

여름철 실외 공기가 실내 공기질에 미치는 영향

이 학 성 · 강 병 육*

서원대학교 환경과학과 · 국립청주전문대학 환경공업과
(1996년 11월 14일 접수)

Influence on the Indoor Air Quality by Ambient Air during the Summer Season

Hak-Sung Lee and Byung-Wook Kang*

Dept. of Environmental Science, Seowon University, Chongju, 361-742, Chung-Buk

*Dept. of Environmental Industry, ChongJu National Junior College

(Manuscript received 14 November 1996)

The purpose of this study was to quantitatively determine the indoor infiltration of pollutants of outdoor origin. The relationship between indoor and outdoor air is dependent, to a large extent, on the rate of air exchange between these two environments. Mean indoor/outdoor ratios measured from this study were: 0.70 for HNO_3 ; 1.60 for HNO_2 ; 0.56 for SO_2 ; 1.30 for NH_3 ; 0.96 for $\text{PM}_{2.5}$ ($d_p < 2.5 \mu\text{m}$); 0.89 for SO_4^{2-} ; 0.87 for NO_3^- and 0.79 for NH_4^+ . Mean indoor concentrations for $\text{PM}_{2.5}$, SO_4^{2-} , HNO_3 , NO_3^- and NH_4^+ were similar to outdoor levels. Indoor HNO_2 and NH_3 values were higher than outdoors. However, the indoor level of SO_2 was lower than ambient level.

Key words : Relationship between indoor and outdoor air, acidic gases and aerosols

1. 서 론

대부분의 사람들이 하루 중 80-90%의 시간을 실내에서 생활하는 관계로 실내 환경에 대한 관심이 고조되고 있다. 특히 대기오염 물질의 영향에 민감한 노인, 어린이나 유아 등의 경우에는 거의 대부분의 시간을 실내에서 생활하고 있다. 그러므로 깨끗한 실내 공기질을 항상 유지할 필요가 있다. 실내오염물질의 농도는 환기에 따른 실외 공기질과 실내 배출원에 의하여 영향을 받는다고 알려졌다(Phillips et al., 1993). 우리나라에는 여름철의 경우에 대부분의 가정에서는 에어컨디션 시스템을 이용하지 않고 단순히 창문을 열어 놓고 생활하는 방식으로 더위를 이겨내고 있다. 따라서, 여름철의 경

우 실내 공기질(Indoor air quality)은 실외 공기에 의해 직접적으로 영향을 받을 수 있게 된다. 특히 대기오염이 심한 지역의 학교에서 공부하는 학생들에게는 여름철에 상당한 영향을 받을 것으로 생각된다. 그리고 1995년 7월부터 서울지역에서는 오존 경보제를 도입하여 오존농도가 0.12ppm 이상일 경우 가능하면 집안에 있도록 권장하고 있지만, 여름철에 실외 오염물질들이 실내로 유입된다면 이와 같은 경보제의 실효성에 의문을 가질 수 있다.

황과 질소성분을 포함한 산성 오염물질들의 대기로의 배출은 사람의 건강에 악 영향을 줄 뿐만 아니라 그 밖의 다른 환경에 주는 피해(예: 산성비)의 원인이기도 하다. SO_2 나 SO_4^{2-}

등은 인체의 호흡기 계통에 질병을 유발하는 것으로 알려져 있고, 역학 연구 결과로 부터 미세입자(입경<2.5 μm)에 많이 포함되어 있는 황산염, 수소이온 또는 산성미스트농도 등이 기관지염과 사망률에 관계가 있음을 지적하고 있다(Spengler, et al., 1990; Dockery et al., 1996). 또한 미세입자가 호흡기의 질병에 보다 더 밀접한 관련성을 가지는 것으로 보고되었다(Pope et al., 1995). 이와 같은 미세입자 및 산성오염물질들이 실내로 유입이 된다면 실내에서 생활하는 사람의 건강에 커다란 영향을 미칠 수 있지만, 아직까지 우리나라에서는 이 분야의 연구는 미미한 상태이다. 이와 같은 황과 질소성분 등을 포함한 산성 오염물질들을 측정하기 위하여 디누더 측정기(Annular denuder system, ADS)를 사용할 수 있다. 현재, 산성오염물질과 호흡기 계통의 질병에 대한 역학조사 등의 연구에 이 측정기를 사용하고 있다(Spengler, et al., 1990; Brauer et al., 1995; Dockery et al., 1996). 디누더 측정기의 특징은 가스상 물질과 미세입자를 분리 포집하여 보다 정확한 농도의 가스상, 미세입자의 성분들을 측정할 수 있는데 있다.

