

## 한국에서 분진 및 금속원소의 건식 침착속도 추정에 관한 연구

### Studies on Estimating Dry Deposition Velocities for Atmospheric Aerosol and Metal Elements in Korea

김 성 천 · 김 동 술

경희대학교 환경학과 대기오염 연구실

(1995년 10월 1일 접수, 1996년 3월 9일 채택)

Seong-Cheon Kim, Dong-Sool Kim

*Air Pollution Lab., Dept. of Environmental Science, Kyung Hee University*

#### Abstract

Dry and wet deposition is an important removal mechanism of the ambient aerosol in the atmospheric environment. Since the deposition flux provides adverse impacts on various environmental media including aquatic and ecological system as well as human health, it is essential to quantitatively estimate the removal fluxes of many air pollutants. Thus, the purposes of this experimental study are to investigate seasonal deposition flux variations of the total dustfall and various inorganic elements in the local ambient air and then to finally estimate their dry deposition velocities. To perform the study, the total of 90 dustfall samples were collected from January, 1994 thru February, 1995 in 5 different cities of Korea including Seoul, Suwon, Daejeon, Kwangju, and Kangrung. Each sample was analyzed by an AAS and an ICP to determine the quantities of the 11 inorganic elements, such as Zn, Cd, Cr, K, Na, Pb, Ca, Fe, Mn, Ni, and Cu. As results, deposition fluxes, soluble/insoluble fractions, and deposition velocities for each element were extensively investigated. The resulting dry deposition velocities of some elements in Suwon were estimated by ranges of 0.57~0.87 cm/sec for Zn, 0.35~0.45 cm/sec for Pb, 1.25~3.52 cm/sec for Ca, 0.21~0.48 cm/sec for Fe, 0.95~9.31 cm/sec for Mn, and 2.08 cm/sec for Cu.

#### 1. 서 론

산업발전의 부산물이라 할 수 있는 환경오염은 공해방지에 대한 관심과 노력에도 불구하고 심각한 정도에 이르고 있다. 분진은 6개 주요 대기 오염물질중 하나로써 지난 십수년 동안 물리적, 화학적 특성에 관한 많은 연구가 이루어져 왔다. 분진의 오염정도는 매우 심각하여 극히 일부 도시를 제외하고는 환경 기준치를 넘나들고 있다. 특히 불특정 오염원에서 배출된 먼지 (fugitive

dust)의 제어는 국가의 현안과제 중 하나가 되고 있다. 우리나라는 “총부유분진 (total suspended particulate matters: TSP)” 기준과 더불어 “PM-10” 기준을 신설하여 1995년 1월 1일부터 시행하고 있으며, 기준치는 연평균 80  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  및 일평균 150  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이다.

대기중 분진의 소멸과 지표면으로의 침착은 두 가지의 기본 경로로 이루어지는데 첫째는 중력, 충돌, 확산에 의한 건식침착, 둘째는 강우, 안개, 응축 등에 의한 습식침착 등이다. 보통 총침착물 (total deposition)이란 항시 개봉된 포집용기에 포집된 습식, 건식 강하물을 총

칭한다. 특히, 대기중으로 방출되는 황산화물 및 질소산화물 등은 강수에 의한 습식침착(wet deposition)으로 제거되기도 하며, 입자상 물질로 전환되어 건식침착(dry deposition)으로 제거되기도 한다. 이러한 침착 현상은 산성우, 시정, 오염물질의 장거리 수송연구 등에서 기본이 되며, 대기오염물질이 토양, 수계 및 동식물 생태계와 재산상에 미치는 영향을 연구할 때도 중요시되고 있다.

Sheih 등(1979)은 미국 북동부의 토지 이용도와 대기안정도를 이용하여 침착속도의 분포도를 구한 바 있다. 또한 미국에서는 1984년 이래 건식침착에 대한 측정망(NDDN: National Dry Deposition network)이 구성되어 건식침착과정에 관한 연구가 수행된 적이 있다. Meszaros 등(1984)은 헝가리를 대상으로, Galloway 등(1980)은 미국 북동부를 대상으로 황산화물의 수치를 평가한 적이 있다. 영국에서는 Warren Spring Laboratory (WSL)의 모델(1983)을 사용하여 계절별로 건식침착 속도를 추정하였으며, 추정결과 겨울철의 침착속도는 여름철의 약 25~80%로써 변화의 정도가 극심하였다. 大喜多敏一 등(1987)은 일본의 기상조건과 환경요인을 감안하여 침착속도를 검토하였으며 이산화황과 입자상 황산염의 건식침착량을 추정하였다. 그의 결과에 의하면 여름철에 침착된 황산화물의 약 90%가 이산화황이었고, 황산화물의 습식침착량과 건식침착량은 비슷하였다. An 등(1991)은 중국의 황토에서 방출된 원소(Al, Si, Ca, Fe, Ti)의 침착속도가 3.1~3.7 cm/sec라고 보고한 바 있으며, Ottley 등(1993)은 북해에서 10번의 항해조사 결과 침착속도가 각각 Al 0.33 cm/sec, Cd 0.24 cm/sec, Cu 0.44 cm/sec, Fe 0.30 cm/sec, Pb 0.13 cm/sec, Zn 0.30 cm/sec였고, 침착량은 Cd 33 ton/yr, Cu 350 ton/yr, Pb 370 ton/yr, Zn 2640 ton/yr 라고 보고하였다. 또한 많은 연구에서 장거리 운송현상을 규명하려는 목적으로 강수 중의 미량원소를 분석한 바 있다(Dasch, et al., 1985; Ecker, et al., 1990; Jickells, et al., 1992).

본 연구의 목적은 대기중 강하분진의 월별, 계절별 농도 변화의 추이를 조사하여 지역의 공기질을 파악하는데 있으며, 분진 및 중금속의 건습식 침착량을 정량적으로 추정하고, 분진 및 금속원소의 침착속도를 추정하는데 있다. 이를 위해 기존의 이론, 실험 및 관측 자료를 최대한 활용하고 외국의 결과와 비교, 검토하며 연구를 수행하였다. 우선 대기중 강하분진을 포집하기 위해, 영국식 deposit gauge를 제작하였으며 각종 부유분진 포집기

를 사용하였다. 시료포집장소는 경희대학교 수원캠퍼스를 중심으로 전국 5개 도시를 선정하였고 1994년 1월부터 측정작업을 수행하였다.

## 2. 부유분진 및 강하분진의 측정과 분석

최근까지 오염물질의 건식침착량을 정량화할 때 운송학 이론을 활용하고 있지만, 공정측정법은 존재하지 않고 있다. 이는 분진의 건식침착 과정이 지표면의 거침도, 지형, 기상학적 조건과 입자의 특성 등에 영향을 받기 때문이며 이로 인해 분진의 침착속도가 시공간적으로 크게 변화하기 때문이다. 그럼에도 불구하고 침착판(deposition plate)(Noll, et al., 1989), Cascade Impactor (Nicholas, et al., 1988; Vawda, et al., 1992), 침착용기(deposit gauge)(Galbraith, et al., 1991; Lin, et al., 1994) 등이 사용되고 있으며, 총강하분진의 시료채취를 위해 British Standard 포집기(BSI, 1969), ISO 먼지 포집기(ISO, 1986), WSL gauge(1983), 건식 Fresbee gauge(Hall and Upton, 1988) 등이 사용되고 있다.

대기 부유분진을 입경별로 포집하기 위하여 경희대학교 수원캠퍼스 자연과학대학 옥상에 9단 Cascade Impactor (Andersen sampler: Model KA-200)와 PM-10 minivol air sampler를 가동하였다.

포집장소는 경부 고속도로 경기도 용인군 신갈지점에서 서측으로 2 km, 수원시에서 동측으로 약 10 km에 위치해 있으며, 주변에는 면적 231 ha의 신갈호수가 있고, 크고 작은 공장들이 위치하고 있다.

