

## 서울 대기 중 기체 및 입자상 다환방향족탄화수소 (PAHs)의 낮 · 밤 분포 특성

### Day and Night Distribution of Gas and Particle Phases Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) Concentrations in the Atmosphere of Seoul

임 형 배<sup>1)</sup> · 김 용 표<sup>2)</sup> · 이 지 이<sup>3),4),\*</sup>

<sup>1)</sup>국립환경과학원 대기환경연구과, <sup>2)</sup>이화여자대학교 환경공학과, <sup>3)</sup>조선대학교 환경공학과,

<sup>4)</sup>조선대학교 신재생에너지융합학과

(2016년 8월 4일 접수, 2016년 8월 16일 수정, 2016년 8월 22일 채택)

Hyung Bae Lim<sup>1)</sup>, Yong Pyo Kim<sup>2)</sup> and Ji Yi Lee<sup>3),4),\*</sup>

<sup>1)</sup>*Air Quality Research Division, National Institute of Environmental Research*

<sup>2)</sup>*Department of Environmental Science and Engineering, Ewha Womans University*

<sup>3)</sup>*Department of Environmental Engineering, Chosun University*

<sup>4)</sup>*Department of Renewable Energy Convergence, Chosun University*

(Received 4 August 2016, revised 16 August 2016, accepted 22 August 2016)

#### Abstract

Day and night sampling for gas and particle phases PAHs were carried out in Seoul to characterize gas and particle phases PAHs concentrations in day and night times. There was no significant difference between day and night time for particle phase PAHs concentrations and phase distribution of PAHs, while, gas phase PAHs concentrations in daytime were about 1/2 of nighttime concentrations in both summer and winter due to photochemical reaction of gas phase PAHs during daytime. A high fraction of cancer risk for PAHs was attributed to particle phase PAHs and the excess cancer risk in winter was higher than in summer. The excess cancer risk level of total(gas + particle) PAHs in summer was partially observed when both gas and particle phase PAHs concentrations were considered as risk assessment. Based on the diagnostic ratios and factor analysis of PAHs concentrations, combustion(coal and natural gas) and vehicular emission might be the most significant contributors of PAHs and major factors for determining of PAHs concentration were different between day and night times.

**Key words** : Gas-phase PAH, Particle-phase PAH, Toxicity equivalency factors

---

\*Corresponding author.

Tel : +82-(0)62-230-6629, E-mail : yijiyi@chosun.ac.kr

## 1. 서 론

다환방향족탄화수소(Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAHs)는 두 개 이상의 방향족 고리가 융합된 물질들의 총칭으로, 세포 변성 및 발암성이 있다고 알려진 대표적인 대기유해오염물질이다(Ravindra *et al.*, 2008). PAHs는 USEPA(United States Environment Protection Agency)와 IARC(International Agency for Research on Cancer)에서 개별 PAHs 성분들의 체내 영향에 따라서 등급을 나누고 있다. 또한, 우리나라 환경부에서는 유해대기물질 측정망을 운영하면서 PAHs를 대기유해오염물질로 지정하여 7종의 PAH 성분들을 모니터링하고 있다(NIER, 2012).

PAHs는 반휘발성 유기화합물(Semi Volatile Organic Compounds, SVOCs)로 기체와 입자 사이의 상분배가 이루어져 대기 중에 기체와 입자 상태로 존재한다. 대기 중에 분자량이 작은 PAH 성분들일수록 기체상으로 존재하려는 성질이 강하고, 분자량이 증가할수록 PAH 성분들은 입자형태로 포집된다. PAHs는 기체/입자 분배 상태에 따라 이들의 거동이 결정되고, 이는 PAHs의 인체 노출정도를 결정하는 주요 인자로 작용할 수 있다. 유해성과 관련성이 있는 PAH 성분들은 주로 입자 상태로 존재하지만, 기체상 PAHs는 대기 광화학 반응을 통해 기존 PAHs보다 독성이 강한 다양한 물질들을 생성한다(Lee and Lane, 2010; Lee and Lane, 2009). 또한, 대기 중에 기체로 존재하는 naphthalene의 경우 IARC 연구결과에 따라 발암가능성 물질로 선정되었다(IARC, 2002). 따라서 PAHs에 의한 전체적인 위해성 평가가 이루어지려면 입자상 PAHs뿐만 아니라 기체상 PAHs 성분들의 농도 특성도 파악되어야 한다. 하지만, 기체상 PAHs의 측정에 대한 연구는 측정 및 분석의 어려움으로 인해 입자상 PAHs의 측정에 비해 연구결과가 미비하다. 특히, 국내에서는 대기 중 PAHs 농도분포에 대한 연구결과들이 지역별 및 계절별로 보고되고 있지만(Lee and Kim, 2007; Lee *et al.*, 2006) 낮과 밤을 구분한 PAHs의 기체 및 입자상 농도 변화를 관찰한 결과는 아직 보고된 적이 없다. 인간의 주 활동이 낮 시간대에 이루어지는 만큼 낮의 농도 상태 또는 기체/입자 분배 상태에 따라 PAHs에 의한 유해성 영향이 더 클 것으로 예상된다.

