

전주시 도로변 퇴적물의 중금속 오염 특성

조 규 성*

전북대학교 과학교육학부, 561-756 전북 전주시 덕진구 덕진동 664-14

Characteristics of Heavy Metal Pollution in Contaminated Roadside Sediments in Jeonju City, Korea

Kyu-Seong Cho*

Division of Science Education, Chonbuk National University, Jeonju 561-756, Korea

Abstract: To study characteristics of the heavy metal pollution, sediment samples were collected at 67 sites on the roadside of Jeonju city during summer and winter, 2002. The total concentration of metals including Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, and Mn in the sediment samples were determined. The results indicate that the roadside sediments in Jeonju city have lower (1/2 to 1/7 times) concentrations of Zn, Cu, Pb and Cd than the metal concentrations previously reported for roadside soil, dust and sewage sludges in Seoul. However, the metal concentrations are higher than environmental quality criteria in soil suggested from several countries, and Zn, Cu, Pb and Cd contents are usually 2-7 times higher than the world average contents of the metals in natural soil. Although pollution index and concentrations of Cr, Ni, Pb and Zn in the roadside sediments at industrial area were usually higher than those of downtown and residential area, the metal concentrations in downtown and residential area showed similar trend. Certain areas in downtown and residential area having small vehicle- and steel-related industries had high concentrations of metals. The results of chemical partitioning analysis showed that Pb, Zn and Mn are mainly associated with carbonate/adsorbed and Fe-Mn oxide phases but that Cu is largely associated with the organic and sulfide fractions. It thus indicates that both large and small (vehicle- and steel-related) industries are main sources of heavy metal contamination. Due to high solubility of the carbonate phases by natural leaching episodes, the carbonate/adsorbed Cd, Co, Ni, Pb, Zn and Mn in the roadside sediments may serve as a potential source of contamination.

Keywords: heavy metal pollution, roadside sediment, Jeonju

요약: 전주시 도로변 퇴적물의 중금속 오염을 평가하고 특성을 알기 위해 2002년 여름과 겨울 두 차례에 걸쳐 67곳에서 134개의 시료를 채취했다. 이를 시료를 Thompson and Wood (1982)와 Tessier et al. (1979)의 방법으로 화학처리한 후 Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Mn등의 원소를 분석했다. 전주 도로변 퇴적물에 함유된 Zn, Cu, Pb, Cd의 함량은 서울의 도로변 토양, 먼지, 하수 슬러지에 함유된 것 보다 낮지만 세계 여러 나라에서 제시하는 토양 중 환경기준값을 초과했으며 자연 토양 중의 함량 보다 2-7배 초과한 값이다. 산업지역, 상업지역, 주거지역으로 구분해 분석한 결과 전반적으로 산업지역에서의 중금속 함량이 약간 높고(특히 Cr, Ni, Pb, Zn) 오염지수도 높다. 상업지역과 주거지역간의 중금속 오염 정도는 비슷하며 산업지역이 아니라도 특정 금속 가공업체나 자동차 정비 관련 업체가 위치해 있는 곳은 오염이 심하다. 연속추출 결과 중금속 원소의 존재 형태는 Pb, Zn, Mn 등은 주로 탄산염 광물과 수반되거나 Fe-Mn산화물과 수반된 형태로 존재하고, Cu는 유기물과 함께 존재하는 비율이 높다. 그러나 전체적으로 규산염광물과 수반된 형태로 존재하는 비율이 50% 이상을 차지한다. 따라서 서울 지역에 비해 인위적 오염의 정도가 낮은 편이지만, Cd, Co, Ni, Pb, Zn, Mn 등의 원소가 탄산염 형태로 존재하는 비율이 높기 때문에 오염원으로서의 가능성이 높다.

주요어: 전주시, 도로변 퇴적물, 중금속 오염

*E-mail: earthcho@chonbuk.ac.kr

Tel: 82-63-270-2805

Fax: 82-63-270-2802

서 론

인간의 산업활동과 교통량의 증가 등 다양한 오염원에 의해 도시 환경은 중금속 오염에 쉽게 노출되어 있으면서도 이에 대한 관심이 부족하다. 중금속은 소량으로도 인체의 건강에 미치는 영향이 크기 때문에 도시 환경의 중금속 오염 정도를 조사 평가하는 일은 중요하다. 우리나라는 주로 서울과 수도권 도시에서 도로변 퇴적물에 대한 오염 평가가 이루어졌지만 지방 소도시에 대한 조사 연구는 충분히 이루어지지 못하고 있다. 오염양상을 총체적으로 파악하기 위해 하천으로 유입된 오염물질의 흔적이 집적되어진 퇴적물의 연구는 Salomons and Eysink (1981), Yeats and Bewers (1982), Prusty et al. (1994), Calmano and Frstner (1996), Lee (1985), 최만식 등 (1996), 조영길과 김주용 (1998) 등에 의해 연구되었다. 도시화 및 산업화로 인해 그 지역에서 나타나는 인위적인 오염원에 의한 토양과 분진의 중금속 오염에 관한 연구는 Thornton et al. (1985), Fergusson et al. (1986), Culbard et al. (1988), Thornton (1990), Li et al. (2001), Fakayode and Olu-Owolabi (2003), 박 청길 등 (1985), 김홍재 등 (1986), 전효택과 최원주 (1992), 김주용과 전효택 (1993), Chon et al. (1995, 1998), 변희옥 등 (1996), 전효택과 안주성 (1996), 배윤진 등 (1998), 조규성 (2000), Kim et al. (2003) 등에 의해 이루어진 바 있다. 그리고 최근에 Yun et al. (2000), 이평구 등 (1999, 2001)에 의해 서울시 도로변 퇴적물에 대한 오염 평가 및 빗물받이에서 채취한 하수 슬러지와 우수관 퇴적물의 중금속 오염 평가가 실시된 바 있다. 그러나 전주시에 대해 이와 같은 연구는 아직까지 이루어지지 않았다.

전주시는 전라북도 도청 소재지로서 인구의 유입이 계속되고 있고, 지속적인 도시화, 산업화가 진행되고 있다. 신시가지가 조성되고 있고, 도시 공단이 추가되고 있으며, 교통량이 늘어나고 있다. 대도시 지역의 공기중 미세한 입자로 부유된 먼지와 도로에 퇴적되어 있는 퇴적물은 중금속과 독성 유기물질에 오염되어 있다(Yun et al., 2000). 이는 대도시 지역의 대기오염의 원인이 되는 것은 물론이고 하천을 오염시킨다.

