 500ml 비이커에 담아 30% 과산화수소수 용액(H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>)을 가하여 유기물이 완전히 제거될 때까지 반응시킨 후 염분을 제거하였다. 이 시료를 4φ(0.0632mm)체에 통과시켜 4φ이하 입자를 1000ml 실린더에 분리하였다. 4φ이상 모래는 오븐에 넣어 105℃에서 건조시킨 후 정밀저울로 무게를 측정하였다. 4φ이하의 입자는 확산제를 가하여 확산시킨후 침전법에 따라 피펫을 이용하여 입자크기별로 각각 50ml를 추출한 다음 105℃에서 건조시켜 건조중량을 측정하였다.

##### ② 토양수분

채취한 시료 중 습윤토양을 비이커에 담고 정밀저울로 중량을 측정한 후 오븐에 넣어 105℃에서 48시간 건조시킨 다음 건조 중량을 측정하였다. 습윤토양의 중량과 건조후 토양의 중량차이를 계산하여 수분함량으로 하였다.

##### ③ 토양가비중

정밀 선반으로 절단한 cylinder ring sampler를 사용하여 교란되지 않게 토양을 채집하였다. 이 토양은 sample bag에 담아 운반하여 105℃에서 48시간 건조시켜 건조중량을 측정하였다. 토양가비중은 단위부피(1cm)당 건조토양의 중량으로 나타내었다.

#### 3) 화학적성질 조사

##### ① 토양산도(pH)

토양의 산도는 2mm을 통과시킨 음건토양 6g에 증류수 30g을 가하여 진탕기에서 30분간 진탕한 후 Whatmann no.44 여과지로 여과하여 pH 4와 pH 7 완충용액으로 보정한 Fisher Ion/pH meter 230A로 측정하였다.

##### ② 유기물함량

2mm체를 통과시킨 음건토양을 도가니에 넣고 105℃ 토양건조기에서 48시간 건조시킨 후 desiccator에서 식힌 다음 무게를 측정하였다. 이 시료를 다시 550℃

전기로에서 약 4시간 동안 작열시킨 뒤 desiccator에서 식히고 무게를 측정하였다. 이 때 작열로 인한 손실량을 유기물 함량으로 간주하였다.

③ 치환성 양이온

K, Ca, Mg, Na, Fe, Mn, Al 등의 치환성 양이온은 2mm체를 통과시킨 음건시료 4g에 20ml의 1N CH<sub>3</sub>COOHNH<sub>4</sub>를 가하고 1시간 동안 진탕한 후 Whatmann no.44 여과지로 여과하여 이 추출액을 Shimadzu ICP Q-1000 발광분광계를 이용하여 그 농도를 측정하였다.

④ 중금속

As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn 등 모두 7가지의 치환성 중금속 농도를 측정하였다. 2mm체를 통과시킨 음건 토양 4g에 20ml의 1N CH<sub>3</sub>COOHNH<sub>4</sub>를 가하고 진탕기에서 1시간 진탕한 후 Whatmann no.44 여과지로 여과한 다음 이 추출액을 Shimadzu ICP Q-1000 발광분광계를 이용하여 그 농도를 측정하였다.

⑤ 질산염(Nitrate)

습윤토양 2g에 증류수 20g을 가하여 30분간 진탕한 후 Whatmann no.44 여과지로 여과하였다. 이 여과액을 Hydrazine 환원법으로 발색시킨 후 spectrophotometer(Bekman 24)로 543nm에서 탁도를 측정하여 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 농도를 정량하였다.

II. 조사지역 토양의 물리화학적 성질

1. 물리적 특성

1) 토성(soil texture)

입도분석 결과 전체 36개 시료의 모래·미사·점토의 평균 함량은 각각 45.62%, 41.34%, 13.04%로 나타났다. 이를 각 지점별로 보면 <표 2>와 같다.

표 2. 조사지점별 모래·미사·점토의 비율  
단위 : %

	A	B	C	D
Sand	57.61	50.54	38.85	35.49
Silt	34.22	37.31	43.62	50.20
Clay	8.17	12.16	17.53	14.31

모래·미사·점토의 평균 함량비로 볼 때, 토성에 따른 토양분류는 A지점이 사양토(sandy loam), B지점이 양토(loam), C지점이 양토(loam), E지점이 미사질양토(silty loam)에 각각 속한다. 토양을 구성하는 입경구분(separate)중 점토는 표면의 전기적 성질로 인하여 활성이 매우 높기 때문에 수분과 무기·유기물질을 보유하는 기능을 갖는다. 그러나 본 연구지역에서 점토의 거리별 함량변화는 크지 않았으며, 일정한 경향도 나타나지 않았다.

2) 토양가비중과 수분

토양의 가비중은 단위용적당 중량을 나타내기 때문에 토양의 구조를 반영한다. 입단구조가 잘 발달하여 공극율이 커지면 토양가비중은 작아진다. 본 조사지역에서의 토양가비중을 보면, A지점이 평균 1.01g/cm<sup>3</sup>, B지점이 평균 1.15g/cm<sup>3</sup>, C지점이 평균 1.11g/cm<sup>3</sup>, D지점이 평균 0.96g/cm<sup>3</sup>로 나타났다. 이들 값들은 다른 수도권삼립지역의 것에 비해 상당히 낮은 값인데, 이는 본 연구지역의 토성으로 볼 때, 모래의 비율이 상대적으로 낮고 미사와 점토의 비율이 높아서 수분보유력이 커졌음을 반영하는 것이다.

토양수분은 토성, 토양가비중과 관련을 갖고 있으며, 양분공급의 매개체로서 토양의 전반적인 물리화학적 특징을 결정한다. 본 연구지역에서의 토양수분은 A지점이 평균 18.99%, B지점이 평균 20.09%, C지점이 평균 23.69%, D지점이 평균 18.73%를 나타냈다. 토양수분은 토양의 배수와 관련을 가지고 있기 때문에 토양의 입경분포와 밀접한 관련을 갖는다. 본 연구지역에서 토양수분과 토성과의 관계를 피어슨 상관계수를 통해 살펴본 결과, '토양수분-모래'는 r=-0.447(p<0.01), '토양수분-점토'는 r=0.568(p<0.001)의 상관성을 보였다.

2. 화학적 특성

1) 유기물 함량

각 조사지점의 평균 유기물함량은 A가 4.88%, B가 5.13%, C가 5.45%, D가 5.15%를 나타냈다. 이와 같은 유기물함량은 최근 서울시와 그 주변지역에서 조사된 것과 비교해 볼 때 다소 낮은 값이다<sup>1)</sup>. 일반적으로 경사도가 커질수록 표토의 유실과 용탈이 일어나 유기물

함량은 적어지는데, 본 연구에서 이러한 경향은 나타나지 않았다.