본 연구는 여름철에 실외 오염물질들이 실내 공기질에 정량적으로 얼마만큼 영향을 미치는지 알아보는데 그 목적이 있다. 이번 연구에서 디누더 측정기를 이용하여 측정된 항목들은 가스상의 HNO_3 , HNO_2 , SO_2 와 NH_3 등이고, 입자상 물질들은 미세입자인 $\text{PM}_{2.5}$ (입경<2.5 μm), 미세입자의 성분들인 SO_4^{2-} , NO_3^- 와 NH_4^+ 등이다.

2. 재료 및 방법

모든 측정은 디누더 측정기(Fig. 1)를 이용하여 실외 및 실내에서 동시에 실시되었다. 본 실험은 여름철 1995년 7월 27일부터 8월 27일까지 1회 24시간 (오전 8시에서 다음날 오전 8시까지) 동안 총 8회 실시하였다. 실외 대기측정은 청주전문대학 옥상(지상에서 약 15m 높이)에서 하였다. 청주전문대학 주변에는 대기의 흐름에 영향을 줄 만한 커다란 건물들이 없고, 특정한 오염원에 영향을 받지 않는 위치에 있으므로 측정지점으로 선정되었다. 실내측정은 같은 건물의 제일 꼬대기층인 5층

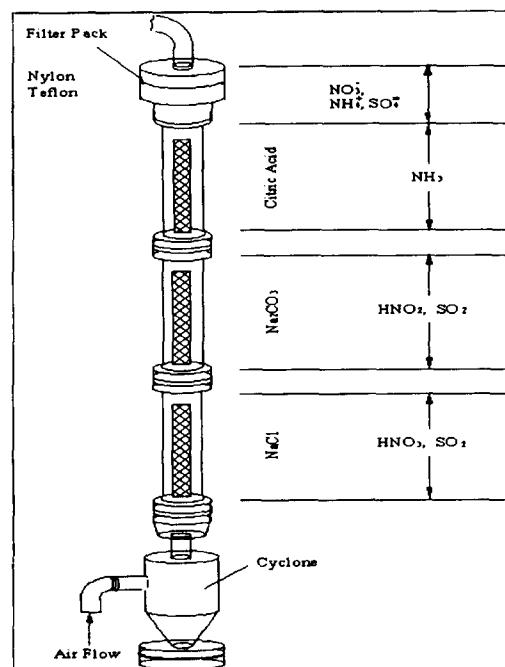


Fig. 1. Schematic view of annular denuder system.

강의실(221m^3)에서 실시하였다.

디누더 측정기는 2.5 μm 이상의 크기를 가진 입자를 제거할 수 있는 Cyclone을 통하여 10l/min의 유량으로 가스상 물질들이 먼저 디누더에 흡착되고, 디누더 후편에 설치된 여과지팩(Filter pack)에 의하여 미세입자(입경<2.5 μm)가 47mm 직경의 Teflon 여과지(1 μm pore size; Gelman Science)에 포집된다. Teflon 여과지에서 기화된 에어로졸 상태의 NO_3^- 는 47mm 직경의 Nylon 여과지(1 μm pore size; Gelman Science)에 의하여 포집된다. 디누더 측정기는 Teflon으로 코팅(coating)된 Cyclone, 3개의 디누더, Teflon 여과지와 Nylon 여과지를 넣을 수 있는 여과지팩, 그리고 디누더 측정기를 넣을 수 있는 포집상자로 구성된다. 측정을 하기 위하여 디누더를 코팅하고, 분석은 미국 EPA 실험보고서(1989) 방법을 이용하였다. Cyclone으로부터 첫번째 디누더는 HNO_3 , SO_2 를 포집하기 위하여 0.1%(w/v) NaCl 용액(0.1g NaCl , 90ml 중류수, 그리고 10ml CH_3OH) 10ml를 가지고 코팅한다. 초기에는 HNO_2 나 HNO_3 를 Na_2CO_3 용액으로 코팅한 디누더에 동시에 포집했는데, 포집된 HNO_2 가