따라서 이 연구에서는 전라북도 전주시 지역의 도로변 퇴적물에 함유된 중금속을 분석해 평가하고, 도로주변의 환경과 관련된 중금속 오염의 지역적 특성

과 중금속원소의 지화학적 특징을 밝히고자 하였다. 전주시 주요 도로 변에 있는 퇴적물을 채취해 화학 분석한 자료를 토대로 도로변에 쌓여있는 퇴적물에 함유된 중금속의 함량을 조사해 오염의 정도를 평가하고, 도로 주변의 산업활동 및 경제 활동과 관련된 중금속 오염의 지역적인 특성을 규명하고자 하였다. 서울 및 수도권에서 조사된 선행 연구 결과와 비교하고 세계의 여러나라에서 제시하고 있는 토양의 환경기준값과 자연 토양 중의 평균함유량에 비추어 평가했다. 특히 Cd, Cu, Pb 및 Zn 등의 원소들을 결합시켜 복합된 오염양상을 설명하는 오염지수(pollution index)를 구해 토양에 중금속 오염 허용기준치들과 비교해 평가했다. 연속추출 자료를 이용하여 광물 표면에 흡착, 광물형태로 침전, 탄산염 광물, 산화광물 및 황화광물 등과 공동침전, 퇴적물 중 유기물과 결합, 기타 규산염 광물의 입자격자 사이에 수반된 상태로 존재하는 량이 얼마나 되는지를 알아보았다. 또한 퇴적물에 함유된 중금속의 존재 형태별 특징과 원소별로 인위적인 오염의 정도를 알아보았다.

시료 채취 및 화학 분석

전주시 지역의 도로변, 노면에 쌓인 토양과 먼지 등의 퇴적물 시료를 67개 장소에서 여름(2002년 6월)과 겨울(2002년 12월)에 각각 채취함으로써 총 134개의 시료를 준비했다. 시료 채취는 산업지역(팔복동 공단)에서 20곳, 상업지역(중앙동, 팔달로, 백제로)에서 35곳, 주거지역(아중리, 송천동 아파트 단지)에서 12곳을 선정해 계절별로 67개씩 채취했다. 시료채취 지점은 Fig. 1에 표시했다. 채취한 퇴적물은 100 mesh 체로 여과하여 50°C에서 2일 동안 건조한 후 화학처리 하였다. 화학분석은 국내 선행 연구에서 사용되고 있는 Thompson and Wood (1982)의 방법을 이용했으며 퇴적물과 토양에 함유된 구성광물을 선택적으로 용해시킴으로써 퇴적물과 토양에 함유된 중금속의 존재형태를 비교 할 수 있는 연속추출법은 Tessier et al. (1979)의 방법을 이용했다. 분석대상 원소는 가솔린, 자동차 부품, 엔진오일, 소각로 방출, 기타 산업 등으로 인한 토양 오염의 좋은 지시자로 알려진 (Adriano, 1986; Alloway, 1990; Li et al., 2001) Cd, Cu, Pb, Zn 등의 원소를 포함해 Co, Cr, Ni, Mn을 합쳐 8개 원소를 선택했다. 이를 중금속 원소의 분석은 AAS(Perkin Elmer2380)를 사용하였다.

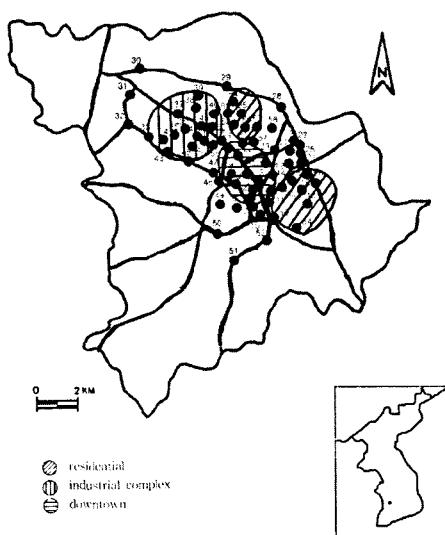


Fig. 1. A map of sampling locations in Jeonju city.

결과 및 논의

중금속 원소의 함량

도로변 퇴적물의 중금속 오염을 평가하기 위해 전주시 중앙동, 팔달로, 백제로, 팔복동, 아중리, 송천동의 67곳에서 여름과 겨울에 총 134개의 시료가 채취되었다. 화학분석한 8개 원소(Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Mn)의 평균함량을 Table 1에 정리하였다. 여름과 겨울로 구분하고 다시 산업지역, 상업지역, 주거지역으로 구분해 표준편차, 최소값과 최대값을 함께 나타냈다.

분석한 원소 중에서 가장 높은 함량을 보여주는 원소는 Zn으로서 여름에 평균 459.6 mg/kg, 겨울에 평균 428.9 mg/kg이었다. 이는 지금까지 우리나라 서울지역에서 조사된 도로변 토양이나 먼지, 하수 슬러지에 함유된 Zn의 함량보다 낮은 값에 해당된다 (Table 2). 또한 미국, 영국, 스웨덴, 카나다의 하수 슬러지에 함유된 Zn 함량보다 낮은 값에 해당하지만 영국, 독일, 네델란드, 스위스 등에서 제시하고 있는 토양 중의 환경기준값을 넘고 있으며 자연 토양 중의 Zn 함량보다 5배 이상 높은 값이다(Table 3). Zn의 함량범위는 여름에 148.0-2494.4 mg/kg, 겨울에 145.6-1568.8 mg/kg으로서 변화가 매우 심하다. 이평구 외(1999, 2001)는 서울의 하수 슬러지의 Zn 오염은 자동차 타이어의 미세한 마모물질 뿐만 아니라

도로변에 위치한 금속가공업체에 의해서 오염이 심화된다고 했는데, 전주에서 Zn 함량이 가장 높은 곳은 팔복동 산업단지 내 자동차 관련업체 주변 도로로서 서울의 조사 자료를 뒷받침한다.

Cu의 함량은 여름에 41.6-352.8 mg/kg의 범위로서 평균 117.1 mg/kg이다. 겨울에는 32.0-988.8 mg/kg의 범위로서 평균 96.8 mg/kg이다. 이는 경기도 의정부와 고양시의 도로변 먼지에 포함된 함량과 유사하고 도로변 토양 중의 함량보다 2배 가까운 값이다. 한편 서울에서 조사된 주거도로변 먼지의 1/2, 주요 간선 도로변 먼지의 1/5에 해당하고 하수 슬러지와 토양 중에 함유된 Cu의 함량에 비하여 1/2-1/7에 해당한다. 따라서 전주시 도로변 퇴적물의 Cu 오염은 서울 및 산업이 발달된 나라의 하수 슬러지나 먼지 중의 Cu 함량보다 낮은 값이지만 각 나라별 자연 토양 중의 함량보다 3-5배 높은 값이고 독일, 네델란드, 스위스 등의 나라에서 제시한 토양 중 환경기준값을 2배정도 초과하고 있다. 이평구 외(1999, 2001)는 Cu 오염의 원인을 자동차 브레이크의 마모된 미세한 입자와 금속제품의 제작 및 산업활동에 기인할 것으로 추정했는데, 전주에서 최대값을 보이는 곳은 상업지역에 위치하고 있는 소규모 기계공업사가 밀집해있는 도로변이었다.