공기역학적 입경별로 분진을 포집할 수 있는 Cascade Impactor는 28.3 L/min의 유속으로 가동되었으며, 여지는 미량원소의 분석에 적합한 직경 80 mm, pore 크기 0.45  $\mu$ m의 막여지(membrane filter: 미국 Gelman Science사: Model GN-6)를 사용하였다. 여지는 시료 포집 전후 3일간 항온, 항습상태의 건조장치(dessicator: Shinai R-700C)에 보관하여 항량이 되게 하였으며 감도가 0.1 mg인 전자저울(A&D Co., Ltd., Model ER-180A)로 칭량하여 여과전후의 중량차로 분진의 농도를 산출하였다.

강하분진의 측정은 상기 기술한 경희대학교 수원캠퍼스를 중심으로 서울, 대전, 광주, 강릉 등 5곳에서 1994년 1월부터 현재까지 1995년 2월까지 수행하였다. 서울에서의 측정은 종로구 안국동의 도로가 둘러 쌓인 주택지역에서 이루어졌으며, 대전에서의 측정은 충남대학교 공과대학 옥상에서 이루어졌다. 이곳은 중부고속도

로와 약 0.7 km 떨어져 있으며 인근에 각종 건축공사가 진행되고 있다. 광주에서의 측정은 조선대학교 자연과학대학 옥상에서 이루어졌으며 주변에는 나대지인 대운동장, 아파트 건설현장, 교통량이 빈번한 외곽도로와 무동산이 위치한다. 또한, 강릉에서의 측정은 강릉에서 5 km 떨어진 강원도 명주군의 전원지에서 이루어졌으며, 바로 인근에는 동해바다가 있다. 각 지점에서의 측정환경은 표 1과 같다.

강하분진의 측정을 위해 영국식 deposit gauge를 자체 제작하여 사용하였다. 이 gauge는 개구면의 직경이 24.5 cm (471.4 cm<sup>2</sup>)인 깔때기와 깔때기 하부에 4 liter PVC 용기를 연결한 것이다. 깔때기 상부에는 새, 곤충 등의 이물질의 유입차단을 위해 스테인레스 스틸 그물망을 덮었으며, 특히 측정기간 중 여름과 가을에는 조류의 번식을 막기 위해 무수 황산구리를 0.0148 g 씩 첨가하였다. 또한 건물 옥상에서 발생할 수 있는 난류의 영향을 피하기 위해 1.8 m 높이의 지지대에 포집장치를 고정시켰다. 각 지점에서 측정기는 약 10일~30일 동안 우수량을 고려하여 공기중에 노출시켰으며, 기상상태, 온도 및 포집기의 이상 유무는 일별로 점검되었다. 연구기간 중 강수가 있을 때를 총침착으로, 강수가 없을 때를 건식침착으로 간주하였다. 본 연구에서 분석된 시료의 숫자는 총 90개로써, 이 중 습식침착 시료는 81 개 [서울(8), 수원(19), 대전(18), 광주(18), 강릉(18)], 건식침착 시료가 9개 [수원(2), 대전(2), 광주(3), 강릉(2)]이다.

강하분진의 금속원소 분석을 위하여 시료분석시 분석에 사용된 모든 초차들은 문헌에 권고된 방법으로 세척되고 관리되었으며 (Jaffe, et al., 1993; Ross, 1989). 포집용기는 분석 직전까지 -20°C에 보관하였

다. 수용성 성분과 불용성 성분을 구분하기 위하여 막여지(membrane filter, pore size 1.0 μm; Whatman)를 사용하여 흡입여과를 하였다. 흡입 이전에 용기 벽면에 부착된 분진을 수거하기 위해 policemen을 사용하였으며, 증류수를 수회 분출하여 완전히 수거하였다. 막여지는 흡입 전후에 20°C, 50%의 항온, 항습 조건하에서 최소 48시간 방치한 후 칭량하였으며, 불용성분에 대한 분석을 수행하기 이전까지 cassette에 밀봉하고 건조기 내에서 보관하였다.

불용성 시료의 양과 원소의 농도를 결정하기 위해, 표준시험법(Standard Method, 1992)에 의거하여, 막여지에 여과되지 않은 분진을 질산법으로 용해시켰다. 이를 위해 시료 여지를 100 ml 비이커에 넣고, 61% 농질산(유해 중금속 측정용, OSAKA Co. JAPAN)을 20 ml 가한 후, watch glass를 덮고 130°C에서 약 30분간 황색 용액이 될 때까지 가열하였다. 이후 질산 5 ml를 재첨액하였으며, 용액은 백색이 되었다. 이 용액을 완전히 건조되지 않을 정도로 증발시키고 방냉하였으며 회백색 물질이 되었을 때 다시 질산 1 ml와 증류수 2~3 ml를 첨가하였다. Hot plate 상에서 잔존물이 용해되고 맑은 용액이 되었을 때 방냉시키고 증류수를 첨가하여 25 ml로 하였다. 또한 Questron (Questron Co., Model Q-15 MicroPrep)을 사용하여 전처리 작업을 수행하였다. 이 장치는 용매를 고온 진공가압 장치로서 전처리 시간을 단축할 수 있었다. 반면, 수용성 분진의 양과 무기원소를 결정하기 위해, 건식침착된 시료와 습식침착된 시료에서 막여지를 통과한 액을 hot plate 상에서 건조시키고 질산으로 용해한 후 증류수를 첨가하여 25 ml로 조정하였다. 수용성 및 불용성 시료는 각각 원자흡광광도계(AAS : Polarized Zeeman

Table 1. Environmental settings for each monitoring site (Korea Statistical Year Book, 1993).

Site	Location	Popul- ation* 1000	House Holds* 1000	No. of Autos* 1000	Emission Sources					Ann. Temp (°C)	Ann. Prec (mm)	Ann. Pres (hPa)	Ann. W. S (m/s)	Ann. W. D	Ann. Snow (cm)
					1"	2"	3"	4"	5"						
Seoul	37° 34' N 126° 58' E	10,926	3,431	255	21	110	131	263	699	12.0	129	1016	2.4	W	15.7
Suwon	37° 16' N 126° 59' E	645	172	197	8	12	9	17	138	11.5	1162	1017	1.6	W	11.8
Taejon	36° 18' N 127° 24' E	1,049	262	33	10	31	43	93	516	12.3	1533	1017	1.7	WSW	28.2
Kwangju	35° 10' N 126° 53' E	1,139	288	232	4	18	20	74	569	13.1	1372	1016	2.2	WSW	68.9
Kangnung	37° 45' N 128° 54' E	152	261	47	1	9	3	31	137	12.3	1555	1016	2.3	WSW	99.8

Table 2. Analytical conditions for the AAS and the ICP.

AAS		ICP	
Lamp current	:0~20 mA	RF power	:800 Watt
Wavelength	:190~900 nm	Gas	:Argon
Slit	:0.09, 0.2, 0.4, 1.3 nm	*purity	:99.996% over
Atomizer	:STD Burner	*outlet pressure	:65 PSI
Flame	:C <sub>2</sub> H <sub>2</sub> -AIR	Carrier gas pressure	:32 PSI
Fuel pressure	:0~80 kPa	Aerosol flow rate	:
Oxidant pressure	:140~200 kPa	*Coolant gas	:8.5 l/min
Burner height	:5~7.5 mm	*Auxilliary gas	:1 l/min
Calulation time	:3 sec	Ventilation velocity	:3,120 l/min
No. of replicate	:3		

Atomic Absorption Spectrophotometer, Hitachi Model Z-8100)와 유도결합 플라즈마(ICP : Inductively Coupled Plasma 2070 spectrometer, BA-IRD)를 사용하여 금속원소의 농도를 결정하였다. AAS로는 standard burner를 사용하여 Zn, Cd, Cr, K, Na, Pb 등 6개 원소를 분석하였으며, ICP로는 Ca, Fe, Mn, Ni, Cu 등 5개 원소를 분석하였다. AAS와 ICP의 분석 조건은 표 2와 같다. 참고로 Cd, Pb, Cr, Cu, Ni는 현행 우리나라 대기환경보전법 상 특정 유해대기오염물질로 분류되고 있다.

