

황사가 서울시 대기 중 PAHs 농도에 미치는 영향

The Influence of Yellow Sand Phenomena on the Concentration Variation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Ambient Air of Seoul

박찬구* · 어수미 · 기원주¹⁾ · 김기현²⁾ · 모세영³⁾
서울시 보건환경연구원, ¹⁾서울대학교 보건대학원,
²⁾세종대학교 지구과학과, ³⁾충북대학교 환경공학과
(2000년 10월 17일 접수, 2001년 1월 30일 채택)

Chan-Koo Park*, Soo-Mi Eo, Won-Ju Ki¹⁾, Ki-Hyun Kim²⁾ and Sae-Young Mo³⁾
Seoul Metropolitan Government Research Institute of Public Health and Environment
¹⁾*Graduate School of Public Health, Seoul National University*
²⁾*Department of Earth Sciences, Sejong University*
³⁾*Department of Environmental Engineering, Chungbuk University*
(Received 17 October 2000; accepted 30 January 2001)

Abstract

In order to characterize the distribution patterns of PAHs between Yellow Sand (YS) and non-Yellow Sand (NYS) periods, we collected and analyzed aerosol samples for PAHs for the periods covering 28 March through 24 April 2000. The concentrations of TSP measured during the YS periods were approximately two times higher than the NYS periods. By contrast, the concentrations of PAHs during YS were higher than those of NYS by 140%. In addition, their concentrations in PM 10 were larger than those of TSP by 120%. Detailed inspections of our data indicated that three species including chrysene, benzo (b)fluoranthene, and benzo (k)fluoranthene were efficiently adsorbed by particles less than 10 μm diameter and that they were dominating the distribution characteristics of PAHs during the YS periods. Results of correlation analysis also indicated that PAHs exhibited strong correlations with those pollutants originating from combustion sources. It is thus concluded that pollutants such as toxic PAHs that originate from diverse anthropogenic sources of China should be contributing to the degradation of the ambient air quality in Seoul.

Key words : PAHs (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons), Yellow Sand phenomena, atmosphere, aerosol, chrysene, benzo (b)fluoranthene, benzo (k)fluoranthene

1. 서 론

동북아시아 지역은 빠른 산업 발달과 그에 따른 급속한 인구의 증가로 인위적인 SO₂와 NO_x의 발

* Corresponding author
Tel : +82-(0)2-570-3356, E-mail : pegksy@yahoo.co.kr

생이 가장 큰 지역중의 하나로 간주되고 있다 (Rhode, 1989). 특히 경제발전으로 인한 지속적인 에너지 사용의 증가는, 이 지역의 대기질을 급격히 악화시키는 요인으로 작용하는 것으로 알려져 있다 (Galloway, 1989). 따라서 한국, 중국, 일본을 망라하는 이 지역의 국가들은 자국 내에서 발생하는 오염물질의 규제나 관리뿐 아니라 오염물질의 월경현상과 같이 국경을 초월한 오염물질의 이동현상에까지 민감하게 대응하고 있다 (Macpherson *et al.*, 1995; Kato와 Akimoto, 1992). 특히 중국에서 발생한 SO₂와 NO_x의 연간 배출량은 각각 19,700과 7,600 kton으로 한국의 약 20배, 9배로 아시아 전체 배출량의 86%와 72% 정도를 차지하는 것으로 알려져 있다 (Fujita *et al.*, 1991). 따라서 중위도 편서풍대에 위치하고 있는 한반도의 경우 이러한 요인이 심각한 영향을 미칠 수 있을 것으로 예측된다. 특히 서울과 중국 산둥 반도의 거리가 약 400 km 밖에 되지 않아 서울은 중국에서 발원한 오염물질의 직접적인 영향권에 위치하고 있다는 사실이 여러 과학자들에 의해 보고되었다 (Briant *et al.*, 2000; 문길주 등, 1996). 주로 3, 4, 5월에 걸쳐 발생하는 황사현상은 우리나라에서 관측되는 대기오염 물질의 장거리 이동현상을 대표한다. 그러나 아직까지 황사현상에 대한 연구는 SO₂, NO_x, CO 등과 같은 기준성 오염물질이나, 무기물질 (중금속, 이온류)의 연구를 중심으로 이루어지고 있다. 그런데 최근 선진국들과 마찬가지로 국내에서도 SO₂나 aerosol 등과 같은 기준성 오염물질들에 대한 행정목표가 어느 정도 달성되는 추세라는 점을 감안하면, 점차적으로 대기 중에 미량으로 존재하는 PAHs와 같은 발암성물질들에 대한 연구의 필요성이 증가하고있는 실정이다 (일본대기환경학회지, 1997). 실제로 이처럼 인체에 유해한 유기오염물질의 대기환경학적 특성 등에 대해 정확하게 규정하고자하는 노력들이 점차 가시화되고 있다 (백성욱과 최진수, 1996).

중국에서 화석연료나 기타 원인에 의해서 발생된 기체상의 SO₂가 한반도로 이동되는 양은 상당한 수준인 것으로 보고되고 있다 (이상인 등, 1995). 화석연료, 더 넓게는 탄소와 수소로 구성된 물질이 고온에서 열 분해되는 과정이나 불완전 연소과정에서 생성되는 것으로 알려진 PAHs (Badger, 1962)는 오염물질의 장거리 이동현상 등을 연구하는데 중요한

단서를 제공할 수 있을 것으로 기대된다.

본 연구에서는 서울시에서 황사가 발원된 2000년 3월부터 4월에 걸쳐 황사현상시와 비 황사현상시의 PAHs 농도를 상호 비교 검토하고, 이를 토대로 황사현상이 이들 물질의 농도 분포에 미치는 영향을 해석하고자 하였다.

2. 실험방법

2.1 측정지점 및 기간

본 연구는 대기오염 물질 중 PAHs의 장거리이동에 대한 영향을 알아보기 위하여, 2000년 3월 28일 ~ 4월 24일에 걸쳐 (기간 중 황사현상 총 5회 발생) 서울시 서초구 양재동에 위치하고 있는 서울시 보건환경연구원의 옥상에서 aerosol 시료의 채취를 실시하였다. 연구 장소는 도로변에서 1 km 이상 떨어져 있어, 이동 배출원에 의한 영향이 작고, 주변에 특별한 고정 배출원이 존재하지 않는 것으로 알려져 있다.

2.2 분석대상물질 및 분석방법선정

PAHs가 인체에 야기하는 변이원성 및 발암의 가능성 등에 대해서는 EPA (Environmental Protection Agency), IARC (International Agency for Research on Cancer), NTP (National Toxicology Program), WWF (World Wildlife Fund), EU 등의 국가나 기관 등에서 이미 정의를 내린 바 있다. 본 연구에서는 1,896개의 이성체가 존재한다고 알려진 PAHs 중 (Zander, 1983) 환경학적으로 중요한 16종을 1차적으로 선정하였다. 이 중에서도 벤젠고리가 2개이며, 증기압이 1E-05 kPa 이하인 상태에서 가스 상으로 존재하는 (Junge, 1977), naphthalene, acenaphthylene, acenaphthene을 제외한 입자상 물질에 주로 흡착된 채로 존재하는 fluorene (방향족 고리 2개)부터 benzo (g, h, i)perylene (고리 6개)까지 13종을 최종적으로 선정하여 연구하였다.

본 연구에서 PAHs의 분석은 추출효율과 재현성에 있어서 타 방법에 비하여 손색이 없으며, 적은 양의 용매사용, 짧은 추출시간 등의 장점 (박찬구 등, 2000년)을 가진 가속용매추출장치 방식을 이용하였다. 본 방식의 적용에 있어 PAHs의 추출은 노말헥산을 용매로 한 10% (v/v) 디에틸 에테르용액 (10% diethyle ether in n-hexane (v/v) 이하 10% 디에

칠 에테르)을 사용하였다.

