

저압 임팩터를 이용한 대기 에어로졸 중 원소 성분의 건성침착속도 추정에 관한 연구

Estimation of Dry Deposition Velocity for Elements in Atmospheric Aerosols by Low-Pressure Impactor

박 정 호 · 최 금 찬¹⁾

진주산업대학교 환경공학과, ¹⁾동아대학교 환경공학과
(2000년 3월 17일 접수, 2000년 6월 16일 채택)

Jeong-Ho Park and Kum-Chan Choi¹⁾

Department of Environmental Engineering, Chinju National University,

¹⁾*Department of Environmental Engineering, Dong-A University*

(Received 17 March 2000; accepted 16 June 2000)

Abstract

To estimate dry deposition flux of 12 elements in atmospheric aerosols, aerosol particles were sampled by a low-pressure impactor (LPI) and a dust jar. The concentrations of 12 elements in aerosol particle and dry deposition were analyzed by a PIXE analysis using a 2.0 MeV-proton beam. The mean dry deposition velocities of 12 elements were estimated by ranges of 0.74~2.62 cm/sec. The result showed that the highest value was 3.26 cm/sec for Ca and the lowest value 0.74 cm/sec for Fe.

The dry deposition flux for elements was calculated as a function of particle size by 1-step method and 12-step method. In this work, dry deposition velocities were computed with the two existing models : the coarse-particle fraction (4~30 μ m diameter) using the dry deposition velocity model of the Noll and Fang (1989) and the fine-particle fraction (0.05~4 μ m diameter) using the Shemel and Hodgson (1980) model. The ratios of the mean calculated/measured fluxes were 3.59 for 1-step method and 0.60 for 12-step method respectively.

Key words : PIXE, atmospheric aerosols, element, dry deposition flux, 12-step method

1. 서 론

대기 중으로 방출된 대기오염물질의 제거과정에는 주로 강수 등에 의해 제거되어지는 습성침착 (wet deposition) 과정과 직접 지표면 부근으로 침착하는 건성침착 (dry deposition) 과정으로 크게 구분할 수 있다. 습성침착의 경우 지구 환경문제의 하나로서

주목되고 있는 산성비 문제로 지금까지 국내외의 많은 보고들이 있다. 그러나 대기오염물질의 건성침착의 경우 습성침착 과정에 의한 침착량과 거의 동등하다고 알려져 있음에도 불구하고 (NAPAP, 1991; 藤田愼一 등, 1990), 침착현상의 복잡성 때문에 건성침착을 평가하는 표준적인 방법조차 정립되어 있지 않다. 그러나 실제 대기오염물질이 지표면 부근의 환경에 주는 부하량을 평가하기 위해서는 습성

침착 뿐만 아니라 건성침착과정에 대한 검토가 중요하다(大喜多敏一과 北田敏廣, 1987).

건성침착에서 대기중의 오염물질이 어느 정도 지표면 부근으로 침착하는가를 추정하는 것은 오염물질의 대기 중 농도를 예측 또는 침착물의 지표면, 수면 등의 이동량이나 생활환경, 생태계에 주는 부하량을 간접적으로 예측하는 면에서도 매우 중요하며, 반대로 대기 중 오염물질의 농도로부터 침착량을 예측하는 방법 또한 중요한 연구대상이다. 일반적으로 건성침착에서는 침착량 및 침착속도가 가장 중요한 인자이며, 특히 대기 에어로졸입자의 경우 침착속도는 입경에 크게 의존한다(Milford와 Davidson, 1985; Sehmel, 1980).