Pb의 함량은 여름에 평균 115.5 mg/kg, 겨울에 평균 108.0 mg/kg이다. 이는 의정부시 도로변 먼지 중의 Pb 함량 보다 낮지만 토양 중의 Pb 함량 보다 두 배 가까이 높고 고양시 도로변 먼지와 토양 중의 Pb 함량 보다 높다. 물론 위의 의정부와 고양시의 자료가 1996년 조사자료라는 점을 고려할 필요가 있으며 서울시의 도로변 먼지와 하수 슬러지, 토양 중의 Pb 함량 보다 1-1/3의 값에 해당한다. 한편 영국, 독일, 카나다, 한국 등의 토양 중 환경기준값 이내의 함량이지만 미국, 네델란드, 스위스가 제시한 토양 중 환경기준값을 초과하고 있고 각 나라의 자연 토양 중 평균 Pb 함량보다 3-5배 높은 값이다.

Co의 함량은 여름과 겨울에 각각 평균 8.6 mg/kg, 14.6 mg/kg이고, Cr는 60.3 mg/kg, 54.2 mg/kg이다. Ni의 함량은 여름과 겨울에 각각 39.6 mg/kg, 38.7 mg/kg이고 Mn은 246.0 mg/kg, 318.1 mg/kg이다. 이들 원소들은 의정부나 고양시의 도로변 먼지나 토양의 값과 비슷하고 서울시 도로변 먼지나 토양, 하수 슬러지와 유사하거나 약간 낮은 값에 해당한다. 특히 이들 원소들은 각 나라에서 제시하고 있는 토양 중

Table 1. Metal concentration (mg/kg) in the roadside sediments from Jeonju city

| Summer | | Cd | Co | Cr | Cu | Ni | Pb | Zn | Mn |
|---------------------|------|-----|------|-------|-------|-------|-------|--------|--------|
| industrial (12) | Ave. | 2.7 | 9.1 | 83.9 | 118.4 | 59.9 | 153.5 | 703.9 | 262.0 |
| | S.D. | 1.1 | 3.5 | 47.5 | 55.1 | 36.1 | 104.1 | 667.4 | 70.6 |
| | Max. | 5.5 | 19.2 | 195.2 | 226.4 | 157.0 | 468.0 | 2494.4 | 443.2 |
| | Min. | 0.8 | 4.9 | 33.6 | 41.6 | 21.2 | 85.6 | 290.4 | 163.2 |
| downtown (35) | Ave. | 2.6 | 8.5 | 59.1 | 134.8 | 36.2 | 111.0 | 436.8 | 256.3 |
| | S.D. | 0.8 | 2.2 | 33.2 | 71.4 | 26.0 | 26.0 | 142.2 | 64.2 |
| | Max. | 4.4 | 14.4 | 208.8 | 352.8 | 158.1 | 144.0 | 666.4 | 372.8 |
| | Min. | 1.4 | 4.3 | 31.2 | 48.0 | 12.6 | 62.4 | 160.8 | 160.0 |
| residential (20) | Ave. | 2.3 | 8.1 | 48.4 | 85.2 | 33.4 | 105.1 | 388.9 | 234.6 |
| | S.D. | 0.7 | 2.1 | 9.2 | 25.3 | 10.2 | 54.3 | 159.7 | 51.5 |
| | Max. | 4.1 | 12.1 | 72.8 | 128.8 | 59.4 | 334.4 | 936.0 | 384.0 |
| | Min. | 1.1 | 5.8 | 36.0 | 49.6 | 23.6 | 45.6 | 148.0 | 160.0 |
| total (67) | Ave. | 2.6 | 8.6 | 60.3 | 117.1 | 39.6 | 115.5 | 459.6 | 246.0 |
| | S.D. | 0.8 | 2.6 | 33.4 | 61.5 | 26.2 | 62.0 | 326.9 | 59.4 |
| | Max. | 5.5 | 19.2 | 208.8 | 352.8 | 158.1 | 468.0 | 2494.4 | 443.2 |
| | Min. | 0.8 | 4.3 | 31.2 | 41.6 | 12.6 | 45.6 | 148.0 | 160.0 |
| Winter | | | | | | | | | |
| industrial (12) | Ave. | 1.6 | 14.8 | 85.2 | 69.9 | 50.1 | 140.9 | 585.7 | 330.2 |
| | S.D. | 0.9 | 1.5 | 31.6 | 25.2 | 11.8 | 59.5 | 412.5 | 105.4 |
| | Max. | 3.2 | 17.5 | 146.4 | 116.0 | 68.3 | 250.8 | 1568.8 | 698.4 |
| | Min. | 0.1 | 12.3 | 46.4 | 38.4 | 30.9 | 74.0 | 268.0 | 216.0 |
| downtown (35) | Ave. | 1.9 | 14.5 | 51.1 | 122.6 | 37.7 | 104.8 | 396.8 | 317.0 |
| | S.D. | 1.4 | 3.0 | 35.2 | 64.5 | 26.7 | 31.4 | 151.1 | 147.6 |
| | Max. | 8.5 | 26.9 | 243.2 | 988.8 | 141.9 | 159.2 | 886.4 | 1045.6 |
| | Min. | 0.2 | 9.8 | 22.4 | 32.0 | 23.4 | 57.8 | 190.4 | 127.2 |
| residential (20) | Ave. | 1.5 | 14.7 | 41.1 | 67.8 | 33.6 | 98.5 | 393.5 | 301.3 |
| | S.D. | 0.6 | 2.3 | 13.6 | 27.1 | 7.5 | 33.1 | 227.4 | 60.0 |
| | Max. | 2.6 | 19.9 | 70.4 | 145.6 | 53.3 | 183.2 | 1196.8 | 406.4 |
| | Min. | 0.2 | 12.1 | 24.8 | 37.6 | 23.3 | 38.2 | 145.6 | 209.6 |
| total (67) | Ave. | 1.7 | 14.6 | 54.2 | 96.8 | 38.7 | 108.0 | 428.9 | 318.1 |
| | S.D. | 1.1 | 2.6 | 33.0 | 42.5 | 20.9 | 41.0 | 258.9 | 123.0 |
| | Max. | 8.5 | 26.9 | 243.2 | 988.8 | 141.9 | 250.8 | 1568.8 | 1045.6 |
| | Min. | 0.1 | 9.8 | 22.4 | 32.0 | 23.3 | 38.2 | 145.6 | 127.2 |

() number of samples

환경기준값과 유사하거나 낮고 각 나라별 자연 토양 중 함유량과 유사하다. 따라서 금속관련업체로부터 직접 영향을 받는 제한된 지역을 제외하고 대체적으로 아직 우려할 만한 수준의 오염은 진행되지 않고 있다고 할 수 있다. 전주시의 경우도 대규모 금속관련 업체가 많지 않아 이들 원소에 대한 평균 함량이 낮다.