### 3. 결과 및 고찰

인위적으로 생성된 화학물질의 대기중 침착은 대기환경에서 중요한 오염물질 제거과정이다. 대기중 침착물은 다른 환경매체내의 오염부하에 영향을 준다. 특히 수질 오염의 주요 오염원으로 역할을 하기도 한다. 또한 인간과 다른 유기체에 악영향을 제공하기도 한다. 그러므로 지역의 각종 대기오염물질에 대한 침착량 추정은 대기질의 평가와 분석에 기본이 되며, 주요 대기오염원에 대한 부분적, 일시적, 계절적 기여의 정도를 결정하는 데 사용될 수 있다.

#### 3.1 총침적물 중 계절별 원소의 침착량

침착량은 강수형태(비, 눈, 우박), 강수속도(가랑비, 폭우 등) 및 대기중 부유분진의 농도에 의존한다. 본 연구에서는 강하분진을 포함할 때 강수가 있을 경우, 실험실에서 막여지에의 여과 유무에 따라 이를 수용성과 불용성 강하분진으로 분류하였다. 따라서, 본 연구에서의 침착량  $w$ 는 건식 및 습식침착이 혼합된 크기로서 다음과 같은 일반적인 공식을 사용하여 추정할 수 있다.

$$w = VC/TA$$

여기서, V=포집된 강수량 (L)

C=포집된 강수량 오염물질의 농도 ( $\mu\text{g/L}$ )

T=시간 (s)

A=부하발생 노출면적 ( $\text{cm}^2$ )

표 3과 4는 각각 총침착물중 불용성 성분 및 수용성 성분의 침착량을 계절별로 추정한 결과이며, 표 5는 이들 성분을 합산한 각 원소의 총침착량을 보여주고 있다. 도표에서 12, 1, 2월은 겨울철, 3, 4, 5월은 봄철, 6, 7, 8월은 여름철, 9, 10, 11월은 가을철로 간주하고 분류하였다. 일반적으로 대기침착 물질은 자연적 지각 기원원소(Al, Ca, Fe, Si)와 인위적 기원원소(Cd, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn)로 구분할 수 있다. Noll 등(1989)에 의하면, 지각 구성물질의 질량은 총 거대입자 질량의 15~50%를 차지하였으며, 인위적 물질량은 1% 이하로 조사되었다.

불용성분 중 Cd는 전계절을 통해 전 지역에서 낮은 수치를 나타냈으나, Na, K, Fe, Ca 등은 비교적 큰 침착량을 보이며 높게 검출되었다. 또한, 전국을 걸쳐 Pb와 Ni의 침착량은 감소추세에 있었다. 서울의 경우, 1993~1994년 겨울에 Na이 이상적으로 높게 나타났으며, 1994~1995년 겨울에 Fe가 이상적으로 높게 나타났다. 반면, Mn, K의 침착량은 2회 연속 겨울철에 높게 나타났다. 수원에서는 Zn, Cd, Cr, K, Mn, Ni 등이 1993~1994년 겨울에 특히 높게 관측되었으며, 대전에서도 Zn, Cd, Cr, K, Ca, Pb, Mn, Ni 등이 1993~1994년 겨울에 특히 높게 관측되었고 이들 수원과 대전의 오염양상은 유사한 경향을 보였다. 반면 광주와 강릉에서의 총 침착량은 상대적으로 적었으나, 강릉에서는 높은 Na 침착이 관측되었다. 반

면, 표 4의 수용성 성분의 침착량을 계절별로 살펴보면, 불용성분 중의 Cd은 전 계절을 통해 전 지역에서 낮은 수치를 나타냈으나 수용성분 중에는 상당량 검출되었다. 그리고 Na, Ca, K, Pb 등도 전지역에서 높게 또한 고르게 검출되었다. 서울의 경우, 1994년 봄에 Cd이 이상적으로 높게 나타났으며, 대전에서는 Cu가 1994년 가을에 특히 높게 관측되었고, 광주에서는 Zn, K, Pb의 침착량이 높게 나타났다. 강릉에서는 1994년 여름과 가을에 Na의 침착량이 매우 높게 측정되었다.

각 지역의 계절별 원소 침착량 중 수용성분의 분율을 계산한 결과 Fe를 제외한 전체 원소의 수용성 분율은 0.90을 초과하였다. Fe의 경우 서울 0.19, 수원 0.09, 대전 0.11, 광주 0.09, 강릉 0.11 정도였다. 이는 측정된 원소 중 Fe를 함유한 분진이 주로 거대입자 영역에 속하는 지각원소이기 때문으로 사료된다. 우리나라 대기환경 보전법에는 대기오염물질은 입자상물질을 비롯하여 47종류이고, 이 중에서 Cd, Cr, Pb, Ni, Cu 등을 비롯하여 16종류를 특정대기 유해물질로 규정하고 있다. 이들은 미세입자군에 속하며 인간의 산업활동에 의해 주로 발견되며 인체 및 동식물에 큰 피해를

나타낸다.

분진중 유해원소의 수용성 분율이 높다는 사실은 이들의 침착으로 대기오염의 피해와 더불어 수질환경에도 큰 영향을 미칠 수 있음을 뜻한다. 분진 중 각 원소의 계절별 총침착량을 살펴보면(표 5), 지역별로 일부 원소의 침착량은 커다란 차이를 보였다. 우선 해염의 영향으로 사료되는 Na는 측정기간중(1993년 12월~1995년 2월) 강릉에서 평균 9,157.7 kg/km<sup>2</sup>/yr 침착된 것으로 추정되어 서울 2,286.7 kg/km<sup>2</sup>/yr, 수원 4,895.5 kg/km<sup>2</sup>/yr, 대전 2,119.4 kg/km<sup>2</sup>/yr, 광주 2,463.8 kg/km<sup>2</sup>/yr보다 1.9~4.3배 크게 조사되었다. 서울에서는 Zn, Cd, Ca, Fe, Mn, Ni 등이 절대량 측면에서 타도시와 비교하여 침착량이 많았다. 특히, Cd의 경우 측정기간중 평균 4.7 kg/km<sup>2</sup>/yr이 침착되어 수원(3.9 kg/km<sup>2</sup>/yr) 보다 최소 1.2배 높았으며, 광주(1.7 kg/km<sup>2</sup>/yr) 보다 최대 2.8배 높았다. Cd은 우리나라의 특정 유해 대기오염물질로서 호흡곤란 및 심장혈관증을 유발시킬 수 있는 중금속이다. 또한 서울에서의 Ni 평균 침착량은 50.8 kg/km<sup>2</sup>/yr으로 강릉(22.7 kg/km<sup>2</sup>/yr)보다 최소 2.2배 높았으며, 수원

Table 3. Water insoluble elemental fluxes of total deposition collected from 5 cities. (kg/km<sup>2</sup>/yr)