Table 1. Summary results for indoor and outdoor concentrations of aerosol and gas species

Species	Location	Concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			
		Mean	SD ^a	Range	N ^b
HNO_3	Indoor	0.54	0.52	0.23 - 1.79	8
	Outdoor	0.78	0.82	0.29 - 2.76	8
HNO_2	Indoor	2.12	2.25	0.70 - 7.23	8
	Outdoor	1.32	1.02	0.39 - 2.98	8
SO_2	Indoor	6.18	4.36	2.41 - 14.6	8
	Outdoor	11.1	9.23	3.27 - 29.1	8
NH_3	Indoor	6.36	0.81	5.17 - 7.53	8
	Outdoor	4.91	1.18	4.09 - 7.52	8
$\text{PM}_{2.5}$	Indoor	25.3	9.09	16.1 - 44.3	8
	Outdoor	26.3	12.9	14.5 - 54.5	8
SO_4^{2-}	Indoor	4.01	3.09	1.30 - 9.85	8
	Outdoor	4.52	3.35	1.58 - 11.8	8
NO_3^-	Indoor	1.04	0.64	0.46 - 2.33	8
	Outdoor	1.20	1.36	0.47 - 4.53	8
NH_4^+	Indoor	1.17	0.81	0.55 - 3.07	8
	Outdoor	1.47	1.09	0.59 - 3.71	8

^a Standard deviation.^b Number of samples.

다른 가스들(예: O_3 , NO_2)에 의하여 HNO_3 로 산화될 수 있어서 현재는 정확한 농도를 측정하기 위하여 HNO_3 를 먼저 포집한다. 두번째 디누더는 HNO_2 , SO_2 를 포집하기 위하여 1% (w/v) Na_2CO_3 용액(1g Na_2CO_3 , 1g glycerol, 50ml 중류수, 그리고 50ml CH_3OH) 10ml을 가지고 코팅한다.

그리고 세번째 디누더는 NH_3 를 포집하기 위하여 1% (w/v) Citric Acid 용액(0.5g Citric Acid와 50ml CH_3OH) 10ml을 가지고 코팅한다. 또한 측정하고자 하는 성분들을 모두 제거한 아주 깨끗한 공기(Clean air system: bed of activated charcoal, ascorite, drierite and filter)를 사용하여 약 2.5l/min의 유량으로 코팅된 디누더를 전조시킨다. 측정한 다음에는 10ml의 중류수를 이용하여 디누더에 포집된 가스들을 추출한다. 사용되는 모든 중류수는 18 megaohm-cm 이상의 비저항을 가진 초순수물(Distilled deionized water; Barnstead)을 이용하였다. Teflon 여과지와 Nylon 여과지에 포집된 미세입자들도 10ml의 초순수물을 이용하였고, 초음파 세척기(Ultrasonic bath; Branson 8210)로 추출하

였다. 추출된 용액들은 분석하기 전까지는 5°C로 유지된 냉장고에 보관하였다. 디누더에서 추출된 용액들과 여과지에서 추출된 용액들은 Ion Chromatography(Dionex DX-100)를 이용하여 각 성분들이 분석되었다. 초음파 세척기로 추출하기 전에 Teflon 여과지에 포집된 미세입자의 무게는 포집되기 전과 포집된 후의 여과지를 항온, 항습장치(Nikko auto dry desiccator)에 12시간 이상 보관하여 습기를 제거한 다음 화학저울(Ohaus AP250D)을 이용하여 측정하였다. 가스상 물질인 HNO_3 는 첫번째 디누더에, HNO_2 는 두번째 디누더에, SO_2 는 첫번째와 두번째 디누더를 합하여, NH_3 는 세번째 디누더에 각각 100% 포집된다는 가정하에 농도들을 계산하였고, 입자상 물질 성분들의 농도는 $\text{PM}_{2.5}$, SO_4^{2-} , NH_4^+ 는 Teflon 여과지와 Nylon 여과지를 합하여 100% 포집된다는 가정하에 계산하였다.