한편, 대기 에어로졸의 각종 원소성분을 분석하기 위해서는 일반적으로 원자흡수 분광법이나 유도결합 플라즈마 분광법이 널리 이용되고 있으나 대기 중 미량으로 존재하는 원소성분의 분석시 이러한 분석법은 측정 분석감도를 높이거나 다량의 시료 분석시에는 상당한 노력이 요구되는 단점을 가지고 있다. 따라서 미량 원소의 분석을 위해서는 높은 감도의 분석법이 요구되며, 그 중의 하나인 PIXE (particle induced x-ray emission)법이 있다. 1970년 Johansson *et al.* (1970)에 의해서 제안된 PIXE 분석법은 시료를 파괴하지 않고 미량 다원소의 동시분석이 가능하며, 특성 X선을 이용한 다른 분석법에 비해 매우 높은 감도를 가지고 있는 등 특히 대기 입자상 물질의 화학 성상 및 거동 연구에 Johansson과 Campbell (1988), Valkovic (1989) 등에 의해 그 적용이 활발히 진행되어져 왔다.

본 연구에서는 미량 원소성분의 고감도 분석법인 PIXE법을 이용하여 각 원소성분의 대기 중 입경별 농도 및 건성침착량 분석을 통해 각 원소성분의 침착속도 및 실험적 침착량을 파악하였다. 또한 종래의 1-step 침착량 추정방법보다 상세한 12-step 침착량 추정방법을 평가하기 위하여 각 원소성분의 입경별 이론적 침착속도 모델을 적용하고 그 결과 이론적 침착량과 실험적 침착량을 비교 검토하였다.

2. 시료채취 및 분석방법

2.1 시료채취

대기 에어로졸의 입경별 분급포집과 더불어 건성

침착량을 채취하기 위하여 1995년 7월부터 1996년 6월까지 1년간, 월 1회씩, 1회는 3~5일간 일본 경도대학 원자에너지 연구소 옥상에서 시료를 채취하였다. 시료 채취 지점은 도심에서 자동차로 약 1시간 정도 떨어진 도시외곽의 주거지역으로 각종 인위적인 배출원의 영향을 적게 받는 지역이다.

대기 에어로졸의 시료채취는 입경 0.05~30 μm 범위의 입자를 12단 분급포집 가능한 Andersen low-pressure impactor (Dylec사 LP-20형, 이하 LPI라고 함)를 이용하였으며, 시료 채취방법 및 데이터 처리 방법은 박정호와 최금찬(1998)의 보고에 기술되어 있다. 또한, 건성침착물의 시료 채취는 glass재질의 직경 90 mm 원통형 dust jar를 이용하였고, 침착물질의 재비산을 막기 위하여 초순수를 첨가하였다.

대기 에어로졸 및 건성침착물 중 원소성분의 분석은 PIXE법을 이용하였으며, 분석용 시료의 작성 방법은 우선 채취된 대기 에어로졸 및 침착량 시료는 초음파 추출 후 공극 0.2 μm 의 nucleopore filter로 여과하였다. 그리고 여과 필터위의 잔존물인 불용성 성분의 경우 데시케이터에서 건조 후 필터 일부분을 잘라 직접 분석용 시료로 사용하였으며, 수용성 성분의 경우 nucleopore film 위에 여과액 마이크로펫으로 60 μl 떨어뜨린 후 적외선 램프로서 건조하여 고체시료 상태로 PIXE 분석하였다.

2.2 PIXE법에 의한 원소분석

대기 에어로졸 및 건성침착물의 원소분석은 일본 경도대학 원자핵공학 교실에 설치되어 있는 PIXE 분석장치를 사용하였다. 미량 다원소 동시분석법인 PIXE 분석법은 다른 특성 X선을 이용한 분석법에 비해 특성 X선의 발생 단면적이 넓으며, 제동 X선에 의한 백그라운드가 적기 때문에 고감도의 분석이 가능하고 미량의 시료분석에 적합하다.