본 연구에서는 도심지역인 서울에서 기체상과 입자

상 PAHs 농도를 여름과 겨울에 낮과 밤을 구분하여 측정하여 낮과 밤의 농도 및 유해성 정도의 차이를 파악하고 이들의 기체/입자 분배 및 배출원 특성을 살펴보고자 하였다.

## 2. 실험 방법

### 2.1 시료채취

본 연구에서는 도심지역인 서울시 서대문구 이화여자대학교 아산공학관 옥상(37.56°N, 126.94°E, 지상으로부터 20 m)에서 대기시료들을 채취하였다. 시료채취 장소는 주변에 도로변, 주거지역, 상업지역 및 산림지역 등이 혼합되어있는 특징을 가진다. 시료채취 기간은 여름(2013년 8월 12~30일)과 겨울(2014년 1월 27일~2월 16일)에 낮과 밤으로 구분하여 대기 시료들을 채취하였다. 여름철 낮 시료(n=17)는 오전 9시부터 오후 6시까지, 밤 시료(n=17)는 오후 8시부터 다음날 오전 6시까지 시료를 채취하였다. 겨울철 낮 시료(n=17)는 오전 9시부터 오후 5시까지, 밤 시료(n=18)는 오후 7시부터 다음날 오전 6시까지 대기 시료를 포집하였다. 샘플러는 먼지시료와 기체시료를 동시에 채취할 수 있는 공기채취기(PUF sampler, Tisch, TE-1000)를 사용하였다. 기체상의 PAHs 시료를 얻기 위해 3 인치와 1 인치 PUF(Polyurethane foam)를 사용하였으며, 입자상 PAHs 시료를 얻기 위해 550°C의 전기로에서 8 시간 동안 구운 석영필터(Quartz fiber filter, QFF, Ø10.16 cm, Whatman, UK)를 사용하여 채취하였다. 시료 채취 기간 동안의 온도, 풍속, 습도, 일조량, 운량 등의 기상정보는 표 1에 제시하였다.

### 2.2 시료 추출 및 분석

시료가 채취된 QFF와 PUF는 ASE(Accelerated Solvent Extractor, Dionex ASE-200)를 이용하여 다이클로로메테인과 메탄올(3:1, v/v)혼합용액을 용매로 40°C, 1700 psi 조건에서 5분 동안 2회 추출하였다. 실험과정에서 회수율 보정을 위하여 시료에 7종의 내부표준물질(naphthalene-d8, acenaphthene-d10, phenanthrene-d10, fluoranthene-d10, chrysene-d12, perylene-d12, benzo[ghi]pyrene-d12)을 시료 추출 전에 주입하였다. ASE에서 시료의 추출이 완료되면, 질소 농축기(Turbo

**Table 1. Meteorological (Average ± SD) data during sampling period.**

Sampling period	Temp (°C)	Wind speed (m s <sup>-1</sup> )	Wind direction	Humidity (%)	Sunshine (h)	Cloud cover (%)
Aug. 12~30, 2013	Day	29.6 ± 1.3	3.7 ± 1.3	WSW	52 ± 8	7.6 ± 1.6
	Night	25.0 ± 1.8	2.3 ± 0.9	NE	73 ± 7	—
Jan. 27~Fed. 16, 2014	Day	1.2 ± 3.0	3.0 ± 1.1	NW	37 ± 12	5.9 ± 2.1
	Night	-1.9 ± 3.6	2.6 ± 1.0	NNE	51 ± 16	—