Cd의 함량은 여름에 평균 2.6 mg/kg, 겨울에 평균 1.7 mg/kg으로서 의정부와 고양시의 도로변 먼지나 토양 중의 Cd 함량과 유사하고 서울시의 도로변 먼지, 하수 슬러지, 토양 중의 Cd 함량보다 대체적으로

낮은 값이다. 그러나 각 나라의 자연 토양 중 평균함량 보다 2~4배 높은 값이고 미국, 네델란드, 스위스 등의 나라에서 제시하는 토양 중 환경기준을 초과한 값이다. 특히 Cd은 소량으로도 인체에 많은 피해를 주기 때문에 주의와 관심이 요망된다.

지역별 분포

지역별 차이를 알아보기 위해 산업지역, 상업지역, 주거지역으로 구분했다. 산업지역은 자동차 관련 업체와 화공관련 업체가 들어서 있는 팔복동 공업단지를 택했고 상업지역은 전주시의 주요 간선도로인 팔

Table 2. Concentrations (mg/kg) of heavy metals in soils, dusts and sediments in Korea.

| | Cd | Co | Cr | Cu | Ni | Pb | Zn | Mn |
|--|----|------|------|-------|-------|-------|--------|--------|
| Seoul | A | 0.8 | | 216 | | 133 | 518 | |
| | B | 1.0 | | 581 | | 271 | 727 | |
| | C | 9.6 | 23.7 | 143.6 | 668.8 | 194.1 | 1738.2 | 533.6 |
| | D | 11.3 | 18.6 | 125.9 | 452.5 | 188.6 | 889.0 | 486.8 |
| | E | 6.6 | 5.9 | 67.4 | 242.5 | 163.0 | 796.9 | |
| | F | 2.2 | 10.2 | 103.9 | 318.7 | 39.4 | 201.3 | 2491.9 |
| | G | 2.2 | 11.5 | 93.4 | 244.7 | 49.6 | 247.8 | 3601.0 |
| | H | 5.9 | 30.3 | 224.0 | 766.6 | 123.5 | 306.4 | 3407.0 |
| Uigeongbu | I | 1.4 | 10 | 27 | 41 | 23 | 65 | 204 |
| | J | 1.2 | 9 | 41 | 124 | 29 | 534 | 334 |
| Koyang | K | 2.1 | 24 | 47 | 59 | 47 | 88 | 238 |
| | L | 1.8 | 16 | 43 | 83 | 39 | 86 | 265 |
| Jeonju | M | 2.6 | 8.6 | 60.3 | 117.1 | 39.6 | 115.5 | 459.6 |
| | N | 1.7 | 14.6 | 54.2 | 96.8 | 38.7 | 108.0 | 428.9 |
| Residential road dust (A) and main road dust (B) in Seoul (Chon and Choi, 1992). Sewage sludge (C) and roadside soil (D) in Guro-gu (Lee et al., 1999). Sewage sludge and roadside soil (E) in Dobong-gu (Lee et al., 1999). Sediments collected from gully pots in Kangnam-gu (F), Kwanak-gu (G) and Jung-gu (H) area (Yun et al., 2000; Lee et al., 2001). Soils (I) and dusts (J) from the Uijeongbu city (Chon and Ahn, 1996). Soils (K) and dusts (L) from the Koyang city (Chon and Ahn, 1996). Roadside sediments at summer (M) and winter (N) in Jeonju city (This study). | | | | | | | | |

Table 3. Average contents and environmental quality criteria of heavy metals in soils and sewage sludges of foreign countries (mg/kg).

| | Cd | Co | Cr | Cu | Ni | Pb | Zn | Mn |
|---|--------------------------|----------|------|------|------|------|------|------|
| Average contents of sewage sludges ¹ | U.S. | 104 | 9.6 | 1441 | 1346 | - | 1832 | 2132 |
| | U.K. | <200 | 24 | 980 | 970 | - | 820 | 4100 |
| | Sweden | 13 | 15 | 872 | 791 | - | 281 | 2055 |
| | Canada | 38 | 19 | 1960 | 1600 | - | 1700 | 6140 |
| Average contents of soils ² | Canada | 0.56 | 12.4 | 50 | 22 | 20 | 57 | 325 |
| | Britain | 1.00 | 17.7 | 69 | 23 | 23 | 29 | 80 |
| | Japan | 0.44 | 10 | 50 | 34 | 28 | 35 | 86 |
| | U.S. | 0.410.57 | 10.5 | - | 26 | 18.5 | 26 | 73.5 |
| Environmental quality criteria | Britain ³ | 3.0 | - | - | 130 | 70 | 500 | 300 |
| | U.S. ⁴ | 1.0 | - | - | - | 250 | 100 | 1500 |
| | Germany ⁵ | 2.0 | 100 | 50 | 50 | 40 | 200 | 300 |
| | Holland ⁶ | 0.8 | 20 | 100 | 36 | 35 | 85 | 140 |
| | Switzerland ⁷ | 0.8 | 25 | 75 | 50 | 50 | 50 | 200 |
| | Canada ⁸ | 5.0 | 50 | 250 | 100 | 100 | 500 | 500 |
| | Korea ⁹ | 4.0 | - | - | 125 | - | 300 | - |

¹Mean concentrations of trace elements in sewage sludges (Sparks, 1995). ²Metal contents of various surface soils (Pendias, 1984). ³Guidance concentration of garden in Britain. ⁴New Jersey cleanup standards of residential surface soil. ⁵Orientation value of soil at playground for children in Germany. ⁶Intervention values of soil in Holland. ⁷Maximum allowable pollution contents of soil in Switzerland. ⁸Interim Canadian environmental quality criteria for contaminated sites in residential soil (NIER, 2000). ⁹Countermeasure criterion of contaminated soil for park and school area in Korea (Ministry of Environment, 1999).

달로, 백제로와 중앙동, 태평동 일대를 선택했으며 주거지역은 전주시 남동부에 위치한 아중리 아파트 단지와 북동부에 위치한 송천동 아파트 단지 내에서 시료를 채취했다. Fig. 2는 시료채취지점에 각 원소

의 함량 범위를 다섯 단계로 나누어 원소별로 함량을 해당되는 점의 크기로 표시했다.