2) 산도(pH)

각 조사지점의 평균 산도는 A가 5.41, B가 5.07, C가 5.24, D가 5.02로서 도심으로부터의 거리에 따른 경향은 나타나지 않았다. 이러한 측정치는 서울 인접지역인 관악산토양에서 측정된 값에 비해 상당히 높은 값이며, 수도권 일원에서 조사된 값에 비해서도 높은 값이다. 도로로부터의 거리에 따른 변화는, 대체적으로 도로에서 멀어질수록 pH가 낮아졌다. 이것은 치환성 양이온이 사면 아래로 이동해 옴에 따라 도로에서 먼 사면 상부 토양의 염기포화도가 낮아진 결과로 판단된다<sup>2)</sup>.

3) 치환성 양이온

각 조사지점의 치환성 양이온 총량은 A > C > B > D의 순으로 나타났으며, 이온별로는 Ca(48.0%) > Al(17.4%) > K(14.3%) > Mn(7.5%) > Mg(7.0%) > Na(5.3%) > Fe(0.4%)의 순으로 나타났다.

이 중 토양내 양이온치환에서 중요한 역할을 담당하는 주요 이온인 Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>은 전체 치환성 양이온의 73.7%를 차지하였다. 조사지점별로 보면, A가 88.7%, B가 72.9%, C가 72.8%, D가 60.5%로 나타났다.

치환성양이온(Ca<sup>2+</sup>+Mg<sup>2+</sup>+K<sup>+</sup>+Na<sup>+</sup>)은 모든 지점에서 도로에서 멀어질수록 함량이 감소하는 추세를 뚜렷하게 보였다. 거리상으로는 대체로 30~50m지점에서

이는 도로로부터의 거리가 먼 사면 상부에서 도로에 인접한 사면 하부로 영양소의 이동이 일어난 결과로 판단된다. 본 연구결과에서 치환성 양이온농도와 사면 경사도는 서로 음의 상관(r=-0.401)을 나타냄으로써, 상대적으로 경사도가 큰 사면 상부로부터의 영양소 이동현상을 간접적으로 뒷받침하고 있다.

4) 질산염(Nitrate; NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)

차량의 연소가스 중에는 질소산화물이 다량 포함되어 있는데, 이 질소산화물은 빗물과 섞여 토양에 유입하면서 강한 산성물질로 변한다. 따라서 차량의 배출물은 산성비의 주된 원인이 되고 있다. 그러나 질산염은 황산염(sulfate; SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>)에 비하여 토양내에 강하게 결합되지 못하고 용탈(leaching)되기 쉽기 때문에 토양에의 영향은 그리 크지 않다.

조사지점별 질산염의 평균 농도는 A에서 5.42 ppm, B에서 6.27ppm, C에서 8.99ppm, D에서 3.71ppm으로 도심으로부터의 거리에 따른 경향이 나타나지 않았고, 도로로부터의 거리에 따른 경향도 나타나지 않았다.

Ⅲ. 토양 중금속의 농도분포

자동차의 매연과 분진, 그리고 윤활유 등과 같은 기름의 연소물질 속에는 질소산화물, 황산화물, 일산화탄소, 이산화탄소, 탄화수소 등과 같은 공해물질뿐만 아니라 여러 중금속이 포함되어 있다. 중금속은 연료의 연소과정 외에 금속물질, 타이어의 마모에 의해서도 발생한다.

1. 중금속의 기본성질과 지점별 농도분포

1) As

비소는 석탄, 석유, 윤활유 등의 연소 등에 의해 발생하는데, 대부분 As<sub>2</sub>O<sub>3</sub>의 형태로 산화하여 토양에 유입된다. 토양으로 유입된 비소는 Al, Fe, Ca 등과 결합하여 불용성 화합물을 형성하게 된다. 특히 철산화물과 잘 결합하기 때문에 Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>의 토양중 함량이 비소축적량에 많은 영향을 준다. 또 비소의 축적량은 비소와 화합하는 Fe, Al, Ca 등의 용해도에 따라 영향을 받기 때문에 토양의 조건에 따라 토양내에 존재하는 결합형태의 비율도 달라진다. 산성토양에서는 일반적으로 용해

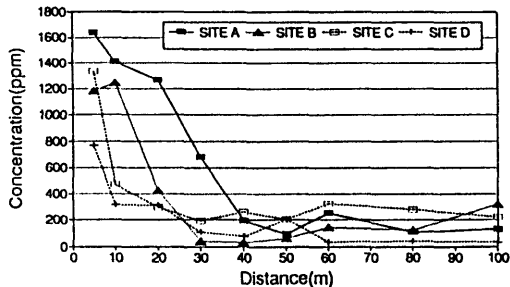


그림 1. 조사지점별 치환성 양이온 농도 변화

수렴하는 형태를 보인다(그림 1).

도가 높은  $Ca_3(AsO_4)_2$ 보다 용해도가 낮은  $Fe_3(AsO_4)_2$ ,  $Al_x(AsO_4)_x$ 가 토양내 비소를 고착시키는 힘이 크다.

비소는 서울시 일원 녹지지역에서 0.10~1.27ppm (평균 0.43ppm)으로 조사된 바 있고, 경기도 일원의 비오염지역에서 0.2ppm, 도로변에서 0.222ppm으로 조사된 바 있다<sup>3)</sup>. 각 조사지점별 비소의 평균농도는 <표 3>과 같다.

표 3. 조사지점별 비소의 평균농도 (단위: ppm)

	A	B	C	D
평균 함량	6.40	6.03	6.23	5.98

2) Cd

카드뮴은 연료의 연소, 차량의 윤활유나 타이어의 마모로부터 발생한다. 카드뮴은 토양환경에 따라 매우 다양한 형태로 존재한다. 흔한 형태로는 CdS가 있는데, 수산화물을 형성하거나 암모니아( $Cd(NH_3)_6^{4+}$ )와 결합하기도 한다. 또 탄산염이나 유기물, Fe/Mn산화물, 점토광물 격자와 결합하기도 한다.

카드뮴은 다른 중금속들에 비해 유기물과의 결합력이 작으며, 산도변화에 의해 토양내 존재 형태가 크게 영향받는다. 특히 산성토양에서는 수용성이나 치환성의 비율이 크게 높아져서 토양내 이동이 자유로워진다.

카드뮴은 서울시 일원 녹지지역에서 0.01~0.13ppm(평균 0.06ppm)으로 조사된 바 있고, 경기도 일원의 비오염지역에서 0.12ppm, 도로변에서 0.137ppm으로 각각 조사된 바 있다. 각 조사지점별 농도는 <표 4>와 같다.