Vap II, Caliper Life Sciences)를 이용하여 추출된 용액을 40°C에서 1 mL 정도가 될 때까지 농축을 시킨다. 1 mL까지 농축된 용액 2 mL Vial에 옮기고, N<sub>2</sub> concentrator를 이용하여 0.5 mL로 농축하였다. 농축 후 정성·정량 분석을 위해서 Agilent 사의 Gas Chromatography/Mass Spectrometry (7890A GC/5975C MSD)를 사용하여 분석대상물질을 분석하였다. GC 컬럼은 DB-17MS (30 m long, 0.25 mm ID, 0.1 µm film thickness, diphenyl-dimethyl polysiloxane phase capillary column)를 사용하였다. GC oven의 온도 조건은 초기온도를 60°C로 1분간 유지한 후 310°C까지 6°C min<sup>-1</sup>로 증가시키고, 최종온도에서 15분간 유지시켰다. 운반기 체로는 헬륨기체 (99.999%)를 이용하였고, 시료 주입구 온도는 280°C에서 splitless 모드로 1 µL 주입하였다.

### 2.3 정도 관리(QA/QC)

본 연구에서는 18종의 PAHs를 분석대상물질로 선정하였으며, 표 2에 약어와 함께 제시하였다. 분석대상물질들의 정량화는 내부표준법을 적용하였고, 6개의 표준시료(농도범위: 0.05~10 ng)를 이용하여 검량선을 작성하였으며, r<sup>2</sup>는 0.99 이상의 직선성을 보였다. 검출한계농도(Method Detection Limit, MDL)는 분석기기에서 검출 가능한 농도를 가정하여 표준시료(0.05 ng)를 6번의 분석을 수행하였고, 검출된 농도의 표준편차에 3을 곱하여 계산하였다. 바탕시료의 분석대상물질이 검출되는 것을 확인하기 위해서 QFF와 PUF를 시료분석과정과 동일하게 실험을 하였다. 그 결과 QFF 바탕시료에서는 검출이 되지 않았으며, PUF 바탕시료에서 Nap과 Phen이 각각 0.42 ± 0.18 ng, 0.07 ± 0.004 ng이 검출되었다. 대기 시료에서 대상물질들의 최종 농도를 산출 할 때 바탕시료의 결과로 보정하였다. 본 연구에서는 surrogate standard를 적용하여 각 대기시료에 대한 회수율을 보정하였지만, internal standard를

적용하지 않았다. 따라서, 전처리과정에서의 회수율 평가를 위해서 바탕시료(n=6)에 일정량의 PAHs 표준물질과 surrogate standard를 주입하여 실제시료와 동일한 방법으로 반복 실험을 하였다. 이때 18종의 PAHs 중에서 Acy과 Flu를 제외하고 PUF는 91~107% 범위의 회수율을 나타냈고, 석영필터의 경우 88~113% 범위의 회수율을 나타냈다(표 2).

### 2.4 위해성 평가방법

위해성 평가는 인체에 발암유발 물질의 노출량 정도에 따라서 인체 발암 가능성을 예측한다(De Pieri *et al.*, 2014). 발암물질의 위해성은 다음과 같이 수치로 표현될 수 있다.

$$\text{RISK} = \text{LADD} \times \text{SF}$$

LADD: 평생일일평균노출량(Lifetime Average Daily Dose, mg kg<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>)

SF: 발암기율기인자(Slope Factor, kg · day mg<sup>-1</sup>)

평생일일평균노출량(LADD)은 개별성분의 농도(CC)와 흡입인자(IF)로 계산될 수 있으며 다음과 같다. 본 연구에서는 CC의 분석을 위한 대기시료 측정이 인간 활동이 이루어지는 지상로부터 약 20 m 위에 위치한 옥상에서 이루어졌기 때문에, LADD 계산이 과소 평가 될 수 있다.