도로변 퇴적물에 포함된 Zn함량은 산업단지 내 도로에서 여름에 채취한 시료에서 703.9 mg/kg으로 가

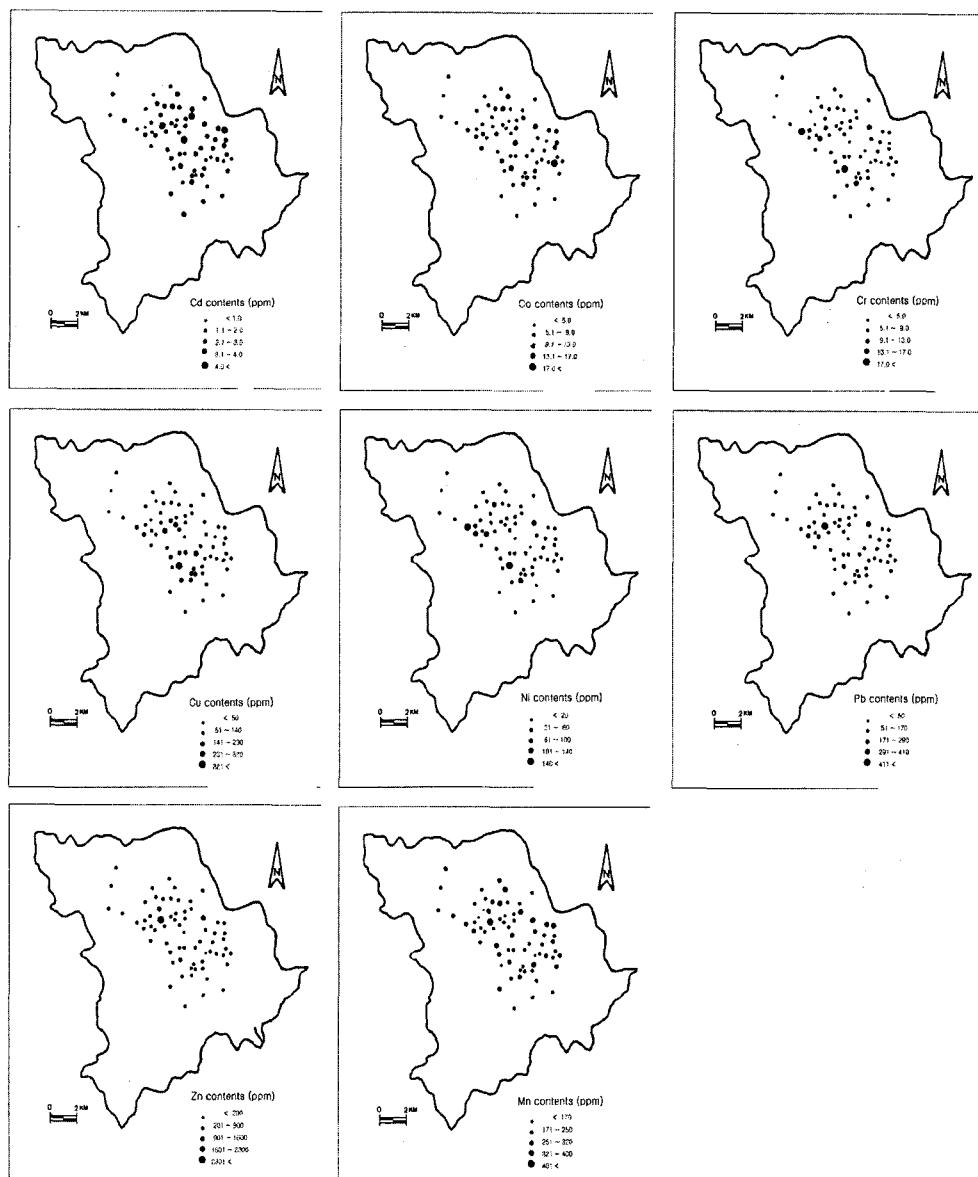


Fig. 2. A map of elemental distribution in roadside sediment samples at Jeonju city (summer).

장 높았으며 변화폭(290.4~2494.4 mg/kg)도 컸다. 산업단지 내에서도 주변에 위치한 가공업체의 종류에 따라 오염 양상이 다르게 나타남을 알 수 있다. 이명구 외(2001)도 단순히 공단의 발달보다는 금속가공업체의 수에 따라 도로 환경에서 발생되는 Zn 오염의 형태가 다르게 나타난다고 했으며 이번 조사에서도 전주시 팔복동 자동차 관련 금속가공업체 주변 시료에서 가장 높은 함량을 보였다. 평균값은 산업지역이 약간 높았고 이곳은 서울시 도봉구 쌍문동 아파트

단지를 끼고 있는 도로변에서의 슬러지와 토양 속 Zn 함량과 유사했다. 전주의 상업지역과 주거지역은 별 차이가 없었다.

전주의 도로변에 있는 퇴적물 속의 Cu 함량은 산업지역 보다 상업지역이 여름과 겨울 모두 높았다. 이는 Cu의 오염이 산업활동과 밀접한 관련이 있는바 전주 시내 중심가에 소규모의 금속가공업체가 위치하고 있기 때문으로 생각된다. Pb의 경우 산업지역이 여름 겨울 모두 약간 높은 값을 보였고 상업지역과

주거지역은 차이가 없었다. 교통량과도 밀접한 관련이 있는 Pb함량의 두 지역 간 유사성은 금속가공업체가 위치한 곳을 제외하고 아파트 단지 같은 주거 공간도 상업지역이나 주요 간선도로처럼 외부 교통환경의 영향을 그대로 받고 있음을 말해준다. 산업활동과 밀접히 관련이 있는 Cr과 Ni의 경우 산업지역이 상업지역이나 주거지역 보다 다소 높은 함량을 보여 주지만 의미 있는 차이라고 볼 수 없다. Co, Mn, Cd 등도 세 구역간 차이를 발견 할 수 없다. 이들 원소들이 산업활동과 관련 있기 때문에 관련 업체로부터 직접적인 영향을 받는 곳을 제외하고 구역별로 아직 차이를 보여주지 않고 있다.

계절별 변화

미량원소의 함량은 시료채취 시기와 장소에 따라 예민하게 변할 수 있기 때문에 계절별 변화를 알아보기 위해 여름과 겨울 모두 같은 장소에서 같은 조건으로 채취하고자 노력했다.