표 4. 조사지점별 카드뮴의 평균농도 (단위: ppm)

	A	B	C	D
평균 함량	0.17	0.17	0.12	0.05

3) Cr

크롬은 금속물질의 마모, 윤활유의 소모에 의해 발생하며, 토양내에서 네가지의 주된 형태로 존재한다. 즉, 3가 크롬으로는  $Cr^{3+}$  과  $CrO_2^-$ 의 형태, 그리고 6가 크롬으로는  $Cr_2O_7^{2-}$ ,  $CrO_4^{2-}$ 와 같은 형태가 있다.

토양내 크롬은 주로 가용성인  $Cr^{6+}$ 의 형태로 식물에

흡수되는데,  $Cr^{6+}$ 는  $Cr^{3+}$ 에 비해 독성이 더 크다고 알려져 있다. 그러나 토양내의 크롬은  $Cr(OH)_3$ 과 같은 불용성의 3가형태로 환원되기 때문에, 산성토양에서 식물이 이용할 수 있는 크롬의 양은 많지 않다고 볼 수 있다.

크롬은 경기도 일원 비오염지역에서 0.45ppm, 도로변에서 0.585ppm 으로 조사된 바 있다. 각 조사지점별 크롬의 농도는 <표 5>와 같다.

표 5. 조사지점별 크롬의 평균농도 (단위: ppm)

	A	B	C	D
평균 함량	0.37	1.10	0.01	0.39

4) Cu

구리는 연료의 연소에 의해 발생하며, 토양 중에는 다음의 네가지의 형태로 존재한다.

- (1)가용성. (2)치환성. (3)유기물과의 결합형태. (4)Fe, Mn, Al산화물과의 결합형태. (5)clay-humus 복합체와의 결합 형태.

이들 형태별 구리농도는 유기물 결합형 > Fe/Mn 결합형 > 점토 결합형의 순으로 나타난다. 구리는 다른 중금속보다 유기물과의 결합력이 커서 토양내에서의 이동성이 작다. 토양중 해리되어 있는 이온은 대부분  $Cu^{2+}$ 이며, 물과 반응하여  $CuOH^+$ 형태로 흡착된다( $Cu^{2+} + H_2O \rightleftharpoons CuOH^+ + H^+$ ).

구리는 서울시 일원 녹지지역에서 1.58~6.84ppm (평균 3.79ppm)으로 조사된 바 있고, 경기도 일원 비오염지역에서 4.28ppm, 도로변에서 7.615ppm으로 조사된 바 있다. 각 조사지점별 농도는 <표 6>과 같다.

표 6. 조사지점별 구리의 평균농도 (단위: ppm)

	A	B	C	D
평균 함량	2.65	2.65	3.08	2.49

5) Ni

니켈은 금속의 마모, 윤활유의 소모에 의해 발생한다. 니켈 역시 다른 중금속과 같이 몇가지 화학적 형태로 토양에 존재하는데, 유기적 결합을 통해 안정된 복합체를 형성하기도 하고 부분적으로 토양내의 음이온

과  $\text{OH}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^-$ 의 순으로 결합하기도 한다. 형태별 존재비율은 Carbonate > Organic > Exchangeable 등의 순으로 나타난다.

니켈은 경기도 일원 비오염지역에서 0.55ppm, 도로변에서 0.606ppm으로 조사된 바 있다. 각 조사지점별 농도는 <표 7>과 같다.

표 7. 조사지점별 니켈의 평균농도 (단위: ppm)

	A	B	C	D
평균 함량	0.71	1.27	0.55	0.53

6) Pb

납은 자동차통행으로 배출되는 대표적인 중금속 중에 하나이다. 주로 가솔린 연료에 첨가된 4에틸납, 4메틸납이 주된 원인이다. 차량으로부터 배출된 납은 주로 가용성인 Pb halide( $\text{PbBrCl}$ ,  $\text{PbCl}_2$ ,  $\text{PbBr}_2$ )의 형태인데, 토양내에 존재하는 음이온, 즉  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$  등과 결합하여 불용성의 염을 형성한다. 또 납은 유기물이나 점토에 흡착되거나 Fe/Mn 산화물과 결합하여 토양내 이동이 크게 억제된다.

납은 서울시 일원 녹지지역에서 2.46~10.43ppm(평균 7.34)으로 조사된 바 있고, 경기도 일원의 비오염지역에서 5.330ppm, 도로변에서 7.896ppm으로 조사된 바 있다. 각 조사지점별 농도는 <표 8>과 같다.

표 8. 조사지점별 납의 평균농도 (단위: ppm)

	A	B	C	D
평균 함량	6.28	6.08	5.66	6.67

7) Zn

아연 역시 연료의 연소, 자동차 타이어의 마모, 유탄유 등의 영향으로 토양에 유입된다. 산성토양에서는  $\text{Zn}^{2+}$ 이 대표적인 형태이고, 알칼리토양에서는  $\text{ZnOH}^+$ ,  $\text{Zn}(\text{OH})_2$ 가 주를 이룬다. 토양내 아연의 존재형태는, (1)수용성 (2)치환성 (3)유기물결합 (4)금속산화물, 점토격자결합 (5)광물형태 등의 5가지로 나눌 수 있다. 존재형태간의 대체적인 비율은 Fe/Mn산화물 > 탄산염 > 유기물결합 > 치환성의 순이다.

아연은 서울시 일원 녹지지역에서 3.99~33.46ppm

(평균 17.32ppm)으로 조사된 바 있고, 경기도 일원의 비오염지역에서 4.450ppm, 도로변에서 4.804ppm등으로 조사된 바 있다. 각 조사지점별 농도는 <표 9>와 같다.

표 9. 조사지점별 아연의 평균농도 (단위: ppm)

	A	B	C	D
평균 함량	8.31	5.47	7.22	5.29

2. 서울로부터의 거리-중금속농도간의 관계

<그림 2>는 각 조사지점(A-D)별 중금속농도를 그래프로 나타낸 것이다. 도로교통량은 서울에서 멀어짐에 따라서 감소하기 때문에, 토양 중금속농도가 교통량의 영향을 받는다면 각 조사지점에서의 중금속농도는 서울에서부터의 거리 증가에 따라 감소할 것이다. 이러한 상관성이 나타나는 지를 보기 위하여 스페어만의 순위상관분석을 실시하였다. 7개 중금속에 대한 각 조사지점의 평균적인 농도순위는  $A > B > C > D$ 로 나

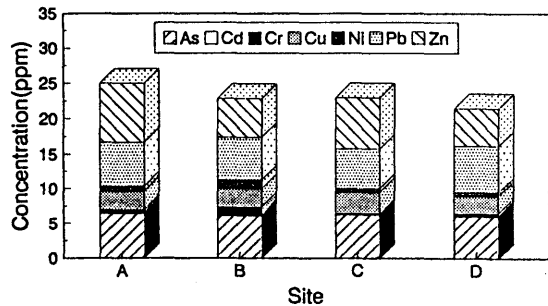


그림 2. 조사지점별 중금속농도 변화

타났다. 각 중금속별 상관계수는 <표 10>과 같다.