City	Season	Zn	Cd	Cr	K	Na	Pb	Ca	Fe	Mn	Ni	Cu
Seoul	win. 93.94	7.4	0.01	1.14	71.8	1009.3	7.1	45.0	263.4	19.2	5.1	17.1
	spr. 94	2.7	0.01	0.36	14.7	172.8	2.9	1.3	45.5	8.9	2.4	4.1
	sum. 94	1.0	0.03	0.32	3.0	127.4	9.0	45.3	37.2	0.6	0.4	3.7
	fal. 94	11.8	0.03	0.06	51.4	1180.1	3.0	23.2	822.9	13.1	1.6	13.2
	win. 94.95	27.5	0.03	0.10	92.3	468.5	4.7	25.2	1593.9	31.6	1.7	16.4
Suwon	win. 93.94	28.5	0.08	7.46	120.9	430.7	7.6	79.0	797.3	22.7	13.2	29.5
	spr. 94	2.8	0.02	0.71	22.4	238.9	6.4	23.4	140.9	6.1	2.0	3.5
	sum. 94	1.1	0.04	1.24	5.2	246.5	3.6	9.7	109.7	0.9	0.8	16.8
	fal. 94	2.7	0.01	0.04	24.9	343.4	1.2	13.0	415.2	7.0	0.5	5.4
	win. 94.95	3.8	0.02	0.02	42.3	358.5	2.1	17.8	336.4	4.9	1.0	3.1
Taejon	win. 93.94	26.1	0.06	5.72	77.1	325.3	11.6	79.1	283.3	22.2	7.0	7.6
	spr. 94	4.6	0.04	0.70	49.3	267.9	5.2	62.9	200.0	4.4	4.2	7.1
	sum. 94	1.6	0.01	0.03	26.2	331.7	1.4	17.1	311.4	6.1	0.4	27.0
	fal. 94	0.7	0.01	0.06	16.7	301.3	0.4	9.5	235.6	3.1	0.6	37.1
	win. 94.95	0.8	0.01	0.02	15.3	281.8	0.8	6.6	226.6	2.6	0.4	10.2
Kwanju	win. 93.94	5.1	0.04	1.48	41.8	328.0	9.0	76.2	191.6	4.5	7.5	12.6
	spr. 94	12.4	0.01	0.90	49.6	304.8	3.8	52.5	359.8	6.8	6.3	7.5
	sum. 94	2.3	0.02	0.03	25.9	420.5	1.6	23.1	413.2	7.4	0.8	159.1
	fal. 94	2.4	0.02	0.03	23.0	369.3	0.9	16.3	207.0	5.9	1.1	80.6
	win. 94.95	4.6	0.02	0.03	35.6	334.5	3.6	24.6	342.2	6.9	1.1	3.3
Kangnung	win. 93.94	5.2	0.01	3.01	27.9	717.3	4.0	55.8	87.9	3.8	4.6	3.6
	spr. 94	4.9	0.01	1.85	63.7	621.3	4.4	54.6	346.6	3.5	6.6	4.3
	sum. 94	0.9	0.01	0.09	18.0	148.0	0.7	8.3	178.4	5.6	0.9	7.3
	fal. 94	0.6	0.01	0.23	16.9	455.6	5.4	5.5	128.6	2.4	0.9	6.9
	win. 94.95	4.1	0.01	0.15	18.5	312.7	0.7	11.8	152.0	11.4	1.7	11.3

Table 4. Water soluble elemental fluxes of total deposition collected from 5 cities. (kg/km<sup>2</sup>/yr).

City	Season	Zn	Cd	Cr	K	Na	Pb	Ca	Fe	Mn	Ni	Cu
Seoul	win. 93.94	77.7	1.0	14.8	294.0	1096.3	50.8	1381.2	41.3	20.5	14.1	15.5
	spr. 94	57.2	18.8	19.7	598.6	1576.9	58.1	2747.2	8.0	3.6	8.0	0.0
	sum. 94	104.8	2.7	46.5	386.9	1811.8	70.4	2878.5	59.0	24.2	161.1	-
	fal. 94	99.2	1.1	20.1	204.8	2460.2	153.1	894.3	10.6	56.0	30.6	-
	win. 94.95	73.6	0.0	13.6	92.9	1530.2	12.6	758.8	46.5	51.3	29.0	5.8
Suwon	win. 93.94	90.3	3.6	29.5	693.3	2751.5	60.8	1624.8	73.4	46.7	27.5	21.7
	spr. 94	77.2	3.1	21.5	615.2	16176.7	29.4	952.7	13.2	10.3	7.0	1.4
	sum. 94	93.6	11.1	29.8	505.5	2034.8	42.1	2544.6	16.0	12.8	2.6	-
	fal. 94	59.5	1.2	24.0	280.6	940.5	18.6	614.4	36.4	14.0	5.7	-
	win. 94.95	57.5	0.5	53.1	318.8	955.9	67.6	408.9	19.4	20.6	12.7	18.5
Taejon	win. 93.94	53.5	2.9	26.0	500.1	2021.9	54.7	1386.5	68.9	24.9	25.3	16.6
	spr. 94	74.7	3.0	40.1	354.2	2796.2	61.7	1831.0	23.2	14.1	8.8	41.3
	sum. 94	127.0	2.7	21.4	427.2	2097.8	7.7	1668.7	12.8	12.0	5.6	-
	fal. 94	36.7	0.8	29.4	92.8	1231.5	28.1	438.7	19.5	20.9	19.9	-
	win. 94.95	40.1	0.4	2.5	104.7	941.7	16.8	358.5	30.8	17.9	19.1	-
Kwangju	win. 93.94	111.3	1.8	39.1	873.2	1823.6	75.6	1950.1	31.7	27.2	22.5	20.5
	spr. 94	70.7	2.6	13.4	562.9	2998.7	153.9	1913.8	17.4	9.0	5.6	39.0
	sum. 94	139.1	2.1	38.5	251.2	3128.2	148.3	2196.6	29.8	21.1	37.5	-
	fal. 94	36.5	1.3	13.3	283.8	762.6	92.8	845.0	22.6	23.1	13.1	-
	win. 94.95	53.4	0.7	34.2	280.3	1849.0	73.5	538.8	27.3	26.5	17.2	5.9
Kangnung	win. 93.94	81.7	2.2	39.1	752.0	4488.3	78.6	2126.5	18.0	21.9	27.0	143.5
	spr. 94	48.4	7.0	29.4	537.7	6926.3	63.7	2860.3	18.4	6.8	7.5	39.3
	sum. 94	29.6	2.9	16.2	646.3	8812.9	81.0	969.1	6.9	4.2	8.6	-
	fal. 94	43.9	1.8	88.8	931.0	16970.2	99.2	901.0	33.7	35.4	37.2	-
	win. 94.95	34.5	0.7	29.6	399.8	6335.9	34.5	355.5	17.3	17.4	18.3	43.9

(14.6 kg/km<sup>2</sup>/yr)보다 최대 3.5배 높았다. 일반적으로 대기중 Ni은 위해하고 독성이 있고 주로 폐를 손상시키는 특정 유해대기 오염물질로서 주로 기름연소 오염원에서 방출되는 것으로 추정된다. Cr의 경우 강릉은 평균 41.7 kg/km<sup>2</sup>/yr이 침착되어 수원 (33.4 kg/km<sup>2</sup>/yr)보다 최소 1.3배 높았으며, 서울 (23.3 kg/km<sup>2</sup>/yr)보다 최대 1.8 배 높았다. Pb의 경우 광주는 평균 112.6 kg/km<sup>2</sup>/yr이 침착되어 강릉 (74.4 kg/km<sup>2</sup>/yr)보다 1.5배 높았으며, 대전 (37.7 kg/km<sup>2</sup>/yr)보다 최대 2.0배 높았다. 무연 휘발유의 대체정책으로 Pb의 전반적 침착량은 꾸준한 감소추세에 있지만 일부도시에서 보인 높은 침착량은 유사 오염원에 대한 규제부실을 의미한다. Cr과 Pb 역시 특정 유해물질로서 대표적인 인위적 오염물질이다.

본 연구수행과정에서 강릉의 오염현황은 특이하였다. 강하분진의 총량 측면에서는 침착량이 가장 적은 지역이지만, 자연적 오염물질로 추정되는 Na 이외에 대표적 유해물질인 Cr, K, Pb, Ni, Cu 등도 최대치에 가까운 높은 침착량을 보였다. 주변지역의 오염원 조사가 시급하다고 사료되며 육상 오염원 뿐만 아니라, 해상 오염

원의 규제 필요성이 절실하였다. 수원과 광주의 경우, 오염물질의 침착량은 많았으나 유해물질로 사료되는 중금속의 농도는 상대적으로 작았다.