2.3 분석 기기 및 시약

대기 중 PAHs 시료의 분석은 Hewlett Packard사의 HP 6890 series GC와 HP 5973 Mass Selective Detector가 직렬로 연결된 GC/MS에 HP 6890 auto injector 및 controller가 연결된 시스템을 사용하였다. 가속용매추출장치는 Dionex사의 ASE 200 (Accelerated Solvent Extractor 200)을, 시료농축은 Büchi사의 회전 농축기와 Organomation Associates 사의 질소농축기를 사용하였다. 정제에 사용된 실리카겔 (Merck KgaA, Germany)은 60~230 mesh로 130°C에서 18시간 활성화시킨 뒤 실험하기 전 테시케이터에서 30분간 방냉 후 사용하였다. 석영섬유여지 및 직·간접적으로 실험에 영향을 미칠 수 있는 기구와 초자는 모두 400°C에서 5시간 이상 항량 후 사용하였다(EPA-TO 13A). 또한 실험에 사용된 모든 시약과 추출용매는 진농(300)급 이상을 사용하여, 불순물이나 오염에 의한 측정오차를 최대한 감소시켰다.

2.4 시료의 채취 및 보관

시료의 채취는 고용량 공기채취기 (Andersen, G10557 TSP1)와 PM-10 고용량 공기채취기 (Andersen, GM 2000H) 각 2대씩을 사용하였다. 부유분진 시료는 기기당 2매씩 총 4매를 24시간(1회)동안 연속 채취하는 것을 원칙으로 하였다. 입자상 부유분진은 석영섬유 여지를 이용하여 0.65 m³/min의 평균유속으로 채취하였다. 채취가 끝난 석영섬유여지 중 분진의 무게를 측정하기 위한 시료는 대기 중 분진을 측정하기 위한 기본적인 보관방법을 따랐다. 여지에 흡착된 PAHs는 온도, 습도, 빛에 모두 영향을 받으며, 특히 온도에 민감하여 채취 직후 -79°C에 보관되었을 때 가장 손실이 적은 것으로 보고된 바 있다 (Sterdrup *et al.*, 1990). 따라서 PAHs의 농도를 측정하기 위한 여지는 채취 직후 가능한 곧 바로 분석을 시행하였다. 만약 분석이 지연될 시에는, 알미늄 호일로 밀봉 후 -70°C 상태로 보관 후 분석하였다.

2.5 분석방법 및 조건

대기 중의 PAHs는 가스상 또는 입자상 물질에 흡

착되어 존재하는 것으로 알려지고 있다 (Yamasaki *et al.*, 1982). 이 중 입자상 물질에 흡착되어 있는 PAHs를 분석하기 위해 석영섬유여지 (Quartz Microfibre Filters Cat No. 1851865 (Whatman))를 사용하여 부유분진을 채취하였다. 이 여지에서 47.48 cm² (고용량 공기채취기로 시료채취 시 200 m³ 유량에 해당)를 취하였다. 여기에 치환된 정량용 내부 표준물질 4종 acenaphthene-d₁₀, chrysene-d₁₂, phenanthrene-d₁₀, perylene-d₁₂ (U.S.A. Supelco, EPA 525 PAHs Internal Std. Mix. 48242)을 첨가하여, 그림 1과 같은 순서로 실험을 하였다. 석영섬유여지의 PAHs를 추출하여 GC/MS에 주입하는 단계까지의 과정은 그림 1과 같다.

추출이 끝난 시료는 GC/MS에 주입하여 분석을 하였다. PAHs 분리에 사용한 칼럼은 비극성이며 환경 중 준 휘발성인 유기화합물의 분석에 적합하도록 고안된 PTE-5TM (30 m length, 0.32 mm I.D, 0.25 µm film thickness)을 사용하였다. 운반기체 (carrier gas)는 헬륨가스를 사용하였고, 유속은 1.0 ml/min을

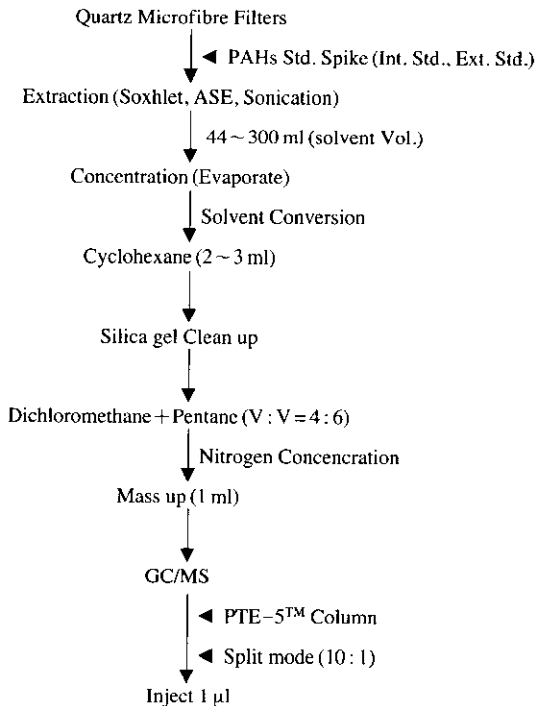


Fig. 1. A flow chart of extraction procedures for spiked quartz microfibre filters.

유지하였다. 시료주입방법은 분할 주입법 (split mode, split ratio : 1/10)을 사용하였다. 기기 분석 조건은 다음 표 1에 제시된 바와 같다. 또한 16종의 PAHs가 10 µg/ml의 농도로 들어있는 메칠렌 클로라이드 혼합용액 1 µl를 GC/MSD (scan mode)에 주입하여 최적분리조건을 구하였다. 또한 각 PAHs의 질량스펙트럼을 얻은 후 각각의 PAHs에 따라 분자량 이온과 특성이온을 선택하였다. PAHs는 그 구조에서 예측할 수 있듯이 extended π-electron structure를 가지고 있어, 구조적 안정성이 매우 크다. 따라서 질량스펙트럼을 살펴보면 대부분 분자이온 [M]⁺가 가장 크게 나타나며 [M]²⁺, [M-1]⁺, [M-2]⁺이온의 순서로 작게 나타났다. 이를 이용하여 SIM (Selected Ion Monitoring)방법과 macro program을 작성한 결과는 다음 표 1과 같다.

이러한 조건하에서 분석이 끝난 시료를 정량하는 방법은 외부 표준법과 내부표준법이 있다. 그런데 외부 표준법의 경우 추출된 각 물질마다의 회수율을 계산한 후, 이를 실제시료의 농도에 보정해야 하는 번거로움이 따른다. 또한 계산을 통한 보정과정을 적용한다고 하여도, 매트릭스가 다양한 경우에는 시료마다의 회수율을 전부 구해야 하는 또 다른 문

제가 발생하게 된다. 따라서 본 연구에서는 복잡한 실제 시료에 이러한 방법의 직접적인 적용이 곤란하다는 점을 감안하여, 각 농도 단계 별 상대반응계수 (relative response factor: RRF)를 이용한 내부표준법으로 정량하였다 (박찬구 등, 2000). 13종의 PAHs와 그에 상응하는 내부표준물질은 EPA TO-13A (EPA, 1997)에 따랐다. 이러한 결과를 이용하여, GC/MS/SIM 방법의 PAHs에 대한 검량선을 작성하였다. 주입되는 양이 0.02, 0.1, 1, 2, 5, 10 ng이 되도록 6단계의 시료를 만들어 실험한 결과, 각 PAHs의 직선성은 r²가 0.99 이상을 유지하는 것으로 나타났다. 분석기기의 검출한계 (instrumental detection limit : IDL)는 13종의 PAHs 모두 10 pg (GC/MS 주입량)에서 S/N (signal to noise)비 5 이상이었다. 정량한계 (method detection limit : MDL)는 일반적으로 S/N비 10 이상으로 간주되고있다. 본 실험에서는 치환된 정량용 내부 표준물질 4종을 200 pg씩 실제 시료 (5 회)에 주입한 후 분석하였을 때, S/N비는 80 (acenaphthene-d₁₀)에서 160 (chrysene-d₁₂) 정도이었으며, 이때 각 물질의 상대표준편차는 10% 이하로 나타났다. 이 수준을 본 실험의 정량한계로 설정하였다. 이는 석영섬유여지 47.48 cm² (약 200 m³)를 취하여

Table 1. Analytical characteristics of PAHs for GC systems employed in this study: retention time, molecular ion (M⁺), and selected ions.