3. 결과 및 고찰

Table 1은 여름철에 청주시에서 측정된 실내와 실외공기에서의 가스성분들과 에어로졸성분

Table 2. Regression equations for indoor aerosol and gas species on the corresponding outdoor concentrations

Species	Slope \pm SE ^a	Intercept \pm SE	R ^b	P-value of slope
HNO ₃	0.63 \pm 0.01	0.06 \pm 0.01	0.999	p < 0.01
HNO ₂	1.80 \pm 0.52	-0.26 \pm 0.84	0.669	p = 0.013
SO ₂	0.47 \pm 0.02	0.98 \pm 0.31	0.987	p < 0.01
NH ₃	0.26 \pm 0.26	5.11 \pm 1.32	0.138	p = 0.365
PM _{2.5}	0.62 \pm 0.13	8.85 \pm 3.86	0.785	p < 0.01
SO ₄ ²⁻	0.88 \pm 0.11	0.02 \pm 0.59	0.919	p < 0.01
NO ₃ ⁻	0.37 \pm 0.11	0.59 \pm 0.20	0.642	p = 0.017
NH ₄ ⁺	0.70 \pm 0.10	0.14 \pm 0.18	0.891	p < 0.01

^a Standard error.^b Coefficient of determination.

들의 농도를 요약했다. 청주지역 실외농도에 대한 대기오염도는 다른 논문에 기술하였다(이 학성과 강병육, 1996). Paired t-tests에 의하면 HNO₂, SO₂, 그리고 NH₃를 제외하곤 모든 측정 항목들이 실내와 실외농도의 차이를 보이지 않았다($p>0.05$). 이 연구기간 동안의 평균 온도와 상대습도는 각각 28.3°C와 68.4% 이었다. 실외농도(독립변수)에 대응하는 실내 공기 가스 및 에어로졸농도(종속변수)의 선형 회귀방정식(Straight-line regression equation)은 Table 2에 나타내었다. 대부분의 실내공기의 가스 및 에어로졸농도가 실외농도에 영향을 받는 것으로 보였다.

3.1 실내와 실외 농도 비교

실외공기에 포함된 오염물질이 실내로 유입되는 현상에 대한 연구가 미국에서는 활발하게 진행되고 있으나, 우리나라에서는 아직은 미미한 편이다. 우리나라는 많은 가정들이 여름철에 창문을 열고 생활하고 있어서 실내공기질이 실외공기질에 영향을 받는다고 생각한다. 그래서 여름철에 실외공기 오염물질이 실내 공기질에 얼마나 영향을 끼치는가를 정량적으로 알아보고(특히 학교에서 창문을 열고 공부하는 강의실의 실내공기질 조사) 위하여 이 연구를 시작하였다. 그리고 오염물질 중에서 인간의 건강에 더욱 악영향을 미칠 수 있는 산성 오염물질들에 대하여 고찰하였다.

측정된 자료에 따르면, HNO₃, PM_{2.5}, SO₄²⁻, NO₃⁻와 NH₄⁺의 실내농도는 실외농도와 비슷하였고, HNO₂와 NH₃의 실내농도는 실외보다 높은 농도를 나타내었다. 그러나, 실내 SO₂의 농도는 실외 보다 낮은 농도를 보였다(Table

1). 본 연구에서 측정된 실내/실외농도 비는 HNO₃에 대하여 0.70; HNO₂에 대하여 1.60; SO₂에 대하여 0.56; NH₃에 대하여 1.30; PM_{2.5}에 대하여 0.96; SO₄²⁻에 대하여 0.89; NO₃⁻에 대하여 0.87; NH₄⁺에 대하여 0.79이었다. 여름철(7월과 8월)에 24시간 동안 10l/min의 유량으로 디누더 측정기를 사용하여 에어컨디션 시스템을 이용하지 않고 단순히 창문을 열고 생활하는 여섯채의 개인집에서 실외 및 실내에서 동시에 측정을 한 Brauer et al. (1991)의 연구 결과에 대한 실내/실외농도 비는 HNO₃에 대하여 0.60; HNO₂에 대하여 2.66; SO₂에 대하여 0.39; NH₃에 대하여 3.48; SO₄²⁻에 대하여 0.96; NO₃⁻에 대하여 0.81; NH₄⁺에 대하여 1.90이었다. 그러므로 실내 측정장소가 다른 연구인 Brauer et al. (1991) 결과와 비교했을 때 본 연구의 결과들이 비교적 잘 일치하고 있음을 알 수 있었다.