준비된 각각의 PIXE 분석용 시료는 진공 챔버 안에 장착시킨 후 Tandem형의 이온 빔 가속기를 사용하여 2.0 MeV proton beam의 비교적 낮은 에너지를 시료에 입사시켰다. 발생특성 X선의 검출은 Si(Li)형 X선 검출기(ORTEC, Model 980134-457)를 사용하였고 검출기와 시료의 사이에는 적절한 X선의 흡수체인 두께 39.3 μm 의 Mylar막(#40)을 삽입하여 분석 대상 원소들의 전체적인 측정감도를 높였다. 본 연구의 PIXE 분석에서는 경원소의 분석

제한 그리고 실제 환경 중의 주요 구성 원소를 고려하여 Si, S, K, Ca, Ti, V, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Pb의 12개 원소를 분석 대상으로 하였다(박정호와 최금찬, 1997).

3. 결과 및 고찰

3.1 월별 대기중 농도 및 건성침착량

건성침착량(dry deposition flux)은 대기 중 오염물질의 농도와 침착속도의 인자에 크게 의존하며, 측정방법이나 포집기간 등에서도 차이가 나기 때문에 건성침착량의 표준적인 측정방법의 확립은 어려우나 대기 중 오염물질 농도 및 침착량의 정확한 측정과 동시에 건성침착의 포집법에 대해서도 충분히 검토할 필요가 있다. 특히 본 연구에서 사용한 dust jar에 초순수를 첨가하여 입자상 물질을 포집하는 방법은 한번 침착된 입자는 재비산하지 않지만 대기중의 가스상 물질이 물 표면에 흡수되는 것을 고려할 수 있으며, 물을 첨가하지 않는 경우에는 첨가한 경우와 비교해서 건성침착물의 채취량은 현저히 작아질 수 있다(玉置元則과 平木隆年, 1986).

표 1에는 1995년 7월부터 1996년 6월까지 월 1회씩 LPI를 이용하여 채취된 대기 에어로졸 중 PIXE분석에 의한 12개 원소성분의 월별 전체 분리단의 농도(ng/m^3)를 그리고 표 2에는 대기 에어로졸의 시료채취와 동시에 dust jar를 이용하여 채취

된 각 원소성분의 건성침착량($\mu\text{g/m}^2 \cdot \text{day}$)을 표시하였다.

월별 대기 중 원소성분의 농도 특성으로는 대부분 3월, 4월 봄철에 높은 농도 경향을 보인 반면 10월이 가장 낮은 농도 경향을 나타냈다. 그리고 각 원소 성분의 월별 침착량 특성은 대기가 안정한 12월, 1월 사이의 겨울철에 가장 높은 침착량을 나타낸 반면 5월이 가장 낮은 농도 경향을 나타내고 있었다. 특히 전반적으로 각 원소성분의 대기 중 농도와 침착량과의 사이에는 뚜렷한 상관관계가 나타나지 않았는데, 각 원소성분의 침착량 특성은 대기 중 농도 뿐만 아니라 대기 안정도와 같은 기상학적 조건, 입경분포 및 밀도와 같은 입자의 물리적인 특성에 따른 시간적 변화가 큼을 고려할 수 있다. 한편, 각 원소성분의 대기 중 농도와 건성침착량과의 상관관계에서 $\text{Ti}(0.94) > \text{V}(0.77) > \text{Mn}(0.73) > \text{Pb}(0.69)$ 의 순으로 높은 상관관계를 보인 반면 $\text{Cu}(-0.20) > \text{Fe}(-0.06) > \text{Ni}(0.10) > \text{K}(0.14)$ 의 순으로 낮은 상관관계를 나타냈다.

3.2 원소별 건성침착 속도

일반적으로 실험결과에 따른 대기 에어로졸의 침착속도(V_d)의 추정은 식(1)에 나타낸 바와 같이 건성침착량(F)과 대기중 농도(C)로부터 계산되어지며, 대기 에어로졸의 지표면 부근으로의 건성침착에는 주로 입경이나 밀도에 크게 의존한다(Sehmel,

Table 1. Monthly concentration variations of 12 elements in atmospheric aerosols collected from July 1995 to June 1996.