Zn과 Cu는 겨울 보다 여름에 약간 높거나 비슷한 값을 보여주는데 산업단지에서의 계절별 차이가 약간 큰 편이다. 그밖에 Cd, Cr, Ni, Pb 등도 여름철에 채취한 시료에서 약간 높거나 비슷한 함량을 보여 주는데 반해 Co와 Mn은 겨울에 채취한 시료에서 약간 높게 나타난다. 한편 전반적으로 산업지역, 상업지역, 주거지역 모두 겨울보다 여름이 높은 오염지수를 보이고 있는데 이는 산업활동과 인간활동이 겨울 보다 여름에 더 활발하기 때문이라 생각되지만 이에 대한 구체적인 증거가 없어 확실히 해석 할 수 없다. 또한 이러한 차이는 매우 미미하고 따라서 계절별로 의미 있는 변화라고 할 수 없다. 의미 있는 변화를 찾기 위해서는 다양한 변수들에 대한 적절한 통제 속에 여러 곳에서 장기간의 조사 자료를 얻어야 가능할 것으로 여겨진다.

오염지수

중금속 원소들의 오염정도를 종합적으로 알아보기 위해 오염지수를 구했다(Table 4). 오염지수는 중금속 원소들의 복합된 오염특성을 나타내주는데 Cu, Pb, Zn, Cd의 네 가지 중금속원소들을 결합시킨 지수를 보통 이용한다. 계산에 사용된 오염의 문턱값은 Kloke(1979)가 제시한 FAO/WHO에서 지정하는 음식물 중의 중금속 허용한계를 넘지 않을 토양의 문턱값(Cu 100 ppm, Pb 100 ppm, Zn 300 ppm, Cd

Table 4. The pollution index of trace metals in roadside sediments from Jeonju city

| | summer | winter |
|-------------|--------|--------|
| industrial | 1.46 | 1.14 |
| downtown | 1.14 | 1.04 |
| residential | 1.08 | 0.89 |
| total | 1.18 | 1.01 |

3 ppm)을 이용하였다.

전주시 도로변 퇴적물의 경우 겨울철 주거지역을 제외하고 모두 1.0 이상의 값을 보여줌으로써 토양오염의 한계를 넘어섰다. 특히 여름철 산업지역은 1.46으로서 가장 높다. 그러나 전주시 도로변 퇴적물에 함유된 중금속원소는 전체적으로 여름 1.18, 겨울 1.01로서 토양오염의 한계를 약간 초과했다.

중금속 원소의 존재 형태

채취한 시료 중 19개를 선택해 Tessier et al. (1979)가 제시한 연속추출법을 이용하여 퇴적물 중에 존재하는 중금속의 화학적 존재 상태를 알기 위한 화학분석을 하였다. 각 Fraction 별로 19개 시료에 대한 8개 원소의 평균값과 범위를 백분율로 환산해 Table 5에 나타냈다. Fraction 1(F1)은 이온교환형태(exchangeable), Fraction 2(F2)는 탄산염형태(bound to carbonate), Fraction 3(F3)은 산화광물형태(bound to amorphous Fe and Mn hydroxides), Fraction 4(F4)는 유기물형태(bound to organic matters and sulfides), Fraction 5(F5)는 규산염광물 관련 잔류상 형태(residual)를 나타낸다. 분석 결과를 각 단계가 차지하는 비율로 나타낸 것이 Fig. 3이다.

Cd는 탄산염 형태(F2)로 존재하는 비율이 약 30% 정도로 매우 높았으며 이온교환의 형태(F1)로 존재하는 비율도 11.8%와 13.7%로 높은 편에 해당한다. 이는 Cd이 다른 양이온과 교환되어 쉽게 이동할 수 있음을 말해준다. Co는 탄산염의 형태(F2)로 존재하는 비율이 23.0%, 27.3%으로서 높았고 그 밖의 F1, F3, F4의 형태는 낮았다. Cu는 특별히 유기물과 수반되어 존재(F4)하는 비율이 18.6%, 29.9%로 높았다. 이는 서울의 우수관 퇴적물에 대한 연구(이평구 외, 2001) 결과와 일치하고 토양과 퇴적물에 존재하는 Cu가 일반적으로 유기물질과 밀접히 결합된 형태로 존재한다는 선행연구(Salomons and Forstner, 1984; Li et al., 2001) 결과와도 일치한다. Ni은 여름과 겨

Table 5. Average value and range of leaching percentages of Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn and Mn within fractions F1 to F5 for roadside sediments from Jeonju city

| | Cd | Co | Cr | Cu | Ni | Pb | Zn | Mn |
|--------|------------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| Summer | F1(%) 11.8 (7.5-19.4) | 6.9 (3.6-11.4) | 3.6 (1.9-7.1) | 0.8 (0.3-1.6) | 3.6 (1.2-5.8) | 2.8 (1.5-4.1) | 0.5 (0.1-0.9) | 0.8 (0.5-1.6) |
| | F2(%) 32.4 (17.1-53.6) | 23.0 (12.5-38.5) | 7.7 (3.1-12.8) | 6.5 (2.1-10.4) | 13.8 (5.2-21.7) | 16.9 (9.7-23.9) | 24.3 (16.1-31.9) | 18.2 (10.2-28.7) |
| | F3(%) 3.9 (0.6-7.6) | 5.3 (0.9-13.8) | 6.9 (3.9-16.6) | 7.0 (4.2-10.2) | 6.3 (1.9-27.9) | 13.7 (8.9-19.2) | 14.1 (10.1-17.3) | 12.0 (9.1-17.9) |
| | F4(%) 1.6 (0.1-5.0) | 1.9 (0.1-5.7) | 4.7 (3.3-7.8) | 18.6 (7.2-24.7) | 14.0 (2.7-38.7) | 3.1 (0.8-9.8) | 3.1 (1.8-4.7) | 1.8 (1.2-2.3) |
| | F5(%) 50.3 (27.8-70.3) | 62.9 (45.1-71.7) | 77.1 (63.6-85.8) | 67.1 (58.6-79.2) | 62.3 (35.1-86.5) | 63.5 (53.3-72.2) | 58.0 (53.0-66.2) | 67.2 (55.2-75.9) |
| Winter | F1(%) 13.7 (7.0-27.8) | 7.7 (6.8-8.6) | 3.0 (1.5-6.3) | 1.3 (0.5-5.8) | 6.1 (4.4-10.0) | 4.9 (2.5-8.6) | 0.7 (0.1-3.6) | 2.9 (1.0-7.0) |
| | F2(%) 29.2 (12.1-47.3) | 27.3 (21.6-33.7) | 5.5 (1.2-10.0) | 3.9 (2.3-7.4) | 22.5 (16.3-26.9) | 20.8 (12.3-30.8) | 16.9 (11.6-23.9) | 11.0 (7.9-15.0) |
| | F3(%) 6.2 (0.2-9.6) | 6.6 (5.1-8.6) | 8.2 (5.4-14.3) | 7.6 (6.3-10.6) | 7.4 (5.8-11.0) | 21.3 (13.7-31.3) | 21.0 (15.5-32.5) | 21.7 (18.0-26.4) |
| | F4(%) 0.7 (0.1-3.3) | 4.8 (3.8-5.5) | 5.3 (3.2-12.2) | 29.9 (12.5-41.9) | 5.7 (3.6-7.4) | 3.7 (2.5-5.5) | 3.4 (1.4-9.9) | 1.5 (1.0-2.3) |
| | F5(%) 50.2 (32.8-77.4) | 53.6 (47.1-57.9) | 78.0 (67.8-86.3) | 57.3 (48.2-76.6) | 58.3 (52.9-67.1) | 49.3 (39.1-55.9) | 58.0 (46.4-68.8) | 62.9 (56.8-69.9) |