### 3.2 총 강하분진의 침착량

강하분진의 총 침착량의 일부를 계산하였다. 이 결과는 1995년 1월부터 9월까지의 40개 시료를 기준으로 추정된 것으로 1995년 이전의 강하분진 총침착량은 사고로 인한 자료유실이 있어 산출할 수 없었다. 비록 계절변화를 고려한 연평균 침착량은 아니지만, 각 도시별 평균 침착량은 수원 > 광주 > 서울 > 대전 > 강릉의 순서였다. 즉, 각 지점에서 강하분진의 침착량이 높게 나타난 달은 서울이 1995년 3월에 66.2 ton/km<sup>2</sup>/mon, 수원이 1995년 3월에 213.6 ton/km<sup>2</sup>/mon, 대전이 4월에 30.4 ton/km<sup>2</sup>/mon, 광주가 5월에 237.6 ton/km<sup>2</sup>/mon, 강릉이 4월에 35.5 ton/km<sup>2</sup>/mon였다. 특히 1995년 봄철의 평균 침착량은 서울 159.4 ton/km<sup>2</sup>/yr, 수원 318.6 ton/km<sup>2</sup>/yr, 대전 88.9 ton/km<sup>2</sup>/yr, 광주 293.8 ton/km<sup>2</sup>/yr, 강릉 57.5 ton/km<sup>2</sup>/yr로 나타났다. 특히 수원에서 높은 침착량을 보인 이유

Table 5. Total elemental fluxes of total deposition collected from 5 cities. (kg/km<sup>2</sup>/yr).

City	period	Zn	Cd	Cr	K	Na	Pb	Ca	Fe	Mn	Ni	Cu
Seoul	win. 93. 94	85.1	1.0	16.0	365.7	2105.6	58.0	1426.2	304.7	39.7	19.2	32.6
	spr. 94	59.9	18.8	20.0	613.3	1749.6	61.0	2748.5	53.5	12.5	10.5	4.1
	sum. 94	105.9	2.8	46.9	390.0	1939.1	79.3	2923.8	96.3	24.8	161.5	-
	fal. 94	111.1	1.1	20.1	256.2	3640.2	156.1	917.6	832.5	69.1	32.2	-
	win. 94. 95	101.1	0.0	13.6	185.3	1998.7	17.3	784.0	1640.4	82.9	30.8	22.2
	mean	92.6	4.7	23.3	362.1	2286.7	74.3	1760.0	585.5	45.8	50.8	19.6
Suwon	win. 93. 94	118.9	3.7	36.9	814.3	3182.2	68.3	1703.8	870.6	69.4	40.7	51.1
	spr. 94	80.0	3.1	22.2	637.5	16415.7	35.8	976.1	154.1	16.3	9.0	4.9
	sum. 94	94.7	11.2	31.0	510.8	2281.3	45.7	2554.2	125.7	13.7	3.4	-
	fal. 94	62.2	1.2	24.0	305.5	1283.9	19.8	627.3	451.6	21.0	6.2	-
	win. 94. 95	61.3	0.5	53.1	361.2	1314.4	69.7	426.6	355.8	25.6	13.7	21.6
	mean	83.4	3.9	33.4	525.8	4895.5	47.9	1257.6	391.6	29.2	14.6	25.9
Taejon	win. 93. 94	79.6	3.0	31.8	577.2	2347.3	66.3	1465.6	352.2	47.1	32.3	24.1
	spr. 94	79.3	3.0	40.8	403.5	3064.1	66.9	1894.0	223.3	18.5	13.1	48.3
	sum. 94	128.6	2.7	21.4	453.4	2429.5	9.2	1685.8	324.2	18.1	6.0	-
	fal. 94	37.4	0.8	29.5	109.5	1532.8	28.5	448.2	255.1	24.0	20.5	-
	win. 94. 95	41.0	0.4	2.5	120.0	1223.5	17.6	365.1	257.4	20.5	15.5	-
	mean	73.2	2.0	25.2	332.7	2119.4	37.7	1171.7	282.4	25.7	17.5	36.2
Kwangju	win. 93. 94	116.4	1.9	40.6	915.0	2151.6	84.6	2026.3	223.3	31.7	30.0	33.2
	spr. 94	83.1	2.6	14.4	612.5	3303.5	157.7	1966.3	377.1	15.8	11.9	46.5
	sum. 94	141.4	2.2	38.6	277.1	3548.7	149.8	2219.6	443.0	28.6	38.3	-
	fal. 94	38.9	1.4	13.4	306.8	1131.9	93.7	861.3	229.6	29.0	14.2	-
	win. 94. 95	57.9	0.7	34.2	315.8	2183.5	77.2	563.4	369.5	33.4	18.3	9.2
	mean	87.5	1.7	28.2	485.4	2463.8	112.6	1527.4	328.5	27.7	22.5	29.6
Kangnung	win. 93. 94	86.9	2.2	42.1	779.9	5205.6	82.6	2182.3	105.8	25.7	31.6	147.1
	spr. 94	53.3	7.0	31.3	601.5	7547.6	68.2	2915.0	365.0	10.2	14.1	43.7
	sum. 94	30.5	2.9	16.3	664.3	8960.9	81.7	977.4	185.2	9.7	9.5	-
	fal. 94	44.5	1.8	89.0	948.0	17425.9	104.6	906.4	162.4	37.7	38.1	-
	win. 94. 95	38.5	0.7	29.7	418.3	6648.6	35.2	367.3	169.3	28.8	20.0	55.2
	mean	50.7	2.9	41.7	682.4	9157.7	74.4	1469.7	197.6	22.4	22.7	82.0

는 시료채취 주변지역에서 대규모 거주지역 개발에 기인한 것으로 사료된다. 또한 총강하분진의 침착량이 우리나라 전역에서 봄철에 높게 나타난 이유는 황사의 영향 때문으로 사료된다. 참고로 1995년 4월 7~9일, 18~19일, 23~30일에 중국 황하유역, 타클라마칸 사막,

고비 사막에서 황사가 발생하여 편서풍을 타고 우리나라 전역에 영향을 미친 바 있다. 총강하분진에 대한 수용성 분진의 비율은 표 6에서와 같이 0.371~0.960의 범위를 보였다. 서울은 0.698, 수원은 0.595, 대전은 0.734, 광주는 0.674, 그리고 강릉은 0.620의 평균 비율을 보였다. 비교적 토양분진의 영향이 클 때 수용성 분의 비율은 비교적 감소하였다.

Table 6. The fraction of soluble flux in total deposition.

City Season	Seoul	Suwon	Daejon	Kwangju	Kangnung
Winter 94, 95	0.551	-	0.712	0.960	-
Spring 95	0.726	0.411	0.755	0.371	0.620
Summer 95	0.818	0.778	-	0.422	-
Fall 94	-	-	-	0.674	-
mean	0.698	0.595	0.734	0.674	0.620

### 3.3 건식침착물 중 계절별 원소의 침착량

본 연구에서는 시료포집 기간중 비나 눈이 오지 않았을 때를 건식침착으로 간주하였다. 전기간 중 총 9개의 건식침착 시료를 얻을 수 있었다. 건식침착물 중 불용성분 및 수용성분의 계절별 침착량은 표 7과 표 8에 각각 제시하였으며, 표 9는 이들 성분을 합산한 원소별 총침착량이다. 불용성분의 경우 수원지역이 1994년 봄에 Zn, Cr, Ca, Mn의 침착량이 높았으나 다른 지역과 비교하여 계절적 변동이 매우 컸다. 대전지역은 다른 지

역과 비교하여 1993~1994년 겨울철에 높은 K, Ni 침착이 관측되었으며, 광주에서는 1993~1994년 겨울에 Pb의 높은 침착이 관측되어 인위적 오염원의 제어 필요성이 제기되었다. 그리고 1994년 봄에는 Cu, 여름에는 Fe이 높게 관측되었다. 또한 강릉은 1994년 봄에 다른 지역보다 높은 Na의 침착이 관측되었다. 반면, 건식침착물 중 수용성분의 원소별 침착량은 봄철에 대전이 수원이나 광주, 강릉과 비교하여 K, Na가 높게 검출되었으며, 수원지역에서는 봄철에 Fe, Mn이 높았다. 그리

고 1994년 겨울에 광주에서는 Zn, Pb, Ca가 높게 검출되었다. 1994년 여름에는 광주가 수원에 비해 수용성 Pb, Fe, Mn, Ni가 높게 검출되었고, 1994년 겨울에 광주가 대전에 비해 Zn, Cd, Cr, K, Pb, Ca, Cu가 높았다.