Monthly ('95~'96)	Concentration (ng/m^3)											
	Si	S	K	Ca	Ti	V	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Pb
Jul. '95	981.5	1438.9	435.8	209.0	40.9	23.7	21.9	259.6	8.4	27.9	122.6	46.9
Aug.	1458.7	3161.8	735.2	197.8	66.1	39.9	25.4	312.9	20.3	26.7	121.7	46.3
Sep.	682.5	396.3	832.0	427.4	58.3	28.0	21.2	176.3	7.8	18.1	93.2	22.7
Oct.	417.3	606.1	491.4	188.3	30.9	16.3	13.4	123.1	4.1	12.6	55.9	17.0
Nov.	686.2	709.1	493.4	494.2	72.1	37.9	31.9	230.3	7.0	35.1	176.6	41.2
Dec.	911.4	1119.5	496.2	549.1	92.6	47.7	37.9	334.1	11.8	31.1	167.7	45.5
Jan. '96	717.0	244.7	462.4	309.5	37.5	24.7	24.7	247.0	4.7	24.5	72.3	4.2
Feb.	892.9	839.3	384.0	422.9	75.0	25.9	22.3	256.2	8.4	32.7	100.1	7.0
Mar.	2500.7	1195.6	853.5	753.5	82.1	25.6	21.8	322.4	14.5	33.2	83.8	65.1
Apr.	3033.9	1570.4	726.1	742.1	269.8	48.4	41.4	725.9	17.6	47.4	199.5	60.9
May	966.1	496.8	326.0	173.4	37.5	20.3	15.8	345.8	12.8	51.7	48.0	38.9
Jun.	679.7	790.3	356.7	213.7	34.2	19.7	15.5	327.0	9.9	25.9	71.8	39.8
Mean	1160.7	1047.4	549.4	390.1	74.8	29.8	24.4	305.0	10.6	30.6	109.4	36.3
SD	799.5	781.3	186.4	211.0	64.8	10.9	8.7	148.8	5.0	11.0	49.4	19.6

1980).

$$Vd = \frac{F}{C} \quad (1)$$

표 3에는 시료채취기간 중 각 원소 성분의 대기 중 농도와 건성침착량의 측정 결과로부터 본 연구에서 추정된 실험적 평균 침착속도와 실제 필드에서 측정된 각종 연구 결과와 서로 비교하여 표시하였다. 본 연구에서 얻어진 각 원소의 평균 침착속도는 0.74~2.62 cm/s의 범위로 추정되었으며, 원소별로는 Ca의 경우 3.26 cm/s로 12개 원소성분 중 가장 빠른 침착속도를 보인 반면 Fe의 경우 0.74 cm/s로 가장 낮은 침착속도를 표시하였다. 또한 기존의 원소별 침착속도 보고와 비교해 보면 K, Ti, Fe, Ni,

Cu, Zn의 경우 Shemel(1980)이 보고한 침착속도 결과와 V, Mn의 경우 Milford와 Davidson(1985)이 보고한 침착속도 결과와 큰 차이가 없는 것으로 나타났다. 반면 본 연구에서 추정된 Pb의 침착속도 0.97 (±0.49) cm/s는 기존 연구보고의 침착속도(0.06~0.57 cm/s)보다 빠른 침착속도 경향을 나타냈는데, 이것은 시료채취의 시간적·공간적인 차이에 따른 결과로 판단되며, 이러한 특성에 대해서는 향후 구체적인 검토가 필요할 것으로 사료된다.

3.3 이론적 침착량 추정법

여기서는 일반적으로 널리 사용되고 있는 대기 에어로졸의 총 질량농도로부터 침착량을 추정하는 1-step방법과 본 연구에서 검토한 LPI를 이용한 12

Table 2. The dry deposition fluxes of 12 elements collected from July 1995 to June 1996.