표 10. 서울로부터의 거리-중금속농도간의 순위상관계수( $r_s$ )

	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
상관계수	-0.800	-0.949	-	-0.316	-0.800	0.200	-0.800
유의도	0.100	0.025	-	0.342	0.100	0.400	0.100

위의 상관계수는 각 중금속의 농도가 높을 수록 상 위순위를 주고, 서울에서 멀수록 상위순위를 주어 산출

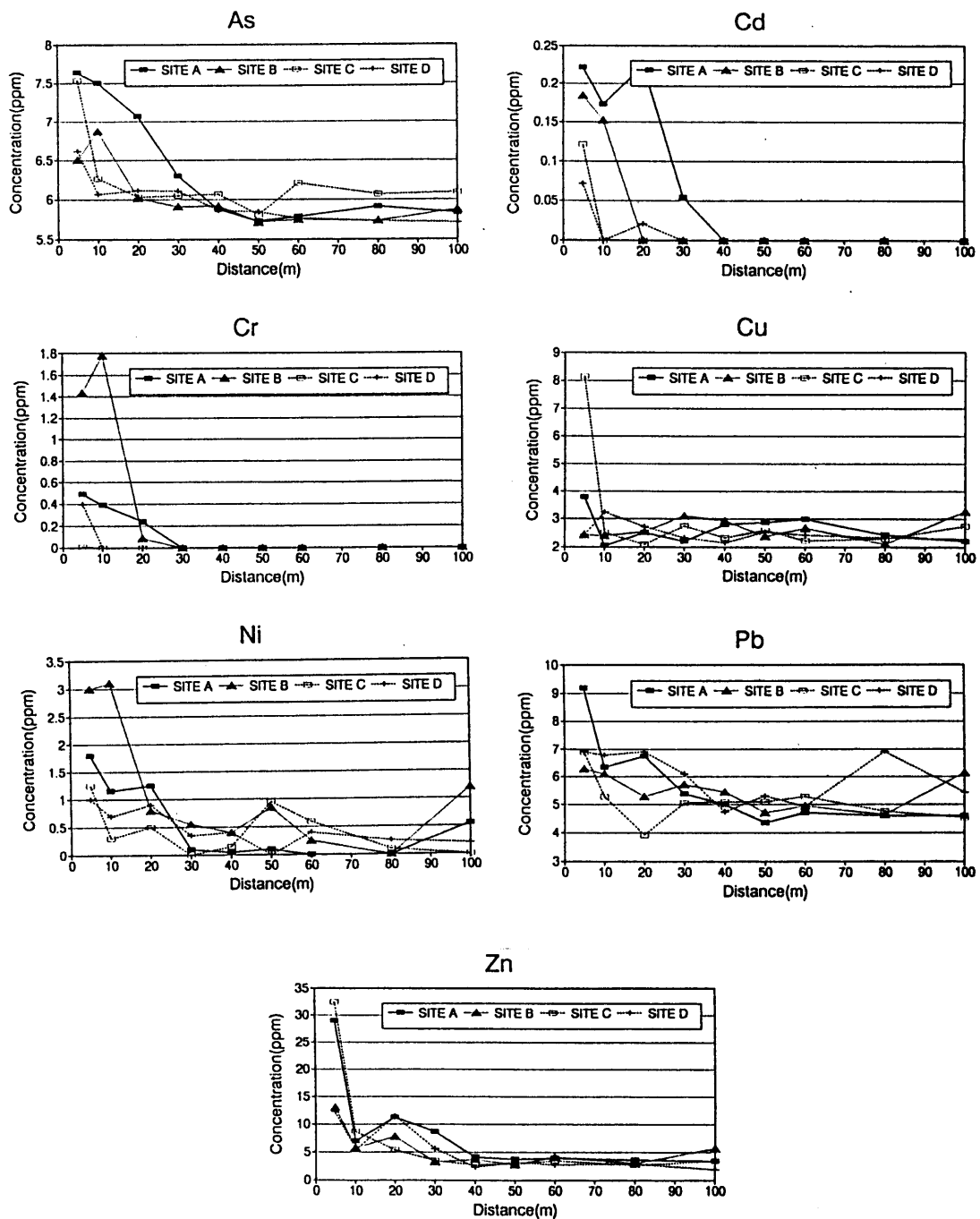


그림 3. 도로로부터의 거리에 따른 중금속농도변화

한 것이기 때문에 서울에서 멀어질수록 중금속의 농도가 낮아진다면 음의 상관을 갖게 된다. 표에서 보듯이 전체적으로 서울에서 멀어질수록 중금속농도가 감소하는 경향을 보였다. 그러나 Cr, Cu, Pb는 상관성이 잘 나타나지 않았다. Cr은 각 조사지점마다 도로로부터 20m이상의 거리에서는 검출되지 않아, 일정한 경향을 나타낼만한 시료수에 이르지 못한 것으로 판단된다. 또 Cu와 Pb는 다른 중금속들에 비해 토양과의 결합력이 강하다. 따라서 대부분이 유기물이나 점토와 강하게 결합하고 있어서, 치환성 이온농도에서의 경향이 크게 나타나지 않은 것으로 판단된다.

### 3. 도로로부터의 거리에 따른 중금속 농도분포

도로변의 토양이 차량통행으로 인한 중금속에 영향을 받는다면 도로로부터의 거리에 따라 토양내 중금속의 축적량이 감소할 것이다. 본 연구에서는 이러한 영향을 파악하기 위해서 각 조사지점마다 <5m, 10m, 20m, 30m, 40m, 50m, 60m, 80m, 100m 거리에서 중금속농도를 측정하였다. <그림 3>은 도로로부터의 거리에 따른 중금속농도를 조사지점별로 나타낸 것이다.

비소는 도로로부터의 거리증가에 따라 농도가 감소하여 약 40m거리에서 수렴하는 경향을 보였다. 카드뮴과 크롬은 매우 제한된 범위에서만 영향을 받는 것으로 나타났다. 특히 서울에서 가장 먼 조사지점인 C지점과 D지점에서는 5m이상 거리에서 거의 검출되지 않았다. A와 B지점에서는 20~30m거리까지 이들 중금속이 검출되었으나 그 이후로는 전혀 검출되지 않았다. 박청길 등(1985)의 연구에서도 카드뮴 농도가 25m거리에서 크게 줄어든 것으로 나타나, 본 연구결과와 유사한 결과를 보여주었다.