건식침착물중 원소의 계절별 총침착량은 수원지역이 1994년 봄철에 대전과 강릉에 비해 Zn, Cr, Mn, Ni이 높았다. 또한 1994년 여름에는 수원이 광주에 비해 Cd, Na이 높았고, 1993~1994년 겨울에 대전이 광주

**Table 7. Water insoluble elemental fluxes of dry deposition collected from 5 cities. (kg/km<sup>2</sup>/yr)**

City	Season	Zn	Cd	Cr	K	Na	Pb	Ca	Fe	Mn	Ni	Cu
Suwon	spr. 94	42.1	0.04	6.2	46.0	66.0	6.9	79.3	153.7	13.7	7.7	4.1
	sum. 94	0.9	0.05	0.9	3.6	28.5	2.3	14.9	89.1	1.0	0.8	-
Taejon	win.93,94	3.4	0.02	0.9	54.6	4.1	6.2	42.9	230.1	2.8	8.4	8.8
	spr. 94	6.8	0.04	1.1	50.4	3.8	7.0	76.8	185.1	4.4	5.0	9.3
Kwangju	win.93,94	7.3	0.01	1.1	49.4	38.9	8.0	70.2	225.6	4.4	7.7	5.7
	sum. 94	2.0	0.02	0.03	20.5	7.9	0.8	20.4	229.4	5.2	0.7	144.7
	fal. 94	1.6	0.02	0.1	10.5	5.1	0.9	21.3	344.9	7.0	0.6	5.6
Kangnung	spr. 94	2.1	-	2.5	32.0	118.1	4.0	55.2	122.5	4.9	6.4	5.4

**Table 8. Water soluble elemental fluxes of dry deposition collected from 5 cities (kg/km<sup>2</sup>/yr).**

City	Season	Zn	Cd	Cr	K	Na	Pb	Ca	Fe	Mn	Ni	Cu
Suwon	spr. 94	41.9	1.1	39.7	479.9	11.5	28.7	1639.3	55.2	29.8	25.4	15.4
	sum. 94	28.7	5.0	3.9	94.3	20.2	15.5	474.2	3.1	1.9	0.4	-
Taejon	win.93,94	31.0	2.7	13.5	377.6	39.0	28.9	1021.7	35.7	11.4	15.5	12.8
	spr. 94	43.7	1.4	43.7	540.9	95.4	64.8	2132.8	54.9	16.9	19.7	15.5
Kwangju	win.93,94	167.8	3.5	16.8	435.5	18.1	244.0	3797.9	6.3	3.5	2.8	55.9
	sum. 94	36.5	0.3	7.6	145.1	15.4	43.2	535.9	2.8	5.1	4.5	-
	fal. 94	12.1	0.5	0.7	23.9	5.0	48.1	195.8	11.6	11.8	6.9	-
Kangnung	spr. 94	61.9	6.1	50.9	433.9	10.3	23.6	1085.5	43.0	12.6	26.3	81.8

**Table 9. Total elemental fluxes of dry deposition collected from 4 cities. (kg/km<sup>2</sup>/yr).**

City	Season	Zn	Cd	Cr	K	Na	Pb	Ca	Fe	Mn	Ni	Cu
Suwon	spr. 94	84.0	1.1	45.9	525.9	77.5	35.6	1718.6	208.9	43.4	33.0	19.6
	sum. 94	29.6	5.1	4.8	97.9	48.8	17.8	489.1	92.2	2.9	1.1	-
	mean	56.8	3.1	25.3	311.9	63.1	26.7	1103.9	150.5	23.2	17.1	19.6
Taejon	win.93,94	34.3	2.7	14.4	432.1	43.2	35.1	1064.6	265.8	14.3	23.9	21.6
	spr. 94	50.5	1.4	44.8	591.3	99.2	71.8	2209.5	240.0	21.3	24.7	24.8
	mean	42.4	2.1	29.6	511.7	71.2	53.5	1637.0	252.9	17.8	24.3	23.2
Kwangju	win.93,94	175.1	3.5	17.9	484.9	56.9	252.0	3868.1	231.9	7.9	10.5	61.6
	sum. 94	38.5	0.3	7.6	165.6	23.4	44.0	556.3	232.2	10.3	5.2	-
	fal. 94	13.6	0.5	0.8	34.4	10.1	48.9	217.0	356.5	18.8	7.5	-
	mean	75.8	1.4	8.8	228.3	30.1	115.0	1547.1	273.5	12.3	7.7	61.6
Kangnung	spr. 94	64.0	6.1	53.4	465.9	128.4	27.6	1140.7	165.5	17.5	32.7	87.2



Table 10. Correlation coefficients among elemental fluxes.

Element	Ca	Cd	Cr	Cu	Fe	K	Ni	Mn	Pb	Zn	Na
Ca	1.00										
Cd	-.015	1.00									
Cr	-.259	-.059	1.00								
Cu	.245	.197	-.357	1.00							
Fe	-.093	.330	-.472	.362	1.00						
K	.302	-.079	.016	.139	-.096	1.00					
Ni	-.063	.397	.008	-.054	.161	.265	1.00				
Mn	.324	.316	-.065	.343	.374	.261	.387	1.00			
Pb	.301	-.065	-.073	.223	-.076	.143	-.238	.132	1.00		
Zn	.355	-.187	-.333	.743**	.103	.271	-.157	.286	.567**	1.00	
Na	-.101	-.070	.317	-.043	-.240	.550*	.541*	.210	.034	.055	1.00

\* P<0.01, \*\* P<0.001

에 비해 Fe, Mn, Ni이 높게 관측되었다. 대전은 1994년 봄에 K, Na가 높았고, 광주에는 1993~1994년 겨울에 Zn, Pb, Ca, 1994년 가을에 Fe가 높았다. 그리고 광주의 경우 Cr, K이 감소하였는데 Pb, Ca은 겨울에 특이하게 높았다. 그리고 강릉에서는 Cd, Cr, Na이 높게 관측되었다. 총 건식침착물 중 수용성 원소의 분율은 Fe을 제외하고 높았는데, Fe의 수용성분 분율은 0.012~0.264 범위에 있었다. 그리고 습식침착시의 수용성 원소의 분율에 비해 건식침착시의 Na (0.080~0.933), Mn (0.521~0.797), Ni (0.553~0.803)의 분율도 비교적 낮게 관측되었다. 특히 1994년 봄에 강릉에서 Na의 분율이 0.08로 매우 낮게 관측되었다. 그리고 1994년 봄에 강릉에서는 Zn, Cd, K, Ni, Cu, 대전에서는 Cr, Na, Pb, Ca, Mn, 수원에서는 Fe의 수용성 원소의 분율이 높았고, 1994년 여름에는 수원이 광주에 비해 Zn, Cd, K, Ca, Fe, Mn의 수용성 원소의 분율이 높게 나타났다. 또한 1993~1994년 겨울에 대전이 광주에 비해 Na, Fe, Mn, Ni의 수용성 원소의 분율이 높게 나타났다.