실내 SO₂의 농도는 실외 보다 낮게 나타났는데(Table 1), 이 결과는 SO₂가 실내로의 침투가 상당히 낮다는 것을 의미하는데, 이는 대기 중에서 수분과 쉽게 반응하여 산성침강(예: H₂SO₄ 생성)하기 때문인 것으로 사료된다. SO₂의 실내 및 실외농도는 밀접한 관련성($R^2=0.987$) (Table 2)을 보였다. 이 결과는 실내 SO₂농도가 실외농도와 환기율에 관계된다는 것을 나타내는 것이다. NO, NO₂, NO₃⁻, HNO₂와 HNO₃ 등과 같은 반응성 질소산화물들은 광화학스모그의 반응에 중요한 역할을 하는 것으로 알려져 있고(Kitto and Harrison, 1992), HNO₂는 발암성 물질인 nitrosamines의 전구물질로 알려져 있다(Febo and Perrino, 1991). HNO₃의 실내/실외농도 비는 0.70이었다. 실내에서

HNO_3 가 낮은 농도를 나타낸 것은 실내에 측정 가능한 HNO_3 의 생성이 없고 높은 반응성을 가지기 때문이다. HNO_3 는 용해도가 아주 높은 것으로 보고되었다(Seinfeld, 1986). 실내 및 실외의 HNO_3 농도는 밀접한 관련성($R^2=0.999$)(Table 2)을 나타내었다. 실내 HNO_2 는 실외에서 실내로 침투한 NO_x 의 반응으로 생성된 것이다. 이 과정에 대한 화학적 메커니즘은 NO_2 와 H_2O 사이의 반응을 포함하는 것으로 알려져 있다(Jenkin et al., 1988). HNO_2 는 낮에 광화학 반응에 의하여 OH 반응기를 생성한다(Kitto and Harrison, 1992). 위에서 설명한 근거에 의하면 실내 HNO_2 농도는 실외 농도보다 높게 측정될 것으로 판단되는데 이와 같은 결과를 본 실험에서도 보여주었다(Table 1). 대기 중 산성도(H^+)의 중화와 관련되는 NH_3 는 가축관련시설이나 농업활동 등에서 상당한 양이 배출되며, 청주시 외곽지역은 대부분 농촌지역으로 구성되어 있기 때문에 본 연구에서 측정된 실외 NH_3 농도($4.91 \mu\text{g}/\text{m}^3$)가 다른 ADS관련 연구결과(미국 보스톤시와 시카고시에서는 각각 1.30 와 $1.63 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었다) (Brauer et al., 1991; Lee et al., 1993) 보다도 매우 높게 나타났다. 실내 NH_3 의 농도는 실외 보다 높게 나타났는데(Table 1), 일반적으로 실내에서의 NH_3 생성은 건축자재나 가정에서 사용하는 세척세제(cleaning solvent)에서 발생한다고 알려져 있다(Wadden and Scheff, 1983; Brauer et al., 1991).

호흡기 관련 질병 및 시정장애에 영향을 주는 $\text{PM}_{2.5}$ 는 실내/실외 농도 비가 높게(0.96) 나타났고, 실내-실외 상관관계도 비교적 높게($R^2=0.785$)(Table 2) 나타났다. 에어로졸 산성도(H^+) 측정에 많이 관여하는 물질인 SO_4^{2-} 의 실내/실외 농도 비는 0.89이었고, 실내 SO_4^{2-} 농도는 실외 농도와 높은 상관관계($R^2=0.919$) (Table 2)를 보였다. $\text{PM}_{2.5}$ 와 SO_4^{2-} 경우에 실내/실외 농도 비가 1에 가깝고 실내 농도와 실외 농도가 높은 상관관계를 보였는데, 이는 실외에서 $\text{PM}_{2.5}$ 와 SO_4^{2-} 가 실내로 침투한 결과로 생각된다. NO_3^- 도 실내/실외 농도비가 높게(0.87) 나타났으며, 실내와 실외 사이의 NH_4^+ 의 농도도 높은 상관관계($R^2=0.891$)(Table 2)를 보였다. NH_4^+ 의 실내/실외 농도비는 0.79이지만, Brauer et al. (1991) 결과는 1.90으로 1보다

크게 나타났다. 이는 Brauer et al. (1991)의 NH_3 의 실내/실외 농도비가 3.48로 본 연구의 결과(1.30)보다 높게 나타나서 실내의 NH_3 가 NH_4^+ 로 더 많이 전환하여 Brauer et al. (1991)의 경우에는 실내 NH_4^+ 가 실외보다 농도가 높은 것으로 사료된다.