F1: fraction1, F2: fraction2, F3: fraction3, F4: fraction4, F5: fraction5

울에 다른 양상을 보여주는데, 여름에는 유기물과 함께 수반되는 경우(F4)와 탄산염의 형태로 존재하는 경우(F2)가 비슷했으나 겨울에는 유기물과 수반되는 경우(F4)가 매우 낮고 탄산염 형태로 존재하는 경우(F2)가 높다. 이러한 계절별 차이가 의미 있는 것인지의 여부는 연구 기간과 시료수의 한계로 확신하기 어렵기 때문에 추가적인 연구가 필요하다고 본다. 한편 Pb, Zn, Mn은 탄산염의 형태(F2)와 산화광물과 관련된 형태(F3)로 존재하는 비율이 높아 타 원소와 대조를 이룬다. 그러나 전체적으로 규산염광물과 수반된 형태(F5)로 존재하는 양이 가장 많아 타 지역에 비해 인위적 오염의 정도가 상대적으로 낮은 편에 해당된다. 특히 Cr의 경우는 F5형태가 평균 70%이상을 차지한다.

결 론

전주시 도로변 67곳에서 퇴적물을 채취해 Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Mn 등 8개 원소를 분석해 중금속 오염을 평가했다. 분석한 원소 중에서 Zn이 가장 높은 함량을 보여주었다. 대도시인 서울의 도로변 토양이나 먼지, 하수 슬러지에 함유된 Zn 보다는 낮은 값에 해당되지만 영국, 독일, 네델란드, 스위스 등에

서 제시하는 토양 중의 환경기준값을 초과했으며 자연 토양 중의 Zn 함량보다 5배 이상 높은 값이다. Zn은 특히 자동차 타이어의 경화제로 사용되기 때문에 교통량이나 자동차 관련 업체에 대한 관리가 요망된다. 교통량과 산업활동의 영향을 많이 받는 Cu, Pb, Cd은 서울에서 조사된 선행연구 결과와 비교할 때 Zn처럼 서울시 도로변 토양과 먼지, 하수 슬러지 중에 함유된 량 보다 낮다. 그러나 네델란드, 스위스 등이 제시한 토양 중 환경기준값을 초과하고 있고 각 나라의 자연 토양 중 평균함량을 약 3-5배 초과하고 있다. 그밖에 Co, Cr, Ni, Mn 등은 각 나라에서 제시하고 있는 토양 중 환경기준값과 비슷하거나 낮고 각 나라별 자연 토양 중 함유량과 비슷하다.

전주시의 도로를 산업지역, 상업지역, 주거지역으로 구분해 분석한 결과는 전반적으로 산업지역에서의 중금속 함량이 높고(특히 Cr, Ni, Pb, Zn) 오염지지도 높았다. 그러나 다른 구역과 차이가 크지 않았으며 오히려 상업지역과 주거지역 간 차이가 없는 것이 특징이다. 산업지역이 아니라도 금속가공업체나 자동차 정비 관련 업체가 위치해 있는 곳은 오염이 심했다.

연속추출 결과 중금속원소의 존재형태는 Cd는 탄산염 형태와 이온교환 형태로 존재하는 비율이 높았고, Pb, Zn, Mn 등은 탄산염 형태와 Fe-Mn산화물과

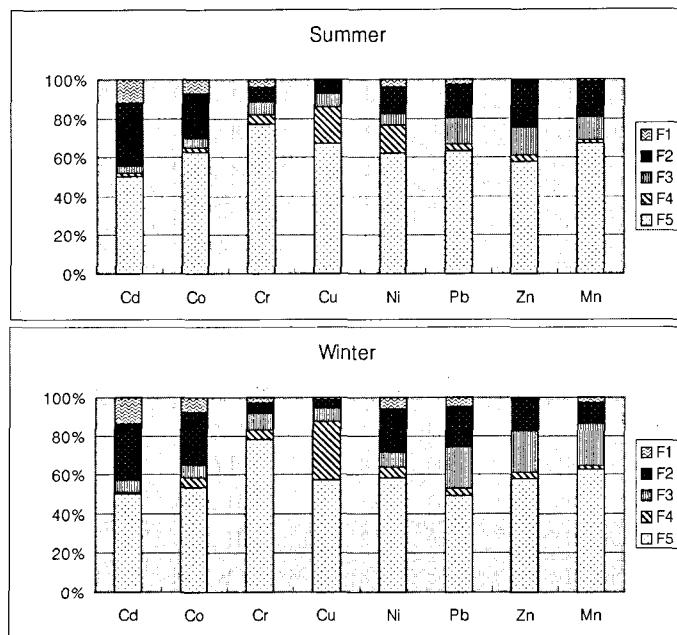


Fig. 3. Partitioning of Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn and Mn within different fractions (F1-F5) in roadside sediments from Jeonju.

수반된 형태로 존재하는 비율이 높고, Cu는 유기물과 결합된 형태로 존재하는 비율이 높았다. 그러나 전체적으로 규산염광물과 수반된 형태로 존재하는 양이 50% 이상을 차지함으로서 서울에 비해 인위적 오염의 정도가 낮은 편이지만 Cd, Co, Ni, Pb, Zn, Mn 등의 원소가 탄산염 형태로 존재하는 비율이 높기 때문에 퇴적물 중에 함유된 절대함량과 관계없이 산성비 등에 의한 오염이 용이하므로 이에 대한 대비가 요구된다. 앞으로 이와 같은 중금속 원소들의 지화학적 특징에 따른 인간의 건강과 관련된 연구가 필요하다.

사사

이 논문은 2002년도 한국학술진흥재단의 지원에 의하여 연구되었음(KRF-2002-003-C00132)을 밝히며 이에 감사드립니다. 논문의 심사과정에서 세심한 지적과 오류를 바로 잡아주신 윤성택, 정명채 두분의 심사위원과 익명의 심사위원께 감사드립니다.