3.4 각 침착원소 간의 상관관계

5개 시료채취 지역 중 비교적 강하분진이 많은 지역에서는 연소생성물 등의 유기물보다는 토양분진 등의 무기물로 조성된 강하분진을 다량 포함하고 있었고, 차량의 수가 많은 서울에서는 자동차 배출가스 이외에 자동차 통행 및 유동인구로 인한 비산분진의 영향도 큰 것으로 사료되었다. 특히 황사현상으로 강하분진량이 많았던 4월의 분진에는 지각원소의 침착량이 높았다. 분진을 미세입자와 거대입자로 나눌때 거대입자군에는 토양성분인 Si, Al, Ca, Fe, K가 풍부하며 해염성분인 Na, Cl,

Mg 등이 풍부하다. 반면, 미세입자군에는 인간의 산업 활동으로 야기된 As, Cd, Ni, Pb, V, Zn, Co, Cr, Hg, Se, Mn 등이 풍부하다. 표 10은 각 원소들 간의 상관성을 보기 위해서 T-test를 실시한 결과이다. 강하분진에 대한 전반적 상관성은 낮게 추정되었으나, Na은 K, Ni과 상관성이 r=0.550, r=0.541 (p<0.01)으로 나타났고, Zn은 Cu와 r=0.743 (p<0.001), Pb과는 r=0.587 (p<0.01)으로 나타나 미약한 관련성을 보여주고 있었다. 만약 측정원소를 대폭 확장한다면 원소간의 뚜렷한 상관성을 구할 수 있을 것으로 사료된다.

3.5 건식 침착속도의 추정

대기중 분진의 건식침착은 지표면 근처의 기상학적 조건과 입자의 특성, 표면의 조도 등에 의존하는 매우 복잡한 과정이다. 이러한 영향 인자로 인해 강하분진의 침착량은 시·공간적으로 크게 변화할 수 있다. 건식침착은 분진의 대기중 체류시간과 관련한 소멸과정의 하나이기 때문에, 측정변수를 이용하여 침착속도를 결정하는 일이 중요하다. 건식침착에 대한 확고한 연속 측정방법은 최근까지 존재하지 않지만, 간접적 측정기술은 실험적으로 개발된 바 있다(Hicks, et al., 1980). 또한, 각종 보고서는 실험적으로 다음과 같은 건식침착 속도식을 사용하고 있다.

$$F = V_d \cdot C_a$$

여기서, F=침착량 또는 flux (μg/cm<sup>2</sup>/sec)

V<sub>d</sub>=침착속도 (cm/s)

C<sub>a</sub>=시료채취 지역에서의 부유분진의 농도 (μg/cm<sup>3</sup>)

Table 11. Dry deposition velocities of several inorganic elements in Suwon area (cm/s).

	Period	Zn	Pb	Ca	Fe	Mn	Cu
Insoluble	940308 ~ 318	0.44	0.09	0.16	0.36	2.93	0.44
	940601 ~ 610	0.02	0.04	0.04	0.20	0.32	-
Soluble	940308 ~ 318	0.43	0.36	3.35	0.13	6.38	1.64
	940601 ~ 610	0.55	0.31	1.25	0.01	0.63	-
Total	940308 ~ 318	0.87	0.45	3.52	0.48	9.31	2.08
	940601 ~ 610	0.57	0.35	1.29	0.21	0.95	-

최근까지, 침착속도  $V_d$ 에 대한 대표치는 존재하지 않고 있다. 이는 분진에 대한 중력침강 속도와 사용된 각종 유사 경험변수들에 많은 가정들이 내재되어 건식침착속도를 정확히 계산할 수 없기 때문이다. 그럼에도 불구하고 각종 대기오염물질에 대한 건식침착속도 관련자료가 제시되고 있다 (Eisenreich, 1980; Noll, et al., 1990; Shemel, 1984). 각종 연구를 통해 얻은 침착속도치의 범위는 매우 광범위하게 나타나고 있다. 경우에 따라서는 동일물질에 대한 동일장소에서의 실험에서도 침착속도 값은 수십배 정도 차이를 보이고 있다. 이는 각 조사대상 물질의 공기 중 체류시간이 입자의 크기에 따라 큰 편차를 보이기 때문으로, 예를 들어, 가스상 물질에 대한 건식침착속도는  $2 \times 10^{-3}$  cm/s에서 26 cm/s 범위를 보여 약 10,000배 정도의 차이를 보이기도 하며, 입자상 물질에 대한 건식침착속도는  $10^{-3}$ 에서 180 cm/s 범위로 100,000배 정도 차이를 보인다 (Shemel, 1984). 그러므로 입자의 크기, 지형, 기상 등을 고려한 정교한 실험을 수행하여야만 이들 속도범위의 차를 줄일 수 있다. 참고로  $SO_2$ ,  $SO_4^{2-}$ , NO,  $NO_2$ 에 대하여 건식침착속도 값들은 0.1에서 2.0 cm/sec이며, 노출표면이 거칠고 습기가 높을 때 높은 값을 보이며, 지형이 평평하고 건조하거나 결빙되었을 때 낮은 값을 나타낸다 (Masse et al., 1982).

본 연구에서는 강수가 없을 때 채집된 시료를 건식침착 분진으로 간주하고 조사한 결과, 수원에서 2회, 대전에서 2회, 광주에서 3회, 강릉에서 2회 시료를 채취할 수 있었다. 금속원소들의 건식침착속도를 계산하기 위해 수원지역에서 부유분진에 관한 측정작업을 병행하였다. 즉, Cascade Impactor를 사용하여 부유분진의 중량농도를 측정하였으며, XRF를 이용하여 원소분석을 수행하였다. 이들 측정자료를 이용하여 상기 건식침착속도식에 대입하여 침착속도를 계산하였다. 표 11은 이 결과를 보여주고 있다. 본 실험에서는 XRF로 측정이 가능하였던 Zn, Pb, Ca, Fe, Mn, Cu의 침착속도만을 구하였다. 건식침착물 중 금속원소의 침착속도는 Zn

0.57~0.87, Pb 0.35~0.45, Ca 1.29~3.52, Fe 0.21~0.48, Mn 0.95~9.31, Cu 2.08 cm/sec으로 Mn과 Cu의 침착속도가 큰 기복을 보이고 있으며, Ottley 등 (1993)이 청정 북해에서 조사한 결과보다 다소 높은 수치이다. 전반적으로 수원지역의 강하분진 중 불용성 원소의 침착속도는 6월과 비교하여 3월에 높게 추정되었는데, 이는 여름보다 봄에 풍속이 컸으며, 강수량이 많았으며, 비교적 불용성인 토양성분이 높았기 때문으로 추정된다. 또한, 총 건식 강하분진중 수용성 Zn은 6월에 침착속도가 빨랐다. 구체적 자료에 대한 해석은 현재로는 불가능하며 수용모델을 비롯한 각종 기초연구가 병행되어 수행되어야만 가능할 것으로 사료된다.

#### 4. 결 론

1994년 1월부터 1995년 2월까지 우리나라 5개 장소에서 90개의 강하분진 시료를 포집하고 Zn, Cd, Cr, K, Na, Pb, Ca, Fe, Mn, Ni, Cu 등 11개 원소를 AAS, ICP를 사용하여 정량적으로 분석하였다.

본 연구에서는 이들 원소를 수용성 성분과 불용성분으로 분류하고 침착량을 계산하였으며, 특히 건식침착 분석을 수행하여 건식침착속도를 추정하였다. 본 연구를 통해 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

- (1) 총 습식침착물의 불용성분 중 Cd는 전계절을 통해 전 지역에서 낮은 수치를 나타냈으며, 반면 Na, Fe, K, Ca 등은 비교적 고른 침착량을 보였지만 높게 검출되었다. 또한, 전국을 걸쳐 Cr, Pb와 Ni의 침착량은 감소추세에 있었다.
- (2) 각 지역의 원소 침착량 중 Fe을 제외한 수용성분의 비율은 0.90에 가까웠다. Fe의 경우 서울 0.19, 수원 0.09, 대전 0.11, 광주 0.09, 강릉 0.11 정도였다.
- (3) 측정기간중 (1994년 1월~1995년 2월) Na는 강릉에서 평균 9,158 kg/km<sup>2</sup>/yr 침착된 것으

로 추정되어 타지역보다 1.9~4.3배 크게 조사되었다. Cd의 경우 서울은 평균 4.7 kg/km<sup>2</sup>/yr이 침착되어 타지역보다 1.2~2.8배 높았다. Ni의 경우 서울은 평균 50.8 kg/km<sup>2</sup>/yr으로 타지역보다 2.2~3.5배 높았다. Cr의 경우 강릉은 평균 41.7 kg/km<sup>2</sup>/yr이 침착되어 타지역보다 1.3~1.8배 높았다. Pb의 경우 광주는 평균 112.6 kg/km<sup>2</sup>/yr 침착되어 타지역보다 1.5~2.0배 높았다.