3.2 침착속도(deposition velocity) 계산

본 실험 결과를 이용하여 실내로 유입된 오염물질들의 실내 침착속도(U_d , cm/sec)를 Brauer et al., (1991)이 이용한 식으로 계산하였다.

$$U_d = \left(\frac{RPC_o}{C_i} + \frac{Q_{is}}{VC_i} - R \right) \frac{V}{A} - KV$$

C_i 와 C_o 는 실내 및 실외 농도($\mu\text{g}/\text{m}^3$), R (air exchange rate)은 실내환기율(1/hr), P (Penetration efficiency)는 실외공기가 실내로 들어오는 침투율인데 보통 0에서 1까지의 범위를 나타내며, Q_{is} (indoor sources)는 건축자재물, 가스오븐 사용, 담배 등으로부터 실내에서 발생되는 모든 오염원(mass/time), V 는 실내 부피(m^3), A 는 실내의 표면적(m^2), 그리고 K 는 실내에서 화학반응에 대한 decay 상수를 각각 나타낸다. Brauer et al.(1991)의 연구에서와 같은 방법으로 여러가지 가정을 통하여 SO_2 , HNO_3 , 그리고 SO_4^{2-} 에 대해서 침착속도를 계산하였다. 실내오염원인 $Q_{is}=0$, 최대의 침착도를 구하기 위하여 $P=1$, 그리고 $K=0$ 으로 하였다. 실내환기율값은 Weschler et al(1989)의 연구에서 본 실험장소와 비슷한 조건으로 여겨지는 여름철에 에어컨디션을 사용하지 않는 집에서 측정된 실내환기율 $R=3.0/\text{hr}$ 을 이용하였다. 그러나 실내환기율은 실내의 구조나 특성에 따라 변하기 때문에 실험한 장소에서 측정된 값을 이용하는 것이 바람직하다. 강의실 체적(V)은 221m^3 (길이:10.7m, 폭:8.6m, 높이:2.4m)이고 표면적(A)은 276.7m^2 이다. 계산된 최대침착속도를 Table 3에 정리하였다. 가스상 물질인 SO_2 와 HNO_3 의 침착속도를 계산할 때는 전체 표면적을 사용했고, 미세입자(입경< $2.5\mu\text{m}$)의 침착은 주로 확산(difussion)에 의하여 이루어지기 때문에 입자상 물질인 SO_4^{2-} 에 대하여는 강의실의 바닥면적(92m^2)을 표면적(A)으로 사용하였다. 본 연구에서 사용한 측정기와 실험방법이 비슷한 Brauer et al. (1991)의 연구결

Table 3. Estimated deposition velocities

Study	Location	Deposition velocity (cm/sec)		
		SO ₂	HNO ₃	SO ₄ ²⁻
This study	Lecture room	0.053	0.030	0.025
Brauer et al. (1991) ^a	Private home	0.050	0.022	0.010

^a Twenty nine samples at private home for 24 hour duration during the summer (July and August) in 1987-1988 in Boston, MA, USA.

과와 비교했을 때 SO₂와 HNO₃의 침착속도는 비교적 잘 일치되었으나, SO₄²⁻에 대하여는 본 연구의 결과가 약 2배 높게 계산되었는데, 이는 강의실과 집(카펫사용)의 바닥특성 차이 때문인 것 같다.

4. 결 론

본 실험의 목적은 실내와 실외공기 사이의 관계를 정량적으로 알아보는데 있다. 실내공기와 실외공기 사이의 관계는 이 두 환경 사이의 공기교환량의 정도에 따른다. 연구에 의한 결론은 비교적 적은 측정횟수에 기초한 것이다. 실내-실외 공기질 사이의 관계에 대한 보다 나은 규명을 위해서는 좀더 많은 측정횟수가 요구되지만, 이번 연구 결과로부터 우리나라에서는 실외 공기질은 여름철에 실내 환경에 커다란 영향을 끼친다고 할 수 있다. HNO₃, SO₂, PM_{2.5}, SO₄²⁻와 NH₄⁺의 실내농도는 실외농도와 밀접한 관련성을 가지는 것으로 나타났다.