구리는 도로로부터 10m거리까지 영향이 나타났고, 그 이후로는 큰 변동을 나타내지 않았다. 1985년에 국도주변을 대상으로 한 박청길 등의 연구결과에 의하면, 도로로부터 25m거리까지는 구리의 농도가 현저히 떨어졌으나 50m이후에는 변화가 거의 없었다. 이 연구는 거리간격을 25m로 하였기 때문에 본 연구결과와는 직접 비교하기 힘들지만, 본 연구지역에서 구리의 영향권은 그와 비교할 때 상대적으로 도로에서 가깝게 나타났다.

니켈 농도는 거리증가에 따라 감소하여 약 30m 거

리에서 수렴하는 경향을 보였다. 도로변토양에서 나타나는 니켈의 영향권에 대한 보고는 없는 형편이나, 다만 외국의 경우 표층토양에서 약 10m로 조사된 바 있다(Lagerwerff & Specht, 1970).

납은 조사지점에 따라 영향권의 범위가 조금씩 다르게 나타났으나 대체적으로 30~50m범위에서 수렴하는 경향을 보였다. 박청길 등(1985)의 연구결과에 의하면 납은 25m에서 50m거리로 가면서 농도가 감소하였고 그 이후로는 변화가 없다고 하여 본 연구와 유사한 결과를 보여 주었다. 그러나 70년대에 행해진 박승희(1979)의 연구에 의하면 납의 영향이 도로로부터 5m 이상에서는 나타나지 않는다고 하였고, 최근 고속도로와 국도변 논 토양을 대상으로 한 연구(이석준, 김장익, 1991)에서도 거리에 따른 차이를 보이지 않는다고 보고한 바 있다. 또 이러한 결과에 대한 원인으로서는 경운, 관개, 객토 등 경작활동에 의한 교란을 들고 있다. 따라서 경작활동이 없는 본 연구지역에서의 결과와는 차이를 보일 수 있다.

아연은 도로로부터의 거리증가에 따른 농도감소가 급격하게 나타났다. 아연의 농도는 도로로부터 10m거리에서 급격히 감소하여 40m까지 나타나고 있으며, 그 이후로는 거의 변화가 없었다. 이 결과는 박청길 등(1985)에 의한 연구결과와는 대조적이다. 이들의 연구에서는 거리별 농도변화가 잘 나타나지 않았다. 이러한 결과는 납의 경우에서처럼 경작활동에 의한 교란의 영향으로 판단된다.

각 중금속의 농도는 도로로부터의 거리에 따른 변화 경향을 나타냈는데, 이러한 결과를 거리와 농도간의 상관관계로 살펴보았다. 각 중금속별로 피어슨의 단순상관계수(r)와 스페어만의 순위상관계수( $r_s$ )를 산출한 결과 전체적으로 음의 상관을 나타내었다. 즉 거리가 멀어질수록 중금속농도는 감소하는 경향이 나타났다. 중금속별로 전체적 경향을 보면, As> Zn> Ni> Pb> Cu의 순으로 거리요인의 영향이 강하게 나타났고, Cd과 Cr은 20~30m이내에서만 검출되었다.

### 4. 중금속간의 상관관계

본 연구지역에서 조사한 중금속간의 상관관계를 <표 11>에 나타내었다. Cd과 Cr은 도로에서 5m내 거리 혹은 20~30m거리에 국한하여 검출되었기 때문



에 상관관계분석에서는 제외시켰다.

표 11. 중금속 상호간의 상관관계

	As	Cu	Ni	Pb	Zn
As	1.000				
Cu	0.454*	1.000			
Ni	0.603**	0.174	1.000		
Pb	0.691**	0.370	0.552**	1.000	
Zn	0.801**	0.742**	0.487*	0.712**	1.000

\* 양측검정 유의도, \* :  $p < 0.01$ , \*\* :  $p < 0.001$

<표 11>에서 나타나듯이 대부분의 중금속들이 상호간에 유의한 상관성을 가지고 있었다. 이러한 결과는 도로변 토양내의 중금속축적이 일정한 오염원, 즉 차량 통행에 기인하고 있음을 반영해 주는 것이라 할 수 있다<sup>4)</sup>.

#### IV. 토양의 물리화학적 성질과 중금속농도간의 관계

##### 1. 물리적 성질과 중금속 농도간의 관계

토양의 물리적 성질로는 입경분포, 수분함량, 토양가비중 등을 조사했는데, 이들과 중금속 농도간의 상관관계를 살펴보았다.

중금속농도와 입경분포와의 관계를 보면, 모래함량과는 양의 상관성을 보이고 있고 미사·점토함량과는 음의 상관성을 보인다. 일반적으로 점토성분은 토양내의 양이온을 끌어당기는 힘을 가지고 있고, 유기물과 잘 결합하기 때문에 양이온인 중금속이온을 토양내에 머무르게 하는 역할을 한다. 따라서 점토함량과 토양 중금속농도는 일반적으로 양의 상관성을 갖게 된다. 그러나 본 연구에서는 약한 음의 상관성을 나타냈는데, 이것은 토양내 중금속의 존재형태와 관련이 있다. 즉 점토-유기물 복합체(clay-humus complex)에 강하게 결합되거나 점토광물의 격자구조에 고정될 경우는 쉽게 치환되거나 추출되기 힘들다. 따라서 이러한 결합형태가 많을수록 치환성 혹은 가용성 중금속의 농도는 감소하게 된다.

상관관계분석 결과 점토는 유기물함량과 양의 상관( $r=0.460$ )을 나타냄으로써 본 연구에서도 이러한 이유 때문에 전체적으로 점토와 치환성 중금속이온농도간에

음의 상관성을 보인 것으로 생각된다. 또 본 연구지역 토양의 점토함량은 비교적 낮은 편이고, 거리에 따른 변화도 크지 않기 때문에 점토에 의한 영향이 크게 나타나지 않았다.

수분함량과 중금속농도는 약한 음의 상관성을 나타내었다. 토양의 수분은 토양내의 탄산가스와 반응하여 산성물질을 만들어서 토양의 산성화에 기여하게 된다. 토양이 산성화되면 토양중  $H^+$ 의 농도가 증가하여 양이온과 치환작용을 하게 된다. 이러한 수소이온의 치환작용으로 인하여 토양의 양이온들은 용탈되기 쉬운 상태가 된다. 그러나 수분함량은 토양이 미립질일수록 높아지기 때문에, 높은 수분함량은 용탈을 억제하는 조건이 되기도 한다. 본 연구에서도 수분함량은 모래함량과 음의 상관( $r=-0.4474$ )을 나타냈고, 미사·점토함량과는 양의 상관( $r=0.3322$ ,  $r=0.5679$ )을 나타냈다.

토양가비중과 중금속농도간에도 매우 약한 음의 상관성이 나타났다. 토양가비중은 일반적으로 토성, 토양구조를 반영하는 지표가 되는데, 본 연구에서 토양가비중은 큰 영향을 미치지 않는 것으로 나타났다.