Peak No.	Compounds	Abbreviation	Retention time (min)	M ⁺	Selected Ions
1	Naphthalene	NAP	5.46	128	129,127
2	Acenaphthylene	ACY	9.38	152	151,153
3	Acenaphthene	ACN	9.90	154	153,152
4	Fluorenc	FLN	11.32	166	165,167
5	Phenanthrene	PHE	14.02	178	179,176
6	Anthracene	ANT	14.15	178	179,176
7	Fluoranthene	FLU	17.84	202	101,203
8	Pyrene	PYE	18.10	202	101,203
9	Benzo (a)anthracene	BAA	22.70	228	229,226
10	Chrysene	CHR	22.82	228	226,229
11	Benzo (b)fluoranthene	BBF	26.18	252	253,126
12	Benzo (k)fluoranthenc	BKF	26.25	252	253,126
13	Benzo (a)pyrene	BAP	27.03	252	253,126
14	Benzo (g, h, i)perylene	BGP	30.41	276	138,277
15	Dibenz (a, h)anthracene	DBA	29.94	278	139,279
16	Indeno (1, 2, 3-cd)pyrene	IND	29.83	276	138,227
ISTD	Perylene-d ₁₂	Pery-d ₁₂	27.21	264	260,265
ISTD	Acenaphthene-d ₁₀	Acn-d ₁₀	9.82	164	162,165
ISTD	Chrysene-d ₁₂	Chr-d ₁₂	22.74	240	120,241
ISTD	Phenanthrene-d ₁₀	Phe-d ₁₀	13.96	188	94,189

추출한 최종액의 양이 100 µl 정도일 때 이 용액 중에 20 ng이 포함되어 있는 양으로, 대기 중 PAHs 농도가 0.01 ng/m³ 이상 존재할 때 분석되는 수준이다.

3. 결과 및 고찰

3.1 황사현상기간과 비 황사현상기간의 구분

조사기간인 2000년 3월 28일부터 4월 24일까지 16회에 걸쳐 채취된 시료를 황사기간과 비 황사기간으로 분류하기 위하여, 조사기간 중 서울시 17개 측정소의 평균 TSP 농도(152.3 µg/m³)와 PM-10(83.5 µg/m³)농도보다 분진농도가 크게 증가된 시료 중에서 색상이 옅은 황색(미색)이며, 주풍 방향이 서풍인 날의 시료를 황사기간중의 시료로 선정하였다(비 황사기간 : 짙은 갈색). 이러한 분류 방식에 따르면 3월 28일, 4월 6일, 4월 7일, 4월 8일, 4월 11일이 그 대상에 해당하는 것으로 나타났다.

동일 기간 중 기상청(2000. 5)의 자료는 3월 28일, 4월 7일, 4월 8일만을 황사기간으로 분류하고있어 4월 6일, 4월 11일의 경우 차이가 발생하였다. 이중 4월 6일은 시료채취시간이 당일 오전 10시부터 익일 10시까지로 구분되어 4월 7일 발생된 황사는 오전 8시부터 다음날 4월 8일까지 서울시 일원에서 발생되었다고 기상청 자료에서 확인되어 그 영향에 기인한 것으로 사료되었다. 또한 4월 11일의

경우도 기상청의 발표와 달리 황사기간으로 설정하였다. 이날 채취된 시료는 TSP 농도 291.4 µg/m³, PM-10 농도 190.8 µg/m³로 기간중의 평균 분진농도보다 2배 이상 높았으며, 시료의 색상은 미색을 띠었다. 이날의 풍향은 기상청의 36위 풍향에서 23~27위로 기상청에서 제시하는 일반적인 황사기간중의 풍향과 일치하였다. 이러한 현상들은 황사이외의 원인을 제시하기 어려우므로 4월 11일을 황사기간으로 분류하였다. 기간 중 서울시 17개 측정소의 평균 대기오염물질의 농도와 기상관계 자료를 시료채취 기간과 동일한 오전 10시부터 익일 오전 10시까지 단위로 구분하여, 각 측정일자에 황사기간은 Y, 강수가 나타난 날은 R로 분류하여 표 2에 나타내었다. 단 TSP와 PM-10의 농도는 PAHs 측정위치와 동일한 지점에서 채취된 시료를 분석한 결과이다.

3.2 대기 중 부유분진 및 PAHs 농도

조사기간 중 서울시 대기 중의 단위 체적 당(m³) 부유 분진의 농도는 표 2에서 보듯이 황사기간으로 분류된 날의 TSP 평균 농도는 292.6 µg/m³, PM-10 188.6 µg/m³, 강수시 TSP 89.6 µg/m³, PM-10 45.8 µg/m³이었다. 일반 대기상태에서는 TSP 161.6 µg/m³, PM-10 96.58 µg/m³으로, 황사기간중의 부유분진 농도는 강수시의 3배 이상, 일반 대기상태와 비교하

Table 2. A statistical summary of relevant environmental parameters determined concurrently during the whole study period.

	PM10 µg/m ³	TSP µg/m ³	SO ₂ ppb	NO ppb	NO ₂ ppb	NOx ppb	CO ppm	O ₃ ppb	CH ₄ ppm	N ₂ CH ₄ ppm	THC ppm	WS m/sec	UV mW/m ²	TEMP °C	HUM %RH
2000-03-28(Y)	106.8	180.6	4.88	9.05	26.25	35.3	0.73	18.64	1.85	0.17	2.02	2.32	0.14	8.43	68.38
2000-03-29	73.8	125.3	5.17	12.00	31.55	43.56	0.64	21.60	1.97	0.21	2.18	2.05	0.23	7.66	53.10
2000-03-30	93.4	157.3	8.74	30.72	52.07	82.8	0.85	14.80	1.95	0.29	2.24	1.56	0.24	9.49	41.59
2000-04-03	111.8	173.9	7.02	42.20	46.35	88.53	0.86	16.03	2.08	0.32	2.40	1.31	0.20	12.11	52.76
2000-04-04	92.0	160.7	5.62	14.93	32.59	47.52	0.55	26.91	1.95	0.20	2.15	2.22	0.30	11.06	37.04
2000-04-06(Y)	139.3	333.7	6.90	10.84	34.43	45.28	0.48	22.94	1.89	0.19	2.08	2.26	0.26	8.66	38.49
2000-04-07(Y)	373.6	459.7	6.52	39.45	37.42	76.86	0.73	14.41	2.11	0.25	2.36	1.94	0.16	7.73	41.62
2000-04-08(Y)	132.7	197.9	6.51	25.05	46.39	71.42	0.75	19.60	1.98	0.23	2.21	1.56	0.35	13.13	29.69
2000-04-10	92.5	164.8	4.84	8.35	25.64	34.00	0.51	21.05	1.95	0.16	2.11	2.70	0.23	5.42	50.72
2000-04-11(Y)	190.8	291.4	7.59	7.77	34.08	41.87	0.74	26.48	1.91	0.20	2.10	2.18	0.23	9.97	64.38
2000-04-12	165.9	247.2	9.50	8.86	41.85	50.72	0.89	30.92	1.88	0.24	2.12	2.03	0.31	14.16	58.84
2000-04-14	80.8	140.6	5.47	14.76	29.78	44.54	0.66	20.67	2.08	0.18	2.26	1.17	0.06	9.68	40.89
2000-04-19(R)	39.9	62.6	4.03	7.44	27.25	34.70	0.45	28.84	1.84	0.15	2.00	1.75	0.23	14.08	69.29
2000-04-21(R)	51.7	96.7	4.50	11.29	34.12	45.38	0.57	21.80	1.82	0.19	2.01	2.13	0.19	12.37	84.96
2000-04-22(R)	45.9	109.4	4.47	10.62	29.6	40.22	0.53	21.29	1.89	0.14	2.03	2.10	0.19	9.79	67.42
2000-04-24	61.6	123.1	6.02	14.05	39.03	53.12	0.71	23.41	1.88	0.19	2.07	1.81	0.25	12.21	43.41