$$\text{CDI}(\text{LADD}) = \text{CC} \times \text{IF}$$

CDI: (Chronic Daily Intake, mg kg<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>)

CC: 개별성분의 농도(Compound Concentration, mg m<sup>-3</sup>)

IF: 흡입인자(Intake Factor, m<sup>3</sup> kg<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>)

흡입인자(IF) 계산은 다음과 같다.

$$\text{IF} = \frac{\text{IR} \times \text{ED} \times \text{EF} \times \text{ET}}{\text{BW} \times \text{AT}}$$

**Table 2. QA/QC data for PAHs.**

Compounds	Calibration curve parameters			MDI (ng)	Blank (ng)		Recovery (%)	
	Slope	Intercept	r <sup>2</sup>		QFF	PUF	QFF	PUF
PAH								
Naphthalene (Nap)	0.5428	-0.0345	0.9992	0.003	N.D.	0.42±0.18	92±4.0	101±3.0
Acenaphthylene (Acy)	0.7804	0.0256	0.9996	0.012	N.D.	N.D.	165±15.5	151±25.7
Acenaphthene (Ace)	0.4246	0.0273	0.9997	0.012	N.D.	N.D.	107±5.5	95±17.8
Fluorene (Flu)	0.6502	0.0111	0.9998	0.004	N.D.	N.D.	161±28.5	140±18.3
Phenanthrene (Phen)	0.6067	-0.0435	0.9990	0.005	N.D.	0.07±0.004	92±5.0	96±1.4
Anthracene (Anthr)	0.5888	-0.0678	0.9984	0.006	N.D.	N.D.	90±3.9	103±3.2
Fluoranthene (Flt)	0.7209	-0.0492	0.9990	0.003	N.D.	N.D.	88±4.4	92±2.7
Pyrene (Pyr)	0.7235	-0.0468	0.9992	0.007	N.D.	N.D.	88±3.7	92±2.2
Benzo[a]anthracene (BaA)	0.6255	-0.0796	0.9981	0.005	N.D.	N.D.	93±4.9	96±0.9
Chrysene (Chry)	0.6042	-0.0502	0.9986	0.006	N.D.	N.D.	92±5.4	94±0.8
Benzo[b]fluoranthene (BbF)	0.5779	-0.0572	0.9985	0.005	N.D.	N.D.	92±5.3	98±4.2
Benzo[k]fluoranthene (BkF)	0.6055	-0.0463	0.9993	0.005	N.D.	N.D.	92±6.2	101±7.3
Benzo[e]pyrene (BeP)	0.4802	-0.0375	0.9991	0.008	N.D.	N.D.	92±5.6	94±1.5
Benzo[a]pyrene (BaP)	0.5349	-0.0505	0.9991	0.009	N.D.	N.D.	91±5.1	100±7.0
Perylene (Per)	0.5004	-0.0383	0.9992	0.009	N.D.	N.D.	92±5.3	95±3.0
Indeno[1,2,3-cd]pyrene (Ind)	0.7725	-0.0904	0.9985	0.010	N.D.	N.D.	92±5.1	109±4.9
Dibenz[ah]anthracene (DBahA)	0.6880	-0.0887	0.9979	0.005	N.D.	N.D.	91±5.1	111±5.1
Benzo[ghi]perylene (BghiP)	0.6337	-0.0569	0.9989	0.008	N.D.	N.D.	92±5.6	94±3.4

N.D.: Not detected

- IR: 공기흡입율 (Inhalation Rate, m<sup>3</sup> hr<sup>-1</sup>)
- ED: 노출기간 (Exposure Duration, 70 year)
- EF: 노출빈도 (Exposure Frequency, 365 days year<sup>-1</sup>)
- ET: 노출시간 (Exposure Time, 24 hr day<sup>-1</sup>)
- BW: 체중 (Body Weight, 70 kg)
- AT: 평균수명 (Average Time, 25,550 days)

발암기율기인자 (SF)는 수명기간 동안 화합물질의 단위당 반응으로 다음과 같이 계산된다.

$$SF = \frac{IUR \times 1,000 \times BW}{IR}$$

IUR: 흡입위해도 (Inhalation Unit Risk, (μg m<sup>-3</sup>)<sup>-1</sup>)

1,000: 환산계수 (μg mg<sup>-1</sup>)

IR: 공기흡입율 (Inhalation Rate, 20 m<sup>3</sup> day<sup>-1</sup>)

개별 PAH성분들의 흡입위해도 (IUR)는 표 3에 제시하였다 (EPA 2003).