Monthly ('95~'96)	Dry deposition flux (µg/m ² · day)											
	Si	S	K	Ca	Ti	V	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Pb
Jul. '95	1090.6	1442.8	797.1	848.7	69.0	24.1	19.7	196.4	8.1	31.3	139.0	36.4
Aug.	1025.0	1887.9	414.7	536.5	62.9	37.4	12.5	143.7	4.1	3.5	83.0	65.2
Sep.	572.2	845.8	525.3	683.7	51.3	20.7	26.5	163.6	12.3	27.1	194.0	21.3
Oct.	586.9	428.3	546.8	426.0	53.3	21.3	20.9	105.9	4.4	12.7	52.7	17.5
Nov.	546.8	543.6	1204.4	598.5	72.4	32.0	26.1	132.9	2.9	29.5	55.4	52.3
Dec.	2118.2	2473.6	1174.4	1691.4	135.7	91.4	45.5	245.6	9.6	50.4	59.5	48.4
Jan. '96	1785.9	1154.6	1048.1	945.5	53.6	31.7	25.4	312.2	5.6	23.0	55.5	3.0
Feb.	821.1	1004.5	437.7	735.1	35.3	9.5	16.0	197.5	9.5	33.3	58.9	0.4
Mar.	2483.9	620.0	945.4	722.2	104.9	44.6	29.6	218.1	19.4	16.8	41.3	56.0
Apr.	1102.9	1133.5	759.4	1267.6	271.6	58.1	32.5	153.3	6.3	14.0	85.8	18.2
May	292.2	145.7	212.5	212.8	17.0	8.6	8.2	34.2	1.9	2.3	12.6	13.9
Jun.	1499.2	321.3	456.4	765.5	42.8	30.3	13.2	99.1	7.7	19.0	17.3	50.5
Mean	1160.4	1000.1	710.2	786.1	80.8	34.1	23.0	166.9	7.6	21.9	71.2	31.9
SD	682.4	680.3	326.7	387.8	67.8	22.8	10.3	73.6	4.8	13.6	50.8	22.2

Table 3. Field measurements of dry deposition velocities (cm/s).

Element	this work	Mcmahon & Denison (1979)	Shemel (1980)	Milford & Davidson (1985)	Monlar & Meszaros (1993)	Kim & Kim (1996)
Si	1.29±0.87	-	-	2.0±0.8	-	-
S	1.47±1.45	-	-	-	-	-
K	1.59±0.79	4.7	0.6~1.3	2.0±1.2	-	-
Ca	2.62±1.18	3.0	0.4~1.4	2.2±1.0	-	1.29~3.52
Ti	1.31±0.48	1.0	0.7~2.2	2.8±1.4	-	-
V	1.28±0.56	0.29	0.2~0.7	1.4±1.3	0.18~0.26	-
Mn	1.11±0.38	0.56	0.4~0.9	1.3±0.9	-	0.95~9.31
Fe	0.74±0.38	1.1	1.0~2.5	1.8±1.1	-	0.21~0.48
Ni	0.96±0.53	0.45	0.7~2.0	0.66±0.53	0.14~0.29	-
Cu	0.94±0.58	0.50	0.6~1.1	0.98±0.80	0.08~0.33	2.08
Zn	0.80±0.60	0.62	0.4~4.5	1.0±1.1	0.06~0.23	0.57~0.87
Pb	0.97±0.49	0.30	0.38	0.57±0.46	0.06~0.14	0.35~0.45

단 분급포집된 입경별 자료를 이용하여 추정된 12-step방법으로 각각의 이론적 침착량의 추정값을 실험적 측정값인 건성침착량과 서로 비교 검토하였다.