Y : Yellow sand R : Rainfall

면 2배 이상의 차이가 발생하였다. 또한 TSP는 PM-10에 비하여 150% 이상의 높은 농도를 나타내었다. 동일 기간의 총 PAHs의 농도는 황사기간에 TSP에서 15.92 ng/m³, PM-10 19.43 ng/m³이었다. 강수 시에 채취된 TSP 시료에서의 총 PAHs의 농도는 6.19 ng/m³을, PM-10에서 8.07 ng/m³을 나타내었다. 일반 대기상태에서 총 PAHs 농도는 TSP에서 11.53 ng/m³, PM-10 13.82 ng/m³로 나타났다. 따라서 PM-10, TSP 모두 황사기간 중 PAHs의 농도가 일반대기상태에서 보다 140% 정도 농도가 높게 나타났으며, 강수시와는 250% 이상의 농도차이가 났다. 또한 PM-10에서 채취된 시료에서의 PAHs 농도는 동일

한 유량의 TSP에 비해 120% 이상의 높은 농도를 나타내었다.

이러한 점을 고려할 때 서울시 대기 중의 부유분진과, PAHs 농도는 황사와 강수에 모두 큰 영향을 받음을 알 수 있었다. 조사기간 동안의 PAHs 농도를 표 3에 나타내었다.

PAHs 중 실온 상태에서 도시 대기 중에 존재하는 분자량이 작고, 고리가 3개 이하이며 V.P.가 1E-05 kPa 부근에 존재하는 PAHs 이성체는 모두 가스상으로 존재한다. 따라서 이러한 물질들을 분석하고자 할 때는 PUF 흡착제나 XAD-2를 이용하여야 한다고 알려지고 있다 (Yamasaki *et al.*, 1982; Junge,

Table 3. Results of daily PAHs concentration measured in the ambient air during the whole study period. unit : ng/m³

		NAP	ACY	ACN	FLN	PHE	ANT	FLU	PYE	BAA	CHR	BBF	BKF	BAP	IND	DBA	BGP	Total
3.28(Y)	PM10	0.68	0.13	0.09	0.26	2.01	2.38	2.53	2.90	0.76	2.47	2.79	2.55	0.74	0.79	0.13	0.76	21.99
	TSP	0.53	0.11	0.08	0.27	1.6	1.9	2.09	1.79	0.57	1.84	3.14	1.92	0.49	0.93	0.17	0.95	18.38
3.29	PM10	0.52	0.00	0.00	0.28	1.95	1.85	2.02	2.21	0.85	2.36	2.05	2.08	0.72	0.81	0.20	0.79	18.69
	TSP	0.56	0.00	0.14	0.27	1.47	1.73	1.33	1.24	1.39	1.27	1.65	1.02	0.31	0.65	0.12	0.61	14.16
3.30	PM10	0.33	0.00	0.00	0.22	1.40	1.65	1.77	1.89	1.09	1.30	1.24	1.84	0.72	1.22	0.00	0.96	15.63
	TSP	0.57	0.00	0.00	0.18	1.35	1.60	1.51	1.53	0.94	2.05	1.39	1.24	0.43	0.53	0.00	0.41	13.73
4.3	PM10	0.65	0.00	0.00	0.00	1.03	1.23	1.16	2.48	1.06	1.81	2.46	1.10	0.86	1.05	0.00	1.66	16.54
	TSP	0.53	0.00	0.00	0.00	0.91	1.06	1.06	1.73	1.12	1.47	1.47	1.73	0.33	0.53	0.00	0.86	12.79
4.4	PM10	0.29	0.00	0.00	0.00	0.71	0.83	1.28	1.44	0.58	1.52	1.81	1.22	0.40	0.64	0.10	0.50	11.31
	TSP	0.19	0.00	0.00	0.00	0.69	0.82	1.23	1.84	0.54	1.39	1.32	1.17	0.82	0.52	0.00	0.39	10.93
4.6(Y)	PM10	0.47	0.00	0.00	0.16	1.01	1.17	1.09	1.01	1.34	3.31	4.51	2.47	0.68	1.13	0.41	1.46	20.23
	TSP	0.73	0.00	0.10	0.21	1.06	1.25	0.92	0.83	1.15	2.79	4.13	1.90	0.75	1.19	0.44	1.56	19.01
4.7(Y)	PM10	0.52	0.00	0.00	0.15	1.03	1.23	1.51	1.44	0.54	2.34	3.64	2.88	0.32	0.84	0.13	0.60	17.18
	TSP	0.46	0.00	0.09	0.18	1.05	1.23	1.37	1.53	0.50	2.03	2.37	1.68	0.83	0.68	0.09	0.53	14.62
4.8(Y)	PM10	0.23	0.00	0.00	0.08	0.68	1.13	1.89	0.84	0.81	2.20	3.56	2.04	0.53	1.32	0.18	1.16	16.65
	TSP	0.26	0.00	0.00	0.09	0.58	0.70	0.73	0.67	0.72	2.75	2.85	1.43	0.76	1.11	0.15	1.00	13.80
4.10	PM10	0.37	0.00	0.00	0.12	0.78	0.92	0.67	0.67	0.31	0.76	0.73	0.59	0.20	0.31	0.06	0.22	6.71
	TSP	0.37	0.00	0.00	0.12	0.78	0.92	0.61	0.67	0.82	0.76	0.69	0.55	0.35	0.33	0.00	0.24	7.20
4.11(Y)	PM10	0.30	0.00	0.00	0.17	1.38	1.62	1.83	1.66	2.13	2.96	3.95	1.83	1.16	0.99	0.17	0.95	21.12
	TSP	0.30	0.00	0.00	0.11	1.13	1.32	1.41	1.35	1.71	1.56	1.52	1.41	0.92	0.53	0.09	0.45	13.80
4.12	PM10	0.52	0.00	0.00	0.20	1.07	1.48	1.39	1.38	1.20	1.13	2.29	1.59	1.10	1.07	0.20	1.17	15.78
	TSP	0.30	0.00	0.00	0.00	0.91	1.08	1.17	1.29	0.53	1.42	1.74	1.57	1.21	0.61	0.00	0.51	12.33
4.14	PM10	0.20	0.00	0.00	0.08	0.80	0.95	1.33	1.50	0.73	1.86	2.36	1.73	0.57	0.73	0.13	0.64	13.61
	TSP	0.29	0.00	0.00	0.08	0.74	0.79	1.03	1.25	0.73	1.39	1.36	1.12	0.66	0.75	0.13	0.60	10.93
4.19(R)	PM10	0.35	0.04	0.00	0.00	0.51	0.61	0.59	0.84	0.72	1.31	1.23	0.94	0.49	0.51	0.12	0.43	8.67
	TSP	0.33	0.04	0.00	0.00	0.49	0.57	0.53	0.76	0.61	1.04	1.17	0.80	0.41	0.55	0.14	0.37	7.79
4.21(R)	PM10	0.34	0.00	0.00	0.08	0.45	0.52	0.34	0.52	0.84	0.79	0.47	0.84	0.58	0.24	0.00	0.16	6.15
	TSP	0.26	0.00	0.00	0.00	0.30	0.34	0.22	0.36	0.56	0.50	0.34	0.54	0.34	0.22	0.08	0.14	4.23
4.22(R)	PM10	0.72	0.00	0.14	0.31	0.90	1.05	0.67	0.57	0.74	0.69	1.41	0.57	0.43	0.57	0.10	0.50	9.38
	TSP	0.47	0.00	0.09	0.18	0.68	0.81	0.55	0.52	0.21	0.56	1.03	0.46	0.15	0.44	0.00	0.40	6.55
4.24	PM10	0.58	0.00	0.09	0.15	1.12	1.33	1.51	1.19	0.61	1.04	1.72	1.09	0.48	0.60	0.18	0.54	12.24
	TSP	0.28	0.00	0.09	0.15	1.12	1.33	0.51	1.19	0.61	1.04	1.12	0.89	0.48	0.60	0.18	0.54	10.14