### 3. 결과 및 고찰

#### 3.1 PAHs 농도 분포

표 4는 서울에서 2013년 8월(여름)과 2014년 1~2

**Table 3. Inhalation unit risk (IUR) for the studied PAHs (De Pieri et al., 2014).**

PAHs	IUR (μg m <sup>-3</sup> ) <sup>-1</sup>
Nap	3.4 × 10 <sup>-5</sup>
Acy	1.1 × 10 <sup>-6</sup>
Ace	1.1 × 10 <sup>-6</sup>
Flu	1.1 × 10 <sup>-6</sup>
Phen	1.1 × 10 <sup>-6</sup>
Anthr	1.1 × 10 <sup>-5</sup>
Flt	1.1 × 10 <sup>-6</sup>
Pyr	1.1 × 10 <sup>-6</sup>
BaA	1.1 × 10 <sup>-4</sup>
Chry	1.1 × 10 <sup>-5</sup>
BbF	1.1 × 10 <sup>-4</sup>
BkF	1.1 × 10 <sup>-4</sup>
BaP	1.1 × 10 <sup>-3</sup>
Ind	1.1 × 10 <sup>-4</sup>
DBahA	1.2 × 10 <sup>-3</sup>
BghiP	1.1 × 10 <sup>-5</sup>

월(겨울)에 낮과 밤에 측정된 PAH 성분들에 대한 기체상과 입자상 농도를 정리하여 나타내었다. 여름철 총 PAHs (기체 + 입자)의 낮과 밤 평균농도는 각각 13.57 ± 4.76 ng m<sup>-3</sup>, 21.35 ± 6.20 ng m<sup>-3</sup>으로 나타났으며, 겨울에는 각각 32.79 ± 10.68 ng m<sup>-3</sup>, 42.01 ± 13.49 ng m<sup>-3</sup>이었다. 총 PAHs의 낮과 밤 평균농도는 모두 여

Table 4. Concentrations of gas and particle phase PAHs.

Compounds	Summer						Winter						
	Day			Night			Day			Night			
	Gas	Particle	G/P	Gas	Particle	G/P	Gas	Particle	G/P	Gas	Particle	G/P	
PAH (ng m <sup>-3</sup> )													
Nap	1.36±0.63	N.D.		3.71±2.23	N.D.		6.43±2.55	0.79±0.23	8.14	12.68±4.88	0.66±0.22	19.21	
Acy	N.D.	N.D.		1.00±0.42	N.D.		2.29±1.63	1.40±0.60	1.64	3.35±2.59	0.94±0.23	3.56	
Ace	0.11±0.08	N.D.		0.46±0.32	N.D.		0.36±0.31	N.D.		1.22±2.10	N.D.		
Flu	1.21±0.84	N.D.		2.42±1.24	N.D.		2.89±1.10	N.D.		3.62±1.53	N.D.		
Phen	5.14±1.11	0.36±0.06	14.28	7.23±1.57	0.37±0.05	19.54	3.93±1.73	1.85±0.91	2.12	5.05±2.45	1.39±0.88	3.63	
Anthr	1.96±1.60	N.D.		2.20±1.70	N.D.		1.01±0.30	0.70±0.10	1.44	0.82±0.47	0.53±0.07	1.55	
Flt	1.29±0.30	0.41±0.10	3.15	1.43±0.30	0.38±0.12	3.76	1.04±0.46	1.88±0.73	0.55	1.26±0.69	1.60±0.76	0.79	
Pyr	0.86±0.22	0.37±0.07	2.32	1.11±0.30	0.35±0.08	3.17	0.69±0.32	1.57±0.55	0.44	0.82±0.50	1.38±0.62	0.59	
BaA	N.D.	0.58±0.05		N.D.	0.52±0.03		N.D.	0.93±0.15		0.50±0.02	0.83±0.20	0.60	
Chry	N.D.	0.52±0.11		0.42±0.05	0.48±0.12	0.88	N.D.	1.40±0.46		0.38±0.02	1.30±0.44	0.29	
BbF	N.D.	0.86±0.09		N.D.	0.72±0.18		N.D.	1.18±0.34		N.D.	1.14±0.37		
BkF	N.D.	0.52±0.04		N.D.	0.46±0.08		N.D.	0.68±0.15		N.D.	0.60±0.15		
BeP	N.D.	0.72±0.10		N.D.	0.61±0.15		N.D.	1.07±0.35		N.D.	1.01±0.33		
BaP	N.D.	0.61		N.D.	0.54±0.05		N.D.	0.79±0.17		N.D.	0.76±0.21		
Per	N.D.	N.D.		N.D.	N.D.		N.D.	0.41±0.06		N.D.	0.36±0.06		
Ind	N.D.	0.68		N.D.	0.60±0.02		N.D.	0.82±0.12		N.D.	0.70±0.15		
DBahA	N.D.	N.D.		N.D.	N.D.		N.D.	N.D.		N.D.	N.D.		
BghiP	N.D.	0.59		N.D.	0.60±0.05		N.D.	0.86±0.20		N.D.	0.78±0.20		
∑ PAH	11.19±4.33	2.38±1.81		18.26±5.28	3.70±1.86		18.18±7.36	14.18±5.49		28.82±10.65	13.19±4.31		
BaP-eq	0.07±0.02	0.11±0.21		0.09±0.02	0.23±0.31		0.07±0.03	1.18±0.25		0.09±0.04	1.14±0.30		