이번 실험의 결과로부터 만약에 대기오염이 심한 지역에 학교가 위치에 있다면 이와 같은 학교에서 생활하는 학생들은 여름철에 상당한 영향을 받을 것으로 생각되고, 가정활동(예: 가스오븐 사용, 담배 등) 등에 의하여 실내에서 인체에 해로운 오염물질이 발생하는 가정집에서 여름에 측정이 행하여 졌다면 실내 공기질이 더욱 악화된 결과를 얻었을 것으로 사료된다.

참 고 문 헌

- 이학성, 강병육, 1996, 디누더 측정기를 이용한 여름철 청주시의 산성오염물질 측정과 분석, 한국 대기보전학회지, 12(4), 441~448.
 Brauer, M., T.S. Dumyahn, J.D. Spengler, K. Gutschmidt, J. Heinrich and H.E.

Wichmann, 1995, Measurement of acidic aerosol species in Eastern Europe: Implications for air pollution epidemiology, Environ. Health Perspect., 103(5), 482~488.

Brauer M., P. Koutrakis, G.J. Keeler and J.D. Spengler, 1991, Indoor and outdoor concentrations of inorganic acidic aerosols and gases, J. Air Waste Manage. Assoc., 41, 171~181.

Dockery, D.W., J. Cunningham, A.I. Damokosh, L.M. Neas, J.D. Spengler, P. Koutrakis, J.H. Ware, M. Raizenne and F.E. Speizer, 1996, Health effects of acid aerosols on North American children: Respiratory symptoms, Environ. Health Perspect., 104(5), 500~505.

Febo A. and C. Perrino, 1991, Prediction and experimental evidence for high air concentration of nitrous acid in indoor environments, Atmos. Environ., 25A, 1055~1061.

Jenkin M.E., R.A. Cox and D.J. Williams, 1988, Laboratory studies of the kinetics of formation of nitrous acid from the thermal reaction of nitrogen dioxide and water vapor, Atmos. Environ., 22, 487~498.

Kitto A.N. and R.M. Harrison, 1992, Nitrous and nitric acid measurements at sites in south-east England, Atmos. Environ., 26A, 235~241.

Koutrakis P. and P.K. Mueller, 1989, Atmospheric acidity; Chemical and physical factors, Presentation at the 82nd

- Annual Meeting of AWMA, Anaheim, CA 89-71.4.
- Lee, Hak Sung, R.A. Wadden and P.A. Scheff, 1993, Measurement and evaluation of acid air pollutants in Chicago using an annular denuder system, *Atmos. Environ.*, 27A(4), 543~553.
- Li, Y. and R.M. Harrison, 1990, Comparison of indoor and outdoor concentrations of acid gases, ammonia and their associated salts, *Environ. Technol.*, 11, 315.
- Phillips J. L., R. Field, M. Goldstone, G.L. Reynolds, J.N. Lester and R. Perry, 1993, Relationships between indoor and outdoor air quality in four naturally ventilated office in the United Kingdom, *Atmos. Environ.*, 27A, 1743~1753.
- Pope, C. A. III, D.V. Bates and M.E. Rizenne, 1995, Health effects of particulate air pollution: Time for reassessment?, *Environ. Health Perspect.*, 103(5), 472~480.
- Seinfeld, J.H., 1986, *Atmospheric chemistry and physics of air pollution*, Wiley Interscience, New York, NY., 195~243pp.
- Spengler, J.D., M. Brauer and P. Kourakis, 1990, Acid air and health, *Environ. Sci. Technol.*, 24(7), 946~956.
- U.S.EPA, 1989, *Determination of reactive acidic and basic gases and particulate matter in indoor air*, U.S. Environmental Protection Agency Compendium Chapter IP-9, Atmospheric Research and Exposure Assessment Laboratory, Research Triangle Park, NC.
- Wadden, R.A. and P.A. Scheff, 1983, *Indoor air pollution*, John Wiley & Sons, Inc., 52~78pp.
- Weschler, C.J., D.V. Naik, H.C. Shields, 1989, Indoor ozone exposures, *J. Air Pollut. Control Assoc.*, 36, 1562.