1977). 벤젠고리가 2~3개인 naphthalene (V.P. 1.19×10^{-2} kPa, B.P. 218°C), acenaphthylene (V.P. 3.9×10^{-3} kPa B.P. 265~280°C), acenaphthene (V.P. 2.1×10^{-3} kPa B.P. 278~279°C)은 석영섬유여지만 사용하여 채취된 시료에서는 검출이 되지 않는 것으로 알려져 있다(Yamasaki *et al.*, 1982). 그런데 표 2에 나타난 결과는 acenaphthylene, acenaphthene은 거의 검출이 되지 않았으나, 휘발성이 가장 큰 naphthalene은 대부분의 모든 시료에서 검출되었다. 이러한 현상에 대한 원인을 규명하기 위해서는 추가적인 연구가 필요한 것으로 사료된다.

3.3 황사기간과 비 황사기간의 PAHs 각 이성체별 농도비교

서울시 대기 중의 PAHs 농도변화를 알아보기 위하여, 조사기간 내의 전체 PAHs 농도변화 추세를 그림 2에 나타내었다.

서울시 대기 중의 단위 체적당 (m^3) 전체 PAHs량은 그림 2에서 보듯이 총 16회의 일간 채취시료 중에서 4월 10일을 제외한 나머지 15회에서 TSP보다 PM-10의 농도가 높게 나타났다. 이는 대기 중의 입자상 물질에 흡착된 PAHs의 90~95%가 $3 \mu m$ 이하의 미세입자에 흡착된다는 점(Halsall *et al.*, 1997; Van Vaeck, 1984)을 감안할 때, PAHs의 흡착이 PM-10에서 보다 더 효율적으로 일어난데 따른

결과로 보인다. 이와 같은 현상을 설명하기 위해서는 부유 분진 입도별 크기에 따른 특성 등에 대해 보다 세밀한 연구가 필요할 것으로 보인다. 이러한 비교분석에서 특히 황사기간 중 관측된 PAHs의 농도가 비 황사기간에 비하여 일관성 있게 증가하는 추세를 들 수 있다.

그림 3은 황사기간, 비 황사기간, 강수기간으로 구분한 PAHs 각 이성체별 평균농도 분포도를 나타낸 것이다. 그림 3에 따르면 황사기간과 비 황사기간중의 PAHs 분포양상이 차이가 남을 알 수 있었다. 13종의 PAHs 중 chrysene, benzo(b)fluoranthene, benzo(k)fluoranthene이 황사기간과 비 황사기간(강수기간 포함)에 다른 물질들에 비하여 농도 증가양상이 뚜렷하게 구분됨을 볼 수 있다. 즉 PM-10, TSP 모두에서 chrysene 등 3종의 이성질체는 비 황사기간 중에는 전체 PAHs 양에서 35% 전후의 분포율을 나타냈다. 반면 황사기간에는 45% 정도로 그 율이 크게 증가되었다. 이 3종을 제외한 나머지 물질들의 농도 증가폭은 chrysene 등 3종에 비하여 미비하고, 전체 분포율에 있어서도 대부분 감소됨을 볼 수 있었다. 그림 4는 조사기간 내의 PM-10에서의 PAHs 농도변화 추세를 증가폭이 큰 3종과 나머지 10종의 이성질체를 구분하여 나타낸 것이다. 그림 4에 따르면 황사가 연속적으로 발생한 4월 6일~4월 8일의 기간에서 총 PAHs 농도에서 이 3종이 차지하는 비

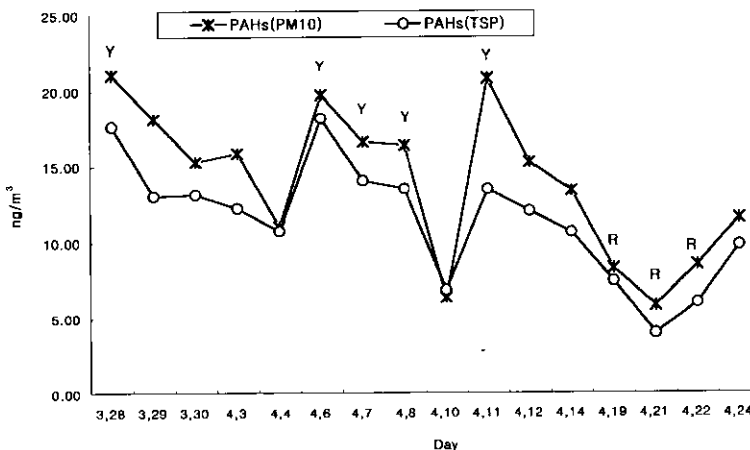


Fig. 2. A plot of temporal changes in the daily concentration of total PAHs associated with PM 10 and TSP in the the ambient air in Seoul(Yang jae).

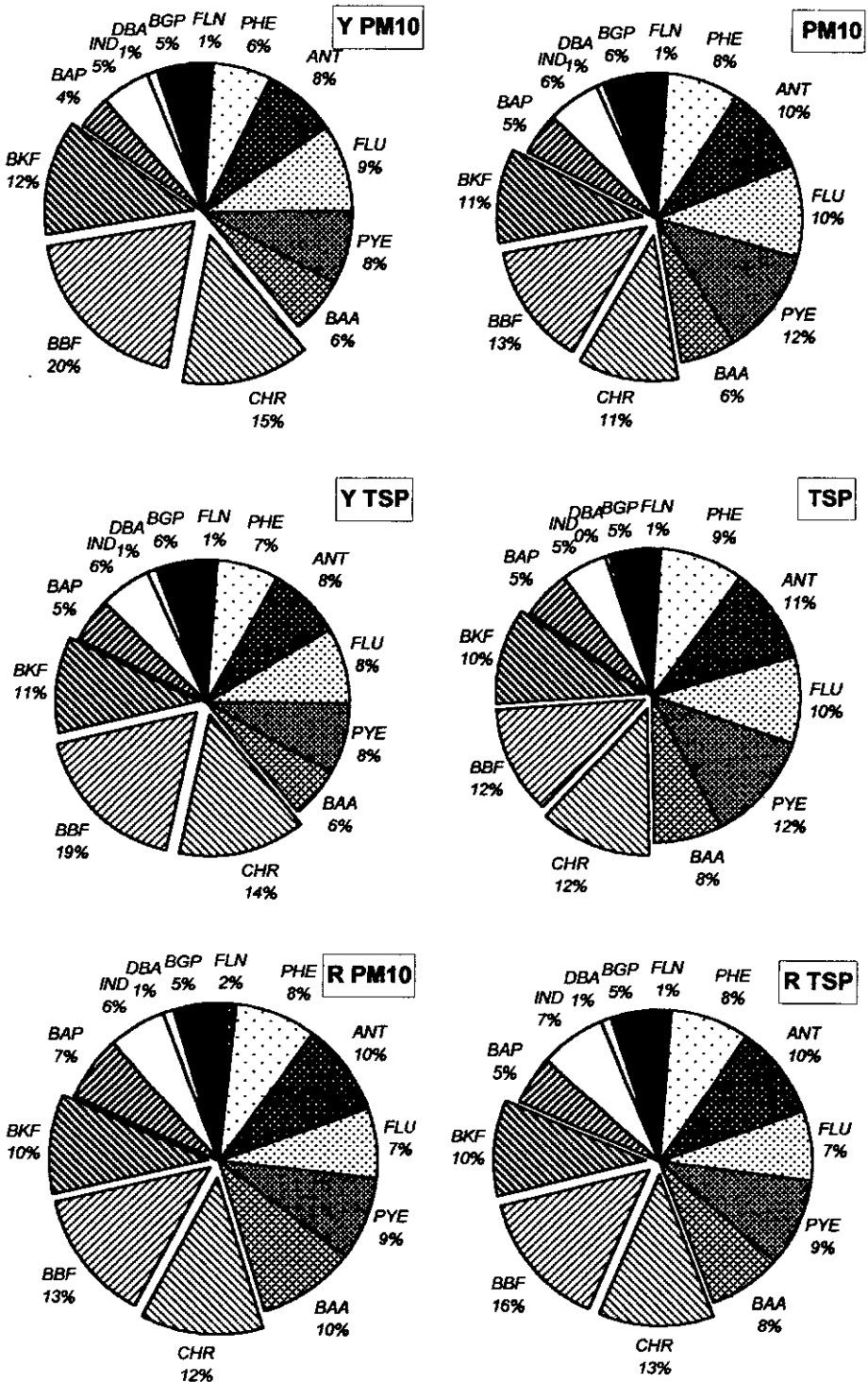


Fig. 3. Compositional property of aerosols in terms of airborne PAHs.