N.D.: Not detected.

름보다 겨울에 약 2배 높은 농도 분포를 보였으며, 이는 기존 연구결과에서 제시한 바와 같이(Lee *et al.*, 2006) 겨울에 화석연료의 사용 증가로 인한 대기 중 PAHs 농도 증가로 판단된다.

여름에 기체상 PAHs의 낮과 밤 평균농도는 각각  $11.19 \pm 4.33 \text{ ng m}^{-3}$ 와  $18.26 \pm 5.28 \text{ ng m}^{-3}$ 였고, 입자상 PAHs 경우에는 각각  $2.38 \pm 1.81 \text{ ng m}^{-3}$ 와  $3.10 \pm 1.86 \text{ ng m}^{-3}$ 으로, 기체상 PAHs의 농도가 입자상에 비해 약 5~6배 정도 높았다. 반면, 겨울에는 낮의 경우에는 기체상 PAHs의 농도( $18.18 \pm 7.36 \text{ ng m}^{-3}$ )와 입자상 PAHs의 농도( $14.18 \pm 5.49 \text{ ng m}^{-3}$ )가 비슷한 수준인 반면, 밤에는 기체상 PAHs의 농도( $28.82 \pm 10.65 \text{ ng m}^{-3}$ )가 입자상 PAHs 농도( $13.19 \pm 4.31 \text{ ng m}^{-3}$ )보다 약 2배 정도 높았다.

낮과 밤의 농도차이를 평가하기 위하여 t-test를 수행한 결과, 입자상 PAHs 평균농도는 여름과 겨울 모두 95% 신뢰구간에서 차이를 보이지 않았다. 반면, 기체상 PAHs의 평균농도는 두 계절에서 모두 낮에 비해 밤의 농도가 약 2배 정도 높았는데, 이는 낮 시간에 풍속이 높았고 혼합고의 증가 등의 영향이 있었으나 입자상 PAHs의 농도변화는 없고, 기체상 PAHs의 농도만 낮시간대에 낮아졌기 때문에 낮 시간대에 기체상 PAHs의 농도가 낮은 주요 원인은 광화학반응에 의한 손실이라고 판단된다.