##### 2. 화학적 성질과 중금속농도간의 관계

토양의 화학적 성질로는 산도, 치환성 양이온, 유기물, 질산염 등을 조사하였다. 치환성 양이온(Ca, K, Mg, Na)의 함량은 중금속농도와 매우 유의한 상관성을 보여주었다. 치환성 양이온은 이온교환작용을 통하여 토양의 화학적 특성에 큰 영향을 주게 되는데, 특히 수소이온과의 치환을 통하여 토양의 산도(pH)를 결정하는 요인이 된다. 본 연구에서도 치환성 양이온은 pH와 높은 상관성을 나타냈다.

pH는 토양내 이온의 이동을 크게 제약하는 요인인데, pH가 높아질수록 이온의 이동은 느려진다. 따라서 중금속이온의 토양내 이동도 pH에 의해 크게 영향받는다. 본 연구결과에서도 중금속의 농도는 pH와 모두 큰 상관성을 보였다. 결국 치환성 양이온의 함량이 높을수록 pH도 높아지고, 토양내 중금속의 이동은 제약되어 토양에 흡착되는 이온의 양이 많아지게 된다. 반대로 pH가 낮아질수록 중금속의 용해도가 높아져 토양내 이동이 자유로워진다.

본 연구에서 pH는 다른 화학적 성질에 비해 중금속 농도와의 상관성이 높게 나타나 토양내 중금속 축적과정

에서 가장 중요한 요인으로 파악되었다. 토양 pH와의 상관관계는, As가  $r=0.893$ , Cd이  $r=0.662$ , Cr이  $r=-0.172$ , Cu가  $r=0.534$ , Ni이  $r=0.560$ , Pb이  $r=0.615$ , Zn이  $r=0.805$ 로서 pH의 영향을 크게 받는 중금속은  $As > Zn > Cd > Pb > Ni > Cu > Cr$ 의 순으로 나타났다.

유기물함량은 중금속농도와 매우 낮은 상관관계를 나타냈다. 유기물함량과 높은 상관관계를 보인 것은 모래·미사·점토함량이었으며, 그밖에 비교적 상관성이 높은 것은 Mn이온, pH 등이었다. 모래함량·pH와는 음의 상관, 미사·점토함량·Mn이온과는 양의 상관을 각각 나타냈다. 결국 유기물은 유기산의 작용으로 토양 산도를 높이는 역할을 하였고, Mn, 점토 등과 결합하여 중금속을 고정시켜 치환성 중금속이온의 비율을 낮추는 데에 기여한 것으로 판단된다.

질산염은 중금속농도와 약한 음의 상관을 나타냈고, pH와도 약한 음의 상관을 나타냈다. 반면에 수분함량과는 비교적 높은 상관을 나타냈다( $r=0.552$ ,  $p < 0.001$ ). 토양이 조립질일수록 수분함량은 감소하기 때문에, 질산염은 비교적 조립질인 본 연구지역의 토양에서 쉽게 용탈되어 토양산도에 큰 영향을 주지 못한 것으로 판단된다. 또 질산염의 농도가 높게 나타나지 않았고, 도로로부터의 거리에 따른 변화도 나타나지 않았기 때문에 자동차의 영향으로 보기 힘들다.

## V. 결론

본 연구는 차량 통행으로 인해 발생하는 토양오염의 패턴을 살펴보기 위해 서울-문산간 국도변의 녹지토양을 대상으로 중금속농도를 조사하였다. 각 조사지점에서는 차량의 영향을 파악하기 위하여 도로로부터의 거리에 따라 토양 시료를 채취하였다. 그리고 각 토양 시료의 물리적·화학적 성질을 분석하여 중금속농도와 상관관계를 살펴보았다.

입도분석결과 A지점은 사양토(sandy loam), B지점은 양토(loam), C지점은 양토(loam), D지점은 미사질 양토(silty loam)로 나타났다. 중금속의 이동과 관련된 점토의 거리별 함량변화는 크지 않았고, 일정한 경향도 나타나지 않았다. 점토와 중금속농도는 전체적으로 음의 상관을 나타냈는데, 이는 점토가 유기물과 복합체를

형성하여 중금속과 강하게 결합함으로 해서 치환성 중금속의 농도를 상대적으로 감소시킨 것으로 판단된다.

토양수분은 중금속농도와 약한 음의 상관을 보였다. 수분은 토양의 탄산가스과 반응하여 토양산성화에 기여함으로써 중금속이온을 이동하기 쉽게 만들지만, 수분함량이 높은 미립질 토양에서는 이온용탈이 일어나기 힘들다. 따라서 수분함량 자체가 중금속농도에 직접적인 영향을 미쳤다고 보기는 힘들다. 토양가비중은 일반적으로 토성, 토양구조와 관련을 갖고 있으나, 본 연구에서 토양가비중은 큰 영향을 미치지 않는 것으로 나타났다.

조사지점 전체의 중금속 평균농도는 As가 6.16ppm, Cd이 0.13ppm, Cr이 0.47ppm, Cu가 2.72ppm, Ni이 0.77ppm, Pb이 6.17ppm, Zn이 6.57ppm으로 나타났다. 이 농도는 경기도 일원 비오염지역에서 조사된 치환성 중금속농도, 즉 0.2ppm(As), 0.12ppm(Cd), 0.45ppm(Cr), 4.28ppm(Cu), 0.55ppm(Ni), 5.33ppm(Pb), 4.45ppm(Zn)에 비해 높은 값이다.

이러한 결과를 서울로부터의 거리와 순위상관분석을 한 결과, 7개 중금속의 전체적 농도 순위는  $A > B > C > D$ 로서, 서울에서 멀어짐에 따라 토양 중금속농도가 감소하는 경향을 보였다. 각 중금속별로 살펴본 결과, 비교적 상관성이 높게 나타난 것은 As, Cd, Ni, Zn이었고, Cr, Cu, Pb은 상관관계가 잘 나타나지 않았다.

토양 중금속농도를 도로로부터의 거리별로 살펴본 결과 구리는 약 10m거리까지 영향이 나타났고, 비소는 40m, 카드뮴과 크롬은 20~30m, 니켈은 30m, 납은 30~50m, 아연은 40m로 각각 나타났다. 이러한 거리의 영향은  $As > Zn > Ni > Pb > Cu$ 의 순으로 강하게 나타났고, Cd과 Cr은 20~30m거리 이내에서만 검출되었다.