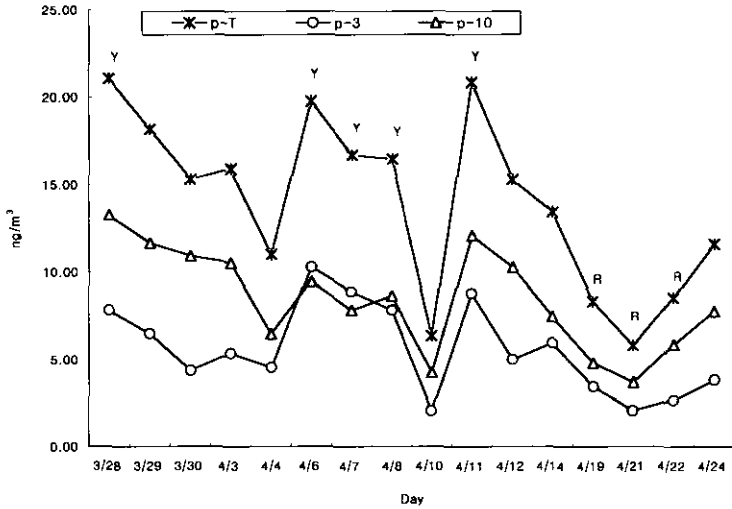


Fig. 4. A plot of temporal changes in the daily concentration of total PAHs (p-T), 3 major PAHs species (CHR, BBF, BKF), and 10 other PAHs (CAN, FLN, PHE, ANT, FLU, PYE, BAA, BAP, IND, DBA and BGP) associated with PM-10 in the ambient air of Seoul (Yang jae).

율은 50.9%이었다. 특히 황사기간의 중간 날에 해당하는 4월 7일은 그 비율이 53.2%로 더욱 증가되고 있어, 서울시 대기 중의 PAHs 농도는 황사에 직접적인 영향을 받고 있음을 다시 한번 확인할 수 있었다.

조사기간 중 서울시 대기 중 PAHs의 물질별 농도 변화율 차이를 통계적으로 알아보기 위하여 황사기간과 비 황사기간의 두 군으로 분류한 후, 이 두 군의 PAHs 농도를 t-test로 검정한 결과 일부 성분의 경우, 기간에 따른 농도 차이가 존재한다는 것이 뚜렷하게 확인되었다. 위 실험을 통하여 나온 13가지 물질의 농도를 ANOVA를 이용한 유의성 검정을 한 결과 PM-10 ($P < 0.01$)과 TSP ($P < 0.05$) 모두, 위에서 이마 언급한 것과 마찬가지로 chrysene, benzo (b)fluoranthene, benzo (k)fluoranthene의 3종에서만 통계적으로 유의한 차가 나타났다. 또한 TSP에 비해 PM-10의 유의수준이 높다는 것을 알 수 있었다. 이는 장거리 이동하는 입자상 물질(토양 분진)의 공기역학적 직경은 주로 10 μm 이하이며, 최대 분포는 1 μm 전후의 크기를 가진 입자로 구성되어있다는 점을 감안할 때 충분히 예상 가능한 부분이다 (Seinfeld *et al.*, 1998; 김동술, 1990). 1~10 μm 크기의 입자상 물질은 대기 중에서의 체류시간이

습식 침전이 없는 경우 10~100시간 정도 (Esmen과 Corn, 1971)이며, 또한 대기 중의 입자상 물질에 흡착된 PAHs는 대부분 0.1~3 μm 의 직경 대에 분포되어 있다. 그런데 이러한 크기의 입자는 느린 속도로 확산되기 때문에 대기 중에서 장기간 체류하게 된다. 이들은 또한 강우에 의해 잘 제거되지 않아 대기조건에 따라 먼 거리까지 이송되므로 배출원에서 멀리 떨어진 북극지역에서도 검출된다고 보고되고 있다 (Halsall *et al.*, 1997). 이러한 점을 고려하면, 특히 황사기간 중 서울시의 대기에는 10 μm 크기 이하의 미세입자에 흡착된 PAHs가 많은 양을 차지하고 있어, TSP 보다 PM-10에서 더 효율적인 PAHs의 흡착이 일어난 것으로 사료되었다. 각 이성체별 농도에 대한 유의성 검정결과는 다음 표 4와 같다.

평균치의 최대치와 최소치의 차에 대한 t-test 결과는 처리 수에 따라 유의성이 없을 때도 있는 것처럼 나타날 수 있어, 2개 평균치의 크기의 계단 차에 따라 비교할 수 있는 DUNCAN의 다중검정을 실시한 결과를 다음 표 5에 나타내었다. PAHs 물질별 농도 변화율 차이를 파악하기 위한 DUNCAN의 다중검정 결과 황사기간 중의 PM-10에서는 benzo (b)fluoranthene, chrysene, benzo (k)fluoranthene 이 다

Table 4. A statistical summary of PAHs measured with and without "Yellow Sand" (YS) phenomena.

	FLN	PHE	ANT	FLU	PYE	BAA	CHR	BBF	BKF	BAP	IND	DBA	BCP
	unit : ng/m ³												
	NYS events												
Mean±SD	0.13±0.10	1.11±0.41	1.28±0.37	1.39±0.40	1.60±0.58	0.80±0.30	1.47±0.52	1.83±0.60	1.41±0.49	0.63±0.28	0.80±0.30	0.11±0.08	0.81±0.45
S.E	0.04	0.14	0.13	0.14	0.20	0.11	0.18	0.21	0.17	0.10	0.11	0.03	0.16
Range	0.00~0.28	0.71~1.95	0.83~1.85	0.67~2.02	0.67~2.48	0.31~1.20	0.76~2.36	0.73~2.46	0.59~2.08	0.20~1.10	0.31~1.22	0.00~0.20	0.22~1.66
N	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
	YS events												
Mean±SD	0.16±0.06	1.22±0.51	1.51±0.53	1.77±0.53	1.57±0.81	1.12±0.64	2.66±0.46	3.69±0.63	2.35±0.42	0.69±0.31	1.04±0.22	0.20±0.12	0.99±0.34
S.E	0.03	0.23	0.24	0.24	0.36	0.29	0.21	0.28	0.19	0.14	0.10	0.05	0.15
Range	0.08~0.26	0.68~2.01	1.13~2.38	1.09~2.53	0.84~2.90	0.54~2.13	2.20~3.31	2.79~4.51	1.83~2.88	0.32~1.16	0.79~1.32	0.13~0.41	0.60~1.46
N	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
	*Results of t-statistics test:												
t value	-0.7118	-0.4272	-0.8406	-1.3677	0.0599	-1.0238	-4.2656	-5.2907	-3.7222	-0.3205	-1.4677	-1.5835	-0.8017
p**	0.4914	0.6817	0.4307	0.2143	0.9540	0.3518	0.0019	0.0007	0.0042	0.7569	0.1713	0.1607	0.4406
	NYS events												
Mean±SD	0.10±0.10	1.00±0.29	1.17±0.35	1.06±0.36	1.34±0.36	0.84±0.30	1.35±0.37	1.34±0.33	1.16±0.37	0.57±0.31	0.57±0.12	0.05±0.08	0.52±0.18
S.E	0.04	0.10	0.12	0.13	0.13	0.11	0.13	0.12	0.13	0.11	0.04	0.03	0.07
Range	0.00~0.27	0.69~1.47	0.79~1.73	0.67~1.84	0.67~1.84	0.53~1.39	0.76~2.05	0.69~1.74	0.55~1.73	0.31~1.21	0.33~0.75	0.00~0.18	0.24~0.86
N	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
	YS events												
Mean±SD	0.17±0.07	1.08±0.36	1.28±0.43	1.30±0.53	1.23±0.47	0.93±0.50	2.19±0.55	2.80±0.96	1.67±0.25	0.75±0.16	0.89±0.28	0.19±0.15	0.90±0.44
S.E	0.03	0.16	0.19	0.24	0.21	0.23	0.25	0.43	0.11	0.07	0.13	0.06	0.20
Range	0.09~0.27	0.58~1.60	0.70~1.90	0.73~2.09	0.67~1.79	0.50~1.71	1.56~2.79	1.52~4.13	1.41~1.92	0.49~0.92	0.53~1.19	0.09~0.44	0.45~1.56
N	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
	*Results of t-statistics test:												
t value	-1.4984	-0.4582	-0.4994	-0.9351	0.4386	-0.3808	-3.0241	-3.2729	-2.9616	-1.3393	-2.4383	-1.9084	-1.8098
p**	0.1636	0.6604	0.6321	0.3851	0.6742	0.7169	0.0221	0.0257	0.0131	0.2080	0.0592	0.1108	0.1319