식 (2)에는 종래 대기 에어로졸의 총 질량농도(C)로부터 침착량(F₁)을 추정하는 1-step방법을 표시하였는데, 각 원소성분의 대표적 침착속도(V_d)는 대기 중 총 질량 중위경(mass-median diameter, MMD)에 대한 침착속도를 사용하고 있다. 여기서, σ는 기하표준편차이며, V_d(MMD) · σ^{21no}는 대수정규분포식에서 질량누적분포의 중위경에 대한 침착속도이다.

$$F_1 = C \cdot V_d(MMD) \cdot \sigma^{21no} \quad (2)$$

식 (3)에는 본 연구에서 검토한 대기 에어로졸의 입경별 데이터를 이용하여 12-step방법에 의한 침착량(F₁₂)의 추정식을 표시하였다. 여기서 LPI에 의해 측정된 대기 에어로졸의 12단 입경별 농도(C_i) 및 각 분리단의 50% 절단입경(D_i) 그리고 50% 절단입경에 해당하는 침착속도(V_i)를 사용하여 기존의 1-step방법보다 상세한 이론적 침착량을 추정하는 방법을 고려할 수 있다(Dulac *et al.*, 1989).

$$F_{12} = \sum_{i=1}^{12} C_i \cdot V_i(D_i) \quad (3)$$

대기 에어로졸의 농도로부터 침착량을 추정하기 위해서는 대표 입경에 따른 침착속도가 필요하며, 본 연구에서는 침착속도식에서 널리 사용되고 있는 Slinn과 Slinn (1980), Sehmel과 Hodgson (1980), Noll과 Fang (1989)의 3가지 이론적 침착속도 모델에 대해 검토하였다. Slinn과 Slinn (1980)의 침착속도 모델에서는 해수면 등 수면상의 입자 침착을 고려하고 있으며, 본 연구에서도 물을 첨가한 dust jar를 이용하여 건성침착물을 채취하였다. Sehmel과 Hodgson (1980)의 침착모델은 풍동실험 결과에 의해 입자의 입경별 침착속도를 구하고 있으며, 특히 Noll과 Fang (1989)의 침착모델은 주로 입경 4~100 μm 범위의 조대입자의 관성침착을 수식화한 것이다.

한편, 12-step방법으로 3가지 침착속도 모델을 이용하여 12개 원소성분의 입경별 침착속도를 결정하고 대기 중 농도로부터 추정된 이론적 침착량과 실험값인 침착량과의 비(R = 추정값/실측값)를 비교

검토한 결과, Slinn과 Slinn (1980)의 침착속도 모델만을 사용한 경우 R = 0.19 ± 0.12, Sehmel과 Hodgson (1980)의 침착속도 모델만을 사용한 경우 R = 0.21 ± 0.12로 나타나 추정 침착량과 실험적 침착량 사이에는 비교적 낮은 상관관계를 보였다. 그러나 입경 4 μm 이상(4~30 μm)의 입자에 대해서는 Noll과 Fang (1990)의 모델을 사용하고 입경 4 μm 이하(0.01~4 μm)의 입자에 대해서는 Slinn과 Slinn (1980) 또는 Sehmel과 Hodgson (1980)의 모델을 합쳐서 이용한 경우 모두 R = 0.60 ± 0.36으로 비교적 높은 상관관계가 나타나 이하 이론적 침착량 추정시 이 두가지 모델을 합친 침착속도 모델을 사용하였다. 여기서 12-step방법에서 입경별 침착속도는 LPI 각 분리단의 50% 절단입경을 기준으로 계산하였다(박정호와 최금찬, 1998).