중금속농도와 치환성 양이온, 그리고 pH가 서로 매우 높은 상관관계를 나타낸 것으로 보아 토양 중금속 축적과정에서 가장 중요한 요인으로 작용한 것은 산도로 판단된다. 토양산도와와의 관계는 As가  $r=0.893$ , Cd이  $r=0.662$ , Cr이  $r=-0.172$ , Cu가  $r=0.534$ , Ni이  $r=0.560$ , Pb이  $r=0.615$ , Zn이  $r=0.805$ 로서 pH의 영향을 크게 받는 중금속은  $As > Zn > Cd > Pb > Ni > Cu > Cr$ 의 순으로 나타났다.

유기물함량과 질산염은 중금속농도와 약한 음의 상관관을 나타냈다. 유기물은 유기산의 형성으로 토양산도를 높여 중금속의 이동을 쉽게 함으로써 토양에 흡착된 중금속이온의 농도를 낮춘 것으로 보인다. 질산염은 토양산성화에 기여하는 요인이지만 조립질 토양에서는 쉽게 용탈되어 그 농도가 높게 나타나지 않았다.

본 연구는 도로변 토양오염에 영향을 주는 요소로 거리, 교통량, 토양의 물리화학적 성질 등을 분석하였다. 그러나 이것은 1개 노선의 도로를 대상으로 한 것이기 때문에 연구결과를 일반적으로 적용시키기 어렵다. 더욱이 토양은 모재, 기후 등에 따라 그 성질이 다르고, 도로의 연령, 풍향에 따라 토양오염의 패턴도 달라질 수 있다. 따라서 추후 연구에서는 이러한 요인들의 영향을 고려하여, 보다 넓은 범위에서의 분석이 이루어져야 할 것으로 본다.

< 註 >

1) 유태철, 1994, 수도권 지역에서 산성 강하물에 의한 리기다소나무림 쇠퇴의 기구와 회복, 서울대학교 대학원 박사학위 논문, p. 49. 도심~10km; 평균 5.7%, 10~20 km; 평균 5.6%, 20~60km; 평균 6.8%.

2) Gilliam, F.S., 1991, "Ecosystem-level significance of acid forest soils," in *Plant-soil interactions at low pH*(Wright, R. J. et al. (ed.)), 187-195.

3) 김홍제, 김연우, 이정자 등, 1986, "서울시 일원의 토양 중금속 오염도 조사," 서울특별시 보건환경연구소보, 제22권, 168-173.  
조규송, 오조교, 이진경 등, 1992, "농경지 토양의 중금속 함유량 조사연구," 경기도 보건환경 연구소보, 제6권, 219-228.

4) Hewitt, C.N. & G.B.B. Candy, 1990, "Soil and street dust heavy metal concentrations in and around Cuenca, Ecuador," *Environmental Pollution*, 63, 129-136.

< 參考文獻 >

김교봉, 황동진, 성시경, 손병목, 이정자, 박상현, 1985, "서울시 일원의 토양 중금속오염도 조사(II)," 서울

특별시 보건환경연구소보, 제21권, 128-135.

김홍제, 김연우, 이정자, 성시경, 최한영, 이승주, 박상현, 1986, "서울시 일원의 토양 중금속 오염도 조사," 서울특별시 보건환경연구소보, 제22권, 168-173.

박승희, 1979, "원자흡광법에 의한 고속도로변 농경지 토양중의 납함량분석에 관한 연구," 대한식물보호학회지, 제18권, 제1호, 43-48.

박청길, 이군자, 유선재, 1985. "道路邊 隣接 土壤中の 납, 카드뮴, 아연 및 구리의 含量分布 特性," 대한환경공학회지, 7, 37-42.

서윤수, 문화회, 김인기, 김학엽, 전성환, 지달현, 1982, "토양중의 중금속 자연함유량에 관한 조사," 국립환경연구소보, 제4권, 189-198.

유순호. 1991. "한국의 토양오염 현황과 미래전망," 21세기 한국의 수질, 대기, 해양, 토양의 오염 및 폐기물의 문제에 관한 현황과학과 미래전망(21세기 위원회).

유태철, 1994, 首都圈 地域에서 酸性 降下物에 의한 리기다소나무林 衰退의 機構와 回復, 서울대 대학원 생물학과 박사학위논문.

이석준, 김장억, 1991, "道路邊에 隣接한 農耕地 土壤 및 作物體中の 鉛汚染," 대한환경농학회지, 10, 1-10.

조규홍, 오조교, 이진경, 오문석, 김영빈, 임한수, 1992, "농경지 토양의 중금속 함유량 조사연구," 경기도 보건환경연구소보, 제6권, 219-228.

현해남, 1989, pH 및 Eh가 답토양중 중금속의 형태변화 및 수도 흡수에 미치는 영향, 서울대 대학원 농화학과 박사학위논문.

Adriano, D.C., 1986, *Trace Elements in the Terrestrial Environment*, Springer-Verlag New York Inc.

Albasel, N. & A. Cottenie, 1985, "Heavy metal contamination near major highways, industrial and urban areas in Belgian grassland," *Water, Air, and Soil Pollution*, 24, 103-109.

ASA, 1965, *Methods of Soil Analysis Part I: Physical and Mineralogical Properties*, American Society of Agronomy, Inc., Publisher.