* Tests were conducted to examine the significance of mean differences between two data groups.

** Data sets that exhibit statistically significant differences (such as probability greater than 95%) are bold-phased.

Table 5. Results of variance analysis.

	Whangsa			Non Whangsa		
	PAHs (F = 28.61, p < 0.0001)			PAHs (F = 21.49, p < 0.0001)		
	W-D Grouping	Mean	Item	W-D Grouping	Mean	Item
PM10	A	3.690	BBF	A	1.833	BBF
	B	2.656	CHR	A		
	B			B A	1.595	PYE
	B	2.354	BKF	B		
	C	1.770	FLU	B	1.472	CHR
	C			B		
	D C	1.570	PYE	B C	1.405	BKF
	D C			B C		
	D C	1.506	ANT	B C	1.391	FLU
	D C			B C		
	D E	1.222	PHE	B C	1.280	ANT
	D E			C		
	D E F	1.116	BAA	C	1.107	PHE
	E F			D E	0.810	BGP
	E F	1.014	IND	D E		
	E F	0.986	BGP	D E	0.804	BAA
	F			D E		
	G F	0.686	BAP	D E	0.804	IND
G			E			
H G	0.204	DBA	F E	0.631	BAP	
H			F			
H			H G	0.131	FLN	
H	0.164	FLN	H G			
			H G	0.109	DBA	
TSP	PAHs (F = 17.41, p < 0.0001)			PAHs (F = 28.88, p < 0.0001)		
	W-D Grouping	Mean	Item	W-D Grouping	Mean	Item
	A	2.802	BBF	A	1.349	CHR
	B	2.194	CHR	A		
	C	1.668	BKF	A	1.342	PYE
	C			A		
	D C	1.304	FLU	A	1.342	BBF
	D C			B A	1.166	ANT
	D C	1.280	ANT	B A		
	D C			B A	1.161	BKF
	D C	1.234	PYE	B		
	D			B		
	D E	1.084	PHE	B C	1.056	FLU
	D E			B C		
	D E F	0.930	BAA	B C	0.996	PHE
	D E F			C		
	D E F	0.898	BGP	C	0.835	BAA
	D E F			D	0.574	BAP
D E F	0.888	IND	D			
E F			D	0.565	IND	
E F	0.750	BAP	D			
F			D	0.520	BGP	
G	0.188	DBA	E	0.100	FLN	
G			E			
G	0.172	FLN	E	0.054	DBA	

Table 6. Results of correlation analysis between PAHs and air quality/meteorological data.

	PAHs [#] (P,3)	PAHs (P,10)	PAHs (P)	PAHs (T)	PM10 (D)	TSP (D)	SO ₂	NO _x	CO	THC	WS	UV	TEMP	HUM	O ₃
PAHs (P,3)	1														
PAHs (P,10)	0.8288**	1													
PAHs (P)	0.9669**	0.9437**	1												
PAHs (T)	0.9521**	0.7047**	0.8828**	1											
PM10 (D)	0.5338*	0.2895	0.4540	0.4037	1										
TSP (D)	0.7186**	0.4253	0.6266*	0.6681**	0.9171**	1									
SO ₂	0.8921**	0.9536**	0.9627**	0.7970*	0.4777	0.6243* 1									
NO _x	0.4687	0.1457	0.3381	0.3824	0.6801**	0.5288* 0.3057	1								
CO	0.3703	0.4955*	0.4382	0.0957	0.4935*	0.2490 0.4639	0.6240* 1								
THC	0.1271	-0.1521	0.0011	-0.0225	0.6189*	0.3551 -0.0997	0.7562** 0.5786* 1								
WS	-0.2739	-0.2202	-0.2470	-0.1356	0.0132	0.1469 -0.0649	-0.4312 -0.5849* -0.5870* 1								
UV	0.0433	0.0749	0.0599	0.1789	-0.1798	-0.0906 0.2151	0.1434 -0.1354 -0.4749 0.4077 1								
TEMP	0.3234	0.4469	0.3813	0.2808	-0.1931	-0.2440 0.3698	0.3900 0.4740 0.0508 -0.5754* 0.4255 1								
HUM	-0.0607	0.3277	0.1242	-0.2032	0.1269	0.1288 0.2594	-0.5327 0.0990 -0.3456 0.4293 -0.2737 -0.4409 1								
O ₃	-0.1526	0.2617	0.0301	-0.0742	-0.6080	-0.4681 0.1293	-0.6846** -0.3385 -0.7957** 0.3151 0.3336 0.2702 0.3483 1								

[#] Letters in the parenthesis denote D: Dust, P: PM-10, T: TSP, 3: Sum of the three species (CHR, BBF and BKF), 10: Sum of the ten species (ACN, FLN, PHE, ANT, FLU, PYE, BAA, BAP, IND, DBA and BGP)
* and ** denote the cases whose probability of no correlation are less than 0.05 and 0.01, respectively. For each site, each parameter has a total of 8 data points.

른 10종의 물질과 독립적이어서 t-test의 결과와 마찬가지로 이들 3종의 독특한 특성이 타 성분과 상관성 있게 차이가 난다는 점을 확인할 수 있었다. TSP에서는 benzo (b)fluoranthene, chrysene은 t-test의 결과와 일치하였으나, benzo (k)fluoranthene은 fluoranthene 등의 3종과 유의차가 존재하지 않아, t-test의 결과와 어느 정도 상치되는 것으로 된 결과를 나타냈다. 이러한 결과는 황사기간 중 PAHs 농도가 TSP에서 보다 PM-10에 더 많은 영향을 받고 있다는 점을 보여준다.