그림 1에는 입경 4 μm 이상의 영역에서 Noll과 Fang (1989)의 모델과 입경 4 μm 이하의 영역에 대해서는 Sehmel과 Hodgson (1980) 침착속도 모델을 이용하여 1-step방법과 12-step방법으로 구한 각 원소별 침착량 비(R)를 나타냈다. 1-step방법에 의한 12개 원소별 평균 R값은 3.59(0.10~7.71)로 실측값보다 추정값이 높게 나타났으며, 원소별 R값의 편차 또한 매우 큰 차이가 나는 것을 알 수 있어 종래의 1-step방법에 의한 이론적 침착량 추정값은 실측값보다 과대평가가 되고 있음을 고려할 수 있었다. 반면 12-step방법에 의한 12개 원소별 평균 R값은 0.60(0.08~1.14)로 1-step방법에 의한 추정값보다는 실측값에 가까운 결과를 보였다. 특히 조대입자 영역에서 큰 농도 피크를 가지고 있는 Si, Fe의 R값이 각각 0.93, 1.14로 나타나 12-step방법에 의한 이론적 침착량 추정방법의 감도가 매우 높은 것으로 나타났다. 그러나 미세입자 영역에서 큰 농도 피크를 가지고 있는 S의 경우 평균 R값이 0.08로 이론적 추정값이 매우 낮은 경향을 나타냈다. 이것은 LPI의 시료채취 방법 특성상 S의 이론적 침착량 추정시 주로 입자상 SO₄²⁻의 형태로만 평가되었기 때문이며, 실제 물을 첨가한 dust jar의 표면에 SO₄²⁻의 형태로 침착하기보다는 주로 가스상 SO₂의 흡수 침착이 매우 크기 때문에 나타난 결과로 판단된다.

결국 기존에 널리 사용되고 있는 1-step에 의한 이론적 침착량 추정방법보다는 12-step방법에 의한

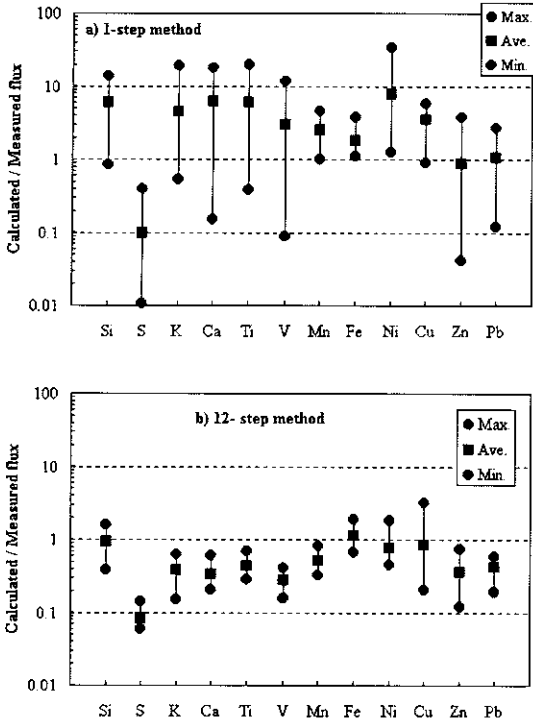


Fig. 1. Comparisons of calculated and measured fluxes of each element.

이론적 침착량 평가방법이 실험적 침착량에 근접한 추정방법임을 고려할 수 있었다. 그러나 본 연구에서 사용한 LPI의 경우 분리 포집가능한 입자의 입경 범위가 0.05~30 μm 추정되고 있는 바 향후 보다 상세한 이론적 침착량을 추정하기 위해서는 30 μm 이상의 거대입자 및 주로 가스상으로 침착되는 원소성분의 포집방법에 대한 검토가 필요할 것으로 판단된다.

4. 결 론

본 연구에서는 미량 원소성분의 고감도 분석법인 PIXE법을 이용하여 각 원소성분의 대기 중 입경별 농도 및 건성침착량 분석을 통해 각 원소성분의 침착속도 및 실험적 침착량을 파악하였다. 또한 대기 중의 농도로부터 이론적 침착량을 추정하기 위한 방법으로 종래의 1-step방법과 본 연구에서 검토한 12-step방법에서 추정한 침착량을 실험적 침착량과

비교 검토하였다.