- (4) 총강하분진에 대한 수용성 분진의 평균 분율은 서울 0.70, 수원 0.60, 대전 0.73, 광주 0.67, 그리고 강릉 0.62의 평균 분율을 보였다.
- (5) 총 전식침착량중에서 수용성분의 분율은 Na, Fe, Mn, Ni을 제외하고 0.87 이상으로 높았다. Fe의 수용성 분율은 0.012~0.264 범위에 있었다.
- (6) T-test를 실시한 결과, Na과 K, Na과 Ni과의 상관성이 r=0.550, r=0.541 (p<0.01)으로 나타났고, Zn은 Cu와 r=0.743 (p<0.001), Pb과는 r=0.587 (p<0.01)으로 나타났다.
- (7) 전식침착물중 금속원소의 침착속도는 Zn 0.57~0.87 cm/sec, Pb 0.35~0.45 cm/sec, Ca 1.25~3.52 cm/sec, Fe 0.21~0.48 cm/sec, Mn 0.95~9.31 cm/sec, Cu 2.08 cm/sec였다.

### 감 사

본 연구는 1993년도 학술진흥재단의 일부 연구비 보조로 수행되었음을 밝힙니다. 아울러 본 연구를 위해서 많은 도움을 주신 충남대학교 환경공학과 이진홍 교수님, 조선대학교 환경학과 정경훈 교수님을 비롯해 서울(이혜문), 수원(유정석, 유상준, 윤훈주), 대전(오정화), 광주(정재경), 강릉(김현섭)에서 시료채취에 도움을 주신 여러분께 깊은 감사를 드립니다.

### 참 고 문 헌

통계년보, 한국환경년감, 1993.  
 大喜多敏一, 北田敏廣, 酸性雨-乾性沈着, 氣象研究  
 저널, Vol. 158, pp.119-583, 1987  
 An, Z.S., G. Kukla, S.C. Porter and Y.L.  
 Xiao, Magnetic susceptibility evidence of

monsoon variation on the loess plateau of central China during the last 130,000 years, *Quatern. Res.* Vol.36, pp.91-95, 1990.

BSI, *Methods for the measurement of air pollution Part 1, Deposit Gauges, BS 1747.* British Standards Institution, London, 1969.  
 Dasch, J.M. and S.H. Dadle, Dry deposition to snow in an urban area, 78th annual meeting of the APCA, Detroit, Michigan, June, 1985.  
 Ecker, F.F., E. Hirai and T. Chohji, Airborne trace metals in snow on the Japan sea side of Japan, *Atmospheric Environment*, Vol. 24a, No. 10, pp.2593-2600, 1990.  
 Eisenreich, S.J., B.B. Loony and J.D. Thornton, In appendix to the Great Lakes science advisory board's 1980 annual report, Great Lakes regional office, The international joint commission, Winder, Ontario, 1980.  
 Galbraith, J.H. and F.J. Hingston, Application of a directional dust gauge to measurement of impaction of atmospheric salt. *Atmospheric Environment*, Vol. 25A, No. 10, pp.2211-2221, 1991.  
 Galloway, J.N. and D.N. Whelpdale, Atmospheric sulfur budget for eastern north America, *Atmospheric Environment*, Vol. 14, pp.409-417, 1980.  
 Hall, D.J. and S.L. Upton, A wind tunnel study of the particle collection efficiency of an inverted Frisbee used as a dust deposition gauge, *Atmospheric Environment*, Vol. 22, pp.1383-1394, 1988.  
 Hicks, B.B., M.L. Wesley and J.L. Durham, Critique of methods to measure dry deposition; Workshop Summary, U.S. EPA Report EPA-600/9-80-050 (NTIS PB 81-126443), 1980.  
 ISO, Measurement of particulate fallout by a horizontal deposit gauge, ISO/TC 146/ET 4 (Paris 75-2) 69E, International Organization for Standardization, Paris, 1986.

- Jaffe, R.H., C.A. Cabrera and J. Alvarado, Organic compounds and heavy metals in the atmosphere of the City of Caracas, Venezuela I: Atmospheric Particles, II: Atmospheric Deposition. Water, Air, and Soil pollution, Vol. 71, pp.293-313, pp.315-329, 1993.
- Jickells, T.D., T.D. Davies, M. Tranter, S. Landberger, K. Jarvis and P. Abrahams, Trace elements in snow samples from the Scottish highlands: sources and dissolved/particulate distributions, Atmospheric Environment, Vol. 26A, No. 3, pp. 393-401, 1992.
- Lin, J.J. and K.E. Noll and T.M. Holsen, Dry deposition velocities as a function of particle size in ambient atmosphere. Aerosol Science, Vol. 20, pp.239-252, 1994.
- Masse, C. and E. Voldner, Estimation of dry deposition velocities of sulfur over Canada and the United States east of the Rocky Mountains, proc. 14th Int. Conf. on Precipitation Scavenging, Dry Deposition and Resuspension, Santa Monica, CA, 1992.
- Meszaros, E. and L. Horvath, Concentration and dry deposition of atmospheric sulfur and nitrogen compounds in Hungary, Atmospheric Environment. Vol. 18, pp. 1725-1730, 1984.
- Nicholas, K.W., The dry deposition of small particles: a review of experimental measurement, Atmospheric Environment., Vol. 22, pp.2653-2666, 1988.
- Noll, K.E., K.Y.P. Fang and A.W. Laura, Characterization of the deposition of Particles from the atmosphere to a flat plate. Atmospheric Environment, Vol. 22, No. 7, pp.1461-1468, 1989.
- Noll, K.E. and K.Y.P. Fang, Atmospheric coarse particulate concentration and dry deposition fluxes for ten metals in two urban environments. Atmospheric Environment, Vol. 24A, No. 4, pp.903-908, 1990.
- Ottley, C.J. and R.M. Harrison, Atmospheric dry deposition flux of metallic species to the North Sea. Atmospheric Environment Vol. 27A, No. 5, pp.685-695, 1993.
- Ross, M. and E.S. MacGee, Chemical and mineralogical effects of acid deposition on marble and Salem limestone test samples placed at four NAPAP weather-monitoring sites. Am. Miner, Vol. 74, pp. 367-383, 1989.
- Sheih, C.M., M. Wesley and B.B. Hicks, Estimated dry deposition velocities of sulfur over the eastern united states and surrounding regions, Atmospheric Environment, Vol. 13, pp. 1361-1368, 1979.
- Shemel, G.A., In Atmospheric Science and Power Production; Randerson, D., Ed.; U. S. Department of Energy; Washington, D.C., pp.533-583, 1984.
- Standard Methods, for the examination of water and wastewater, 18th Ed., preliminary treatment of samples, 3030 E. Nitric acid digestion, 3-5, American Public Health Association, Washington, DC, 1992.
- Vawda, Y., I. Colbeck, R.M. Harrison and K. W. Nicholson, Assessment of the performance of a tunnel sampler and cascade impactor system for ambient air sampling. Aerosol Sci., Vol. 23, No. 3, pp.233-243, 1992.
- Warren Spring Laboratory, Acid deposition in the United Kingdom, WSL, p.104, 1983.