3. 4 PAHs와 기상 및 대기오염 물질간의 상관성분석

기상인자들을 포함하는 일반적인 대기질 상태변수들과 PAHs 농도와의 관계를 알아보기 위하여 표 2에 나타난 변수 중에서 11개를 선정하여, 이들 변수들과 PAHs 농도와의 상관성을 검토해보았다. 그러나 조사기간 전체에 걸친 상관관계에서는 황사기간에 이동된 대기 오염물질들이 표 2에서 보듯이 다음날의 대기에 영향을 미치고 있어, 어떤 특정한 상관성을 파악하기 힘들었다. 황사기간중의 이동되는 대기오염 물질들이 서울시의 대기질에 미치는 직접적인 영향을 파악하기 위하여 황사현상이 발생한 다음날과 강수시를 제외한 자료로 상관분석을 한 결과 PAHs와 가장 관련이 강한 대기질 상태변수는 SO₂였으며 다음이 TSP로 나타났다. NO_x, PM-10, CO 등에서도 약한 상관관계가 발견되었다. 이러한 결과는 서론에서 언급하였다시피 중국에서 화석연료의 연소로 다량 발생한 연소관련 오염물질과 PAHs가 황사기간 동안에 서울의 대기질에 직접적인 영향을 미칠 가능성을 확인시켜 주었다. 이러한 결과들을 다음 표 6에 나타내었다.

4. 결 론

장거리 이동오염에 의한 서울시 대기 중 PAHs 농도변화를 파악하고자, 2000년 3월 28일부터 4월 24일에 걸쳐 고용량 공기 채취기를 사용하여, TSP와 PM-10 시료를 채취 분석하였다. 조사기간 중 황사는 5회 발생하였다. 황사 및 비 황사기간 중 채취된 시료를 분석한 결과를 바탕으로 대기 중 부유분진과 이들 중에 존재하는 PAHs 농도수준과 특성을

살펴본 결과 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

1. 조사기간 중 측정지점에서의 부유분진 평균농도는 황사기간에 TSP 292.6 µg/m³, PM-10 188.6 µg/m³, 강수시 TSP 89.6 µg/m³, PM-10 45.8 µg/m³이었다. 반면 비 황사기간 중에는 TSP 161.6 µg/m³, PM-10 96.58 µg/m³으로 나타났다. 서울시 대기 중 부유분진 농도는 황사기간이 비 황사기간에 비하여 2배 이상의 높은 농도를 나타내었으며, 모든 기간에 걸쳐서 TSP가 PM-10 보다 150% 이상의 높은 농도를 나타내었다.

2. 총 PAHs 농도는 황사기간 중에 15.92 ng/m³ (TSP), 19.43 ng/m³ (PM-10)으로 나타났다. 강수 시에는 6.19 ng/m³ (TSP), 8.07 ng/m³ (PM-10)으로 나타났다. 일반 대기상태에서 11.53 ng/m³ (TSP), 13.82 ng/m³ (PM-10)으로 나타났다. 황사기간 중의 총 PAHs 농도는 일반 대기상태 보다 140% 정도 높게 나타났으며, 강수시에 비해서는 250% 정도 높게 나타났다. 또한 PM-10에서의 PAHs 농도는 모든 기간에 걸쳐서 TSP에 비하여 120% 이상 높게 나타남을 알 수 있었다.

3. 황사기간 중에 PAHs의 각 이성체별 농도 변화 특성을 파악하기 위하여 ANOVA를 이용한 유의성 검정과, DUNCAN의 다중검정을 실시한 결과, PM-10에서 benzo (b)fluoranthene, chrysene, benzo (k)-fluoranthene의 3종의 물질이 비 황사기간과 비교하여 통계적으로 유의성의 차이가 크고, TSP에서는 상대적으로 약하게 나타났다. 이러한 결과는 황사기간 중에 중국에서 이동되어 서울시 대기에 직접적으로 영향을 미치는 PAHs는 주로 10 µm 이하의 미세 부유분진에 흡착된 benzo (b)fluoranthene, chrysene, Benzo (k)fluoranthene의 3종이란 점을 확인할 수 있었다.

4. 기상인자들을 포함하는 일반적인 대기질 상태변수들과 PAHs 농도와의 관계를 알아보기 위한 상관분석 결과, PAHs와 가장 관련이 강한 대기질 상태변수는 SO₂였으며, 다음이 TSP로 나타났다. NO_x, PM-10, CO는 약한 상관관계를 나타내었다. 이중 분진 (TSP, PM-10)을 제외하면 모두 연소관련 오염물질로, PAHs는 연소관련 오염물질과 상관관계가 있음을 알 수 있었다.

이상의 결론에서 중국에서 화석연료의 연소와 기타 원인에 의해서 발생한 인체에 유해한 유기성 대

기오염 물질들이 서울시 및 우리나라의 대기질에 영향을 미치고 있음을 확인할 수 있었다.

참 고 문 헌

- 김동술(1990) 황사의 양적추정을 위한 기초연구, 한국대기 환경학회지, 6(1), 11-21.
- 문길주, 김용표, 김희강, 이종범, 정용승(1996) 동북아 대기 오염 장거리이동과 환경보전협력방안에 관한 조사 (I), 대기오염물질 장거리 이동현상과 감시 망운영, 한국과학기술연구원, 372 pp.
- 박찬구, 김민영, 정동균, 모세영(2000) 대기 중 다환방향족 탄화수소류의 분석방법간 비교연구, 한국대기환경학회지, 16(6).
- 백성욱, 최진수(1996) 환경대기 중 다환방향족탄화수소의 출현양상과 거동 (I)-지역적 및 계절적 농도분포, 대한환경공학회지, 18(4), 465-480.
- 백성욱, 최진수(1996) 환경대기 중 다환방향족탄화수소의 출현양상과 거동 (II)-농도변동에의 영향 인자, 대한환경공학회지, 18(5), 573-586.
- 이상언, 조석연, 심상규(1995) STEM를 이용한 한국과 중국 동부 지역의 대기오염물질 이동/화학/침착모사에 관한연구-II. 한중간 SO₂와 sulfate의 이동에 관하여, 한국대기환경학회지, 11(2), 163-170.
- 일본대기환경학회(1997) 특집호. 32, 1-140.
- Badger, G.M. (1962) Nat. Cancer Inst. Monogr., 9, 1-16
- Briant, L. Davis, and Guo Jixing (2000) Airbone particulate study in five cites of China, Atmospheric Environment, 34, 2703-2711.
- Esmen, N.A. and Corn, M. (1971) Residence time of particles in urban air. Atmospheric Environment 5, 571-578.
- Fujita, S., Y. Ichikawa, and R.K. Kawaratani (1991) Preliminary inventory of sulfur dioxide emissions in East Asia, Atmospheric Environment, 1409-1411.
- Galloway, J.W. (1989) Atmospheric acidification; Projections for the future, Ambio, 18, 161-166.
- George, M. Sterdrup, Bruce E. Buxton, and Jane C. Chuang (1990) Determination of Optimal Storage Conditions for Particle Samples, Environ. Sci. Technol., 24(8), 225-237.
- Halsall, C.J. et al. (1997) Environ. Sci. Tech., 31, 3593-3599.
- John, H. Seinfeld, Spyros N. Panoi S. (1998) Atmospheric Chemistry and Physics, John Wiley & Sons Inc., 408-490.
- Junge, C.E. (1977) Basic considerations about trace constituents in the atmosphere as related to the fate of global pollutants. Adv. Environ. Sci. Technol. 8(1), 7-25.
- Kato, N. and H. Akimoto (1992) Anthropogenic emissions of SO₂, and NO_x in Asia: emissions inventories, Atmospheric Environment, 26A, 2996-3017.
- Macpherson, J.I., R.L. Desjardins, O.H. Schuepp, and R. Pearson (1995) Aircraft-measured ozone deposition in the San Joaquin Valley of California, Atmospheric Environment, 29(21), 3133-3145.
- Rhode, H. (1989) Acidification in a global perspective, Ambio, 18, 155-160.
- U.S. EPA (1997) Federal Register, Compendium Method TO-13A, EPA/625/R-96/010b.
- Van Vaeck, L. et al. (1984) Atmospheric Environment 18, 417-430.
- Yamasaki, H., Kuwata, K. and Miyamoto, H. (1982) Effects of ambient temperature on aspects of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons Environ. Sci. Tech., 16(2), 189-194.
- Zander, M. (1983) Physical and chemical properties of polycyclic aromatic hydrocarbons. Marcel Dekker, New York, 1-25.