실험적 각 원소의 평균 침착속도는 0.74~2.62 cm/s의 범위로 추정되었으며, 원소별로는 Ca의 경우 3.26 cm/s로 12개 원소성분 중 가장 빠른 침착속도를 보인 반면 Fe의 경우 0.74 cm/s로 가장 낮은 침착속도를 표시하였다. 종래의 1-step방법에 의한 이론적 침착량 추정값은 실측값보다 과대평가가 되고 있음을 고려할 수 있으며, 반면 12-step방법에 의한 12개 원소별 평균 R값은 0.60 (0.08~1.14)로 1-step방법에 의한 추정값보다는 실측값에 가까운 결과를 보였다. 특히 대기 중 조대입자 영역에서 큰 농도 나타내는 Si, Fe의 경우 R값이 각각 0.93, 1.14로 나타나 12-step방법에 의한 이론적 추정값의 감도가 매우 높은 것으로 나타난 반면 대기 중 가스상의 형태로 주로 존재하는 S의 경우 평균 R값이 0.08로 매우 낮은 경향을 보였다.

참 고 문 헌

김성천, 김동술 (1996) 한국에서 분진 및 금속원소의 건식 침착속도 추정에 관한 연구, 한국대기보전학회, 12(1), 101-112.

박정호, 최금찬 (1997) 다원소 동시분석법 PIXE법의 정량성 평가, 한국분석과학회지, 10(5), 386-394.

박정호, 최금찬 (1998) 저압 입펄터를 이용한 대기 에어로졸 입자의 입경분포 측정과 화학조성 자료의 해석, 한국대기보전학회, 13(6), 475-486.

大喜多敏一, 北田敏廣 (1987) 酸性雨-乾性沈着, 氣象研究ノート, 158, 119pp.

藤田慎一, 高橋章, 村治能孝 (1990) わが國における硫黄化合物の乾性沈着量に関する検討, 大氣汚染學會誌, 25(5), 343-353.

玉置元則, 平木隆年 (1986) 大氣降下物の捕集法の検討, 兵庫縣公害研究所研究報告, 18, 15-22.

Dulac, F. et al. (1989) Atmospheric input of trace metals to the western Mediterranean: uncertainties in modelling dry deposition from cascade impactor data, Tellus, 41B, 362-378.

Johansson, T.B., R. Akselsson, and J.A.E. Johansson (1970) X-ray analysis: Elemental trace analysis at the 10-12 ng level, Nucl. Instr. & Meth., 84, 141-143.

Johansson, J.A.E. and J.L. Campbell (1988) PIXE, John Wiley & Sons Ltd., 200pp.

McMahon, T.A. and P.J. Denison (1979) Empirical atmospheric deposition parameters-A survey, Atmos.

- Environ., 13, 571-585.
- Milford, J.B. and C.I. Davidson (1985) The size of particulate trace elements in the atmosphere-A review, *J. of the Air Pollution Control Association*, 35(12), 1249-1260.
- Molnar, A. and E. Meszaros (1993) Elemental composition of atmospheric aerosol particles under different conditions in Hungary, *Atmos. Environ.*, 27A, 2457-2461.
- NAPAP Office of the Director (1991) NAPAP 1990 Integrated Assessment Report.
- Noll, K.E. and K.Y.P. Fang (1989) Development of a dry deposition model for atmosphere coarse particle, *Atmos. Environ.*, 23, 585-594.
- Sehmel, G.A. (1980) Particle and gas dry deposition, *Atmos. Environ.*, 14, 983-1011.
- Sehmel, G.A. and W.H. Hodgson (1980) A model for predicting dry deposition of particles and gases to environmental surfaces, *AIChE Symposium Series*, 76 (196), 218-230.
- Slinn, S.A. and W.G.N. Slinn (1980) Predictions for particle deposition on natural waters, *Atmos. Environ.*, 14, 1013-1016.
- Valkovic, V. (1989) *X-ray Spectroscopy in Environmental Sciences*, CRC Press, 133pp.