- Aubert, H. & M. Pinta, 1977, *Trace elements in soils*, Elsevier Scientific Publishing Co., Amsterdam.
- Billett, M.F., E.A. Fitzpatrick & M.S. Cresser, 1991, "Long-Term Changes in the Cu, Pb, and Zn Content of Forest Soil Organic Horizons From North-East Scotland," *Water, Air, and Soil Pollution*, 59, 179-191.
- Bolt, G.H. & M.G.M. Bruggenwert (ed.), 1978, *Soil Chemistry - A. Basic Elements*, Elsevier Scientific Publishing Co.
- Chow, T.H., 1970, "Lead accumulation in roadside soil and grass," *Nature*, 225, 295-296.
- Craul, P.J., 1992, *Urban Soil in Landscape Design*, John Wiley & Sons.
- Daines, R.H., H. Motto & D.M. Chilko, 1970, "Atmospheric Lead: Its relationship to traffic volume and proximity to highways," *Environmental Science & Technology*, 4, 318-322.
- Elliott, H.A., M.R. Liberati & C.P. Huang, 1986, "Competitive adsorption of heavy metals by soils," *J. Environ. Qual.*, 15, 214-219.
- Francek, M.A., 1992, "Soil lead levels in a small town environment: a case study from Mt Pleasant, Michigan," *Environmental Pollution*, 76, 251-257.
- Garcia-Miragaya, J., S. Castro & J. Paolini, 1981, "Lead and Zinc levels and chemical fractionation in road-side soils of Caracas, Venezuela," *Water, Air, and Soil Pollution*, 15, 285-297.
- Gilliam, F.S., 1991, "Ecosystem-level significance of acid forest soils," in *Plant-soil interactions at low pH*(Wright, R.J. et al. (ed.)), 187-195.
- Greenland, D.J. & M.H.B. Hayes, 1981, "Soil processes," in *The Chemistry of Soil Processes*, (Greenland, D.J. & M.H.B. Hayes(ed.)), John Wiley & Sons).
- Hamilton, R.S. & R.M. Harrison(ed.), 1991, *Highway Pollution*, Elsevier.
- Harrison, R.M., D.P.H. Laxen & S.J. Wilson, 1981, "Chemical associations of Lead, Cadmium, Copper, and Zinc in street dust and roadside soils," *Environmental Science & Technology*, 15, 1378-1383.
- Harrison, R.M. & D.P.H. Laxen, 1981, *Lead Pollution - cause and control*, Chapman and Hall
- Harter, R.D., 1983, "Effect of soil pH on adsorption of lead, copper, zinc, and nickel," *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 47, 47-51.
- Hewitt, C.N. & G.B.B. Candy, 1990, "Soil and street dust heavy metal concentrations in and around Cuenca, Ecuador," *Environmental Pollution*, 63, 129-136.
- Ho, Y.B. & K.M. Tai, 1988, "Elevated levels of Lead and Other metals in roadside soil and grass and their use to monitor aerial metal depositions in Hong Kong," *Environmental Pollution*, 49, 37-51.
- Korte, N.E., J. Skopp, W.H. Fuller, E.E. Niebla & B.A. Alesii, 1976, "Trace element movement in soils: Influence of soil physical and chemical properties," *Soil Science*, 122, 350-359.
- Lagerwerff, J.V. & A.W. Specht, 1970, "Contamination of roadside soil and vegetation with Cadmium, Nickel, Lead, and Zinc," *Environmental science & Technology*, 4, 583-586.
- Levy, D.B., K.A. Barbarick, E.G. Siemer & L.E. Sommers, 1992, "Distribution and Partitioning of Trace Metals in Contaminated Soils near Leadville, Colorado," *J. Environ. Qual.*, 21, 185-195.
- Mattigod, S.V. & A.L. Page, 1983, "Assessment of pollution in soils," in *Applied Environmental Geochemistry*(Thornton, I. (ed.)).
- Miller, R.W. & R.N. Donahue, 1990, *Soils*, Prentice-Hall, Inc.
- Motto, H.L., R.H. Daines, D.M. Chilko & C.K.

- Motto, 1970, "Lead in soils and Plants : Its relationship to traffic volume and proximity to highways," *Environmental Science & Technology*, 4, 231-237.
- Page, A.L. & T.J. Ganje, 1970, "Accumulations of Lead in soils for regions of high and low vehicle traffic density," *Environmental science & Technology*, 4, 140-142.
- Purves, D., 1985, *Trace-Element Concentration of the Environment*, Elsevier Science Publishers.
- Ratcliffe. J.M., 1981, *Lead in Man and the Environment*, Ellis Horwood Ltd.
- Reuss, J.O. & D.W. Johnson, 1986, *Acid Deposition and the Acidification of Soil and Waters*, Springer-Verlag.
- Rodriguez, M. & E. Rodriguez, 1982, "Lead and Cadmium Level in Soil and Plants Near Highways and Their Correlation With Traffic Density," *Environmental Pollution*, 4, 281-290.
- Singer, M.J. & L. Hanson, 1969, "Lead accumulation in soils near highways in the twin cities metropolitan area," *Soil Sci. Soc. Ame. Proc.*, 33, 152-153.
- Solomon, R.L. & J.W. Hartford, 1976. "Lead and Cadmium in dusts and soils in a small urban community," *Environmental science & Technology*, 10, 773-777.
- Thornton, I.(ed.), 1983, *Applied Environmental Geochemistry*, Academic Press.
- Trudgill, S.T., 1988, *Soil and Vegetation Systems*, Oxford University Press.
- Vernet, J.P.(ed.), 1991, *Heavy Metals in the Environment*, Elsevier Science Publishers.
- Ward, N.I., R.R. Brooks & E. Roberts, 1977, "Heavy-Metal Pollution from Automotive Emissions and Its Effect on Roadside Soils and Pasture Species in New Zealand," *Environmental Science & Technology*, 11, 917-920.
- Yassoglou, N., C. Kosmas, J. Asimakopoulos & C. Kallianou, 1987, "Heavy metal contamination of roadside soils in the Greater Athens Area," *Environmental Pollution*, 47, 293-304.

## Pollution of Roadside Soils in Suburban Area of Seoul

### Sun-Yob Park\*

#### Summary

This study was carried out to investigate the pollution pattern of roadside forest soils originated by vehicle exhausting. The concentrations of exchangeable heavy metals, As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn are analyzed for 4 sites along Seoul-Munsan national highway.

Samples were collected with stainless trowel at depth of 0~10cm from surface soils. At each site, samples were also taken at distances of <5, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 80, 100m from the road to investigate the effect of distance. And the physical & chemical properties of soils were analyzed to investigate the relationship with the contents of heavy metals.

The result of size analysis showed that soil samples were classified as sandy loam in site A, loam in site B and C, silty loam in site D.

Soil water contents had weak negative relationship with heavy metal contents. Soil water interacts with carbonic acid, and so contributes to soil acidification. But nutrients leaching does not take place easily in fine texture soil with high water content. So, it is not reasonable to insist that water content itself affects the heavy metal levels directly.

Soil bulk density generally relates to soil texture, soil structure. But bulk density didn't affect soil properties in this study.

Average heavy metal contents of all samples were 6.16ppm for As, 0.13ppm for Cd, 0.47ppm for Cr, 2.72ppm for Cu, 0.77ppm for Ni, 6.17ppm for Pb, 6.57ppm for Zn.

Heavy metal content was correlated with distance from Seoul. The average heavy metal levels decreased with the distance from Seoul. This relationship show that the traffic density affects the contamination of roadside soils.

Accumulations of heavy metals seem to take place up to a distance of 10m for Cu, 40m for As, 20~30m for Cd and Cr, 30m for Ni, 30~50m for Pb, 40m for Zn respectively.

Heavy metal contents, exchangeable cations, and pH had high positive relationships one another. Therefore, soil pH seems to be the most significant factor of heavy metal accumulation processes. Soil pH has strong relationship with heavy metals in the order of As> Zn> Cd> Pb> Ni> Cu> Cr.

Organic matter and nitrate had weak negative relationships with heavy metal contents. Organic matter produces organic acid and contributes to soil acidification. So, it seems that metal ions move easily and adsorbed metal ions concentrations decrease. Nitrate didn't affect ion concentrations in this study, because nitrate leaches easily in coarse texture soils.

**Key Words** : roadside soil pollution, forest soil, exchangeable heavy metal contents, physical & chemical properties of soils.

---

\* Graduate Student, Seoul National University