참고 문헌

- p.
 김주용, 전효택, 1993, 서울지역 토양과 분진중의 Cu, Pb, Zn, Cd의 지구화학적 분산. 한국자원공학회지, 30, 163-176.
 김홍제, 김연천, 이정자, 성시경, 최한영, 이승주, 박상현, 1986, 서울시 일원의 토양 중금속 오염도 조사. 서울특별시 보건환경연구소보, 22, 168-173.
 박청길, 이군자, 유선재, 1985, 도로변 인접 토양 중의 납, 구리, 아연의 함량분포. 대한환경공학회지, 7 (1).
 배윤진, 김규한, 전효택, 1998, 실내·외 환경의 분진 중 중금속 농도에 대한 연구. 한국지구과학회지, 19 (5), 449-460.
 변희옥, 김규한, 전효택, 1996, 서울시 영등포구와 구로구에 소재한 중학교 운동장의 토양과 옥외 분진의 중금속 오염. 한국지구과학회지, 17, 129-204.
 이평구, 윤성택, 최상훈, 최병영, 1999, 서울시 도로변의 빗물받이에서 채취한 하수 슬러지의 중금속 오염평가. 자원환경지질, 32 (6), 633-644.
 이평구, 김성환, 소칠섭, 2001, 서울시 우수관 퇴적물의 중금속 오염평가 및 연속추출방법을 이용한 중금속 유동도 평가. 지질학회지, 37 (4), 629-652.
 전효택, 안주성, 1996, 수도권 위성도시의 토양과 분진의 중금속 오염에 대한 연구. 자원환경지질학회지, 29, 87-100.
 전효택, 최완주, 1992, 도시 및 산업환경 분진 및 토양 중의 중금속 원소들의 분산에 관한 연구. 광산지질학회지, 25, 317-336.
 조규성, 2000, 전주 시내 중고등학교 실내·외 환경의 중금속 오염에 대한 연구. 한국환경과학회지, 9 (6), 495-

- 503.
- 조영길, 김주용, 1998, 영산강 하상 퇴적물의 중금속 함량, *한국환경과학회지*, 7 (3), 281-290.
- 최만식, 이석훈, 이창복, 조영길, 1996, 금강 퇴적물 중 미량금속의 분포 특성, *한국제4기학회지*, 10, 27-52.
- Adriano, D.C., 1986, Trace Element in the Terrestrial Environment. Springer-Verlag, Heidelberg, 276 p.
- Alloway, B.J., 1990, Heavy Metals in Soils. Blackie, London, 296 p.
- Calmano, W. and Frstrer, U., 1996, Sediments and Toxic Substances: Environmental Effects and Ecotoxicity, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 335 p.
- Chon, H.T., Ahn, J.S., and Jung, M.C., 1998, Seasonal variations and chemical forms of heavy metals in soils and dusts from the satellite cities of Seoul, Korea. *Environmental Geochemistry and Health*, 20, 77-86.
- Chon, H.T., Kim, K.W., and Kim, J.Y., 1995, Metal contamination of soils and dusts in Seoul metropolitan city, Korea. *Environmental Geochemistry and Health*, 17, 139-146.
- Culbard, E.B., Thornton, I., Watt, J., Wheatly, S., Moorcroft, S., and Thompson, M., 1988, Metal contamination in British urban dusts and soils. *Journal of Environmental Quality*, 17, 226-234.
- Fakayode, S.O. and Olu-Owolabi, B.I., 2003, Heavy metal contamination of roadside topsoil in Osogbo, Nigeria: its relationship to traffic density and proximity to highways. *Environmental Geology*, 44, 150-157.
- Fergusson, J.E., Forbes, E.A., Schroeder, R.J., and Ryan, D.E., 1986, The elemental composition and sources of home dust and street dust. *Science of Total Environment*, 50, 217-221.
- Garcia, R. and Millan, E., 1994, Heavy metal contents from road soils in Guipuzcoa (Spain). *The Science of the Total Environment*, 146/147, 157-161.
- <http://www faqs org/faqs/autos/gasoline-faq/part1/>
- Kim, D.S., An, K.G., and Kim, K.H., 2003, Heavy metal pollution in the soils of various land use types based on physicochemical characteristics. *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 38, 839-53.
- Kloke, A., 1979, Content of arsenic cadmium, chromium, fluorine, lead, mercury and nickel in plants grown on contaminated soil, paper presented at United Nations-ECE Symposium.
- Li, X., Poon, C., and Liu, P.S., 2001, Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong. *Applied Geochemistry*, 16, 1361-1368.
- Lee, C.B., 1985, Sedimentary processes of fine sediments and the behaviour of associated metals in the Keum Estuary, Korea. In: Sigleo, A.C. and Hattori, A. (eds.), *Marine and Estuarine Geochemistry*. Lewis Publishers, Inc., Chelsea (MI), 209-225.
- Lee, P.K., Baillif, Patrick and Touray, Jean-Claude, 1997, Geochemical behaviour and relative mobility of metals (Mn, Cd, Zn and Pb) in recent sediments of a retention pond along the A-71 motorway in Sologne, France. *Environmental Geology*, 32, 142-152.
- Pendias, A.K., 1984, Trace elements in soils and plants, CRC Press, 315 p.
- Prusty, B.G., Sahu, K.C., and Godgul, G., 1994, Metal contamination due to mining activities at the Zawar zinc mine, Rajasthan, India. I. Contamination of stream sediments. *Chemical Geology*, 112, 275-291.
- Salomons, W. and Eysink, W.D. 1981, Pathways of mud and particulate trace metals from rivers to the southern North Sea. *International Association of Sedimentologists, Special Paper*, 5, 429-450.
- Salomons, W. and Forstner, U., 1984, Metals in hydrocycle. Springer-Verlag, Berlin, New York, 349 p.
- Sparks, D.L., 1995, *Environmental Soil Chemistry*. Academic Press, San Diego, 267 p.
- Tessier, A., Campell, P.G.C., and Bisson, M., 1979, Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals. *Analytical Chemistry*, 51, 844-851.
- Thompson, M. and S. Wood, 1982, Atomic absorption methods in applied geochemistry; In Cantle, E.J. (ed.), *Atomic absorption spectrometry*, Elsevier, Amsterdam, 261-284.
- Thornton, I., 1990, Soil contamination in urban areas. *Ploaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 82, 121-140.
- Thornton, I., Culbard, E., Moorcrofts, S., Watt, J., Wheatly and Thompson, M., 1985, Metals in urban dusts and soils, *Environmental Technology Letters*, 6, 137-144.
- Yeats, P.A. and J.M. Bewers, 1982, Discharge of metals from the St. Lawrence river. *Canadian Journal of Earth Science*, 19, 982-992.
- Yun, S.T., Choi, B.Y., and Lee, P.K., 2000, Distribution of Heavy Metals (Cr, Cu, Zn, Pb, Cd, As) in Roadside Sediments, Seoul Metropolitan City, Korea. *Environmental Technology*, 21, 989-1000.