여름에 농도가 높았던 PAH 성분들은 Phen과 Anthr, Flt 인 반면, 겨울에는 Nap와 Phen, Acy가 높은 농도를 보였다. 좀 더 자세하게 살펴보면, 여름 낮의 경우 기체상 PAH 성분들 중에서는 Phen과 Anthr, Nap의 농도가 높았고, 입자상 PAH 성분들 중에서는 BbF와 BeP의 농도가 높았다. 여름 밤에 기체상 PAH 성분들 중에서는 Phen과 Nap, Flu의 농도가 높았고, 입자상 PAH 성분들 중에서는 BbF와 BeP의 농도가 높았다. 겨울 낮에는 Nap과 Phen, Flu, Acy의 기체상 농도가 높았고, 입자상으로는 Flt과 Phen, Pyr의 농도가 높았다. 겨울 밤에는 겨울 낮과 동일한 분포특성을 보였다. 즉, PAH 개별성분들의 분포는 두 계절 모두 낮과 밤에는 큰 차이를 보이지 않은 반면에, 계절별 차이가 뚜렷하게 나타났다. 이를 통해 PAHs의 배출 또는 대기 중 체류상태가 낮과 밤에는 크게 다르지 않는 반면, 계절별로는 다를 수 있음을 확인하였다. 계절별 및 주야간의 PAHs의 배출특성은 3.4절에서 보다 자세하게 제시하였다.

### 3.2 PAHs 상분포 특성

그림 1에서는 개별 PAH 성분들의 기체 및 입자상 분포비율을 여름과 겨울에 낮과 밤을 구분하여 살펴보았다. 여름 낮에는 벤젠고리 2개와 3개로 구성된 저분자량 PAHs 성분들(분자량 범위:  $128 \sim 178 \text{ g mol}^{-1}$ ) 중 Phen를 제외한 성분들은 100% 이상 기체상으로 존재하였고, Phen의 경우 평균 93%의 기체상 분포를 보였다. 벤젠고리 4개로 구성된 중간분자량(분자량 범위:  $202 \sim 228 \text{ g mol}^{-1}$ )의 Flt과 Pyr은 각각 77%, 71%가 기체상에 분포하였고, Chry과 BaA은 100% 입자상으로 존재하였다. 벤젠고리 5개 이상의 성분들은 100% 입자상으로 존재하였다. 여름 밤의 기체 및 입자상 분포는 Chry를 제외하고는 낮의 분포와 유사하였다. 여름 밤에 Chry는 낮의 분포와는 다르게 총 농도의 24%가 기체상으로 존재하였다.

겨울은 분자량이 작은 PAH 성분들이 여름에 비해 입자상 비율이 증가하는 것을 확인하였다. 겨울 낮에는 벤젠고리 2개와 3개로 구성된 PAHs 성분들 중 Ace과 Flu를 제외한 성분들은 기체상과 입자상으로 모두 존재하였다. 우선, Nap과 Acy은 각각 92%와 82%가 기체상으로 분포하였고, Phen과 Anthr의 경우 각각 71%, 49% 기체상으로 분포하였다. 벤젠고리 4개로 구성된 Flt과 Pyr은 각각 44%, 39%의 분포를 보였으며, Chry과 BaA은 100% 입자상으로 존재하였다. 벤젠고리 5개 이상의 성분들은 여름과 마찬가지로 대부분 100% 입자상으로 존재하였다. 겨울 밤도 겨울 낮의 PAH 성분들의 상분포와 유사하게 나타났다. 이를 통해 PAH 성분들 중 벤젠고리 2개에서 4개를 가진 성분들이 여름과 겨울에 상분포 비율이 달라짐을 확인하였고, 같은 계절에서는 낮과 밤에 따른 상분포 차이는 나타나지 않았다. 표 1에 보듯이 겨울과 여름의 온도 차이는 약 25°C인데 반해, 각 계절별 낮과 밤의 온도 차이는 4°C 정도로 적었다. 이러한 적은 온도 차이에는 벤젠고리 2~4개로 구성된 PAH 성분들의 상분배 변화가 일어나지 않음을 확인하였다.

### 3.3 PAHs 유해성 평가

본 연구에서는 여름과 겨울의 주야간에 대하여 PAHs의 유해성 정도를 평가하기 위하여 PAH 성분들의 농도를 BaP 기준의 Toxicity equivalency factors (TEFs)로 환산한 농도(BaP-eq)를 산출하였다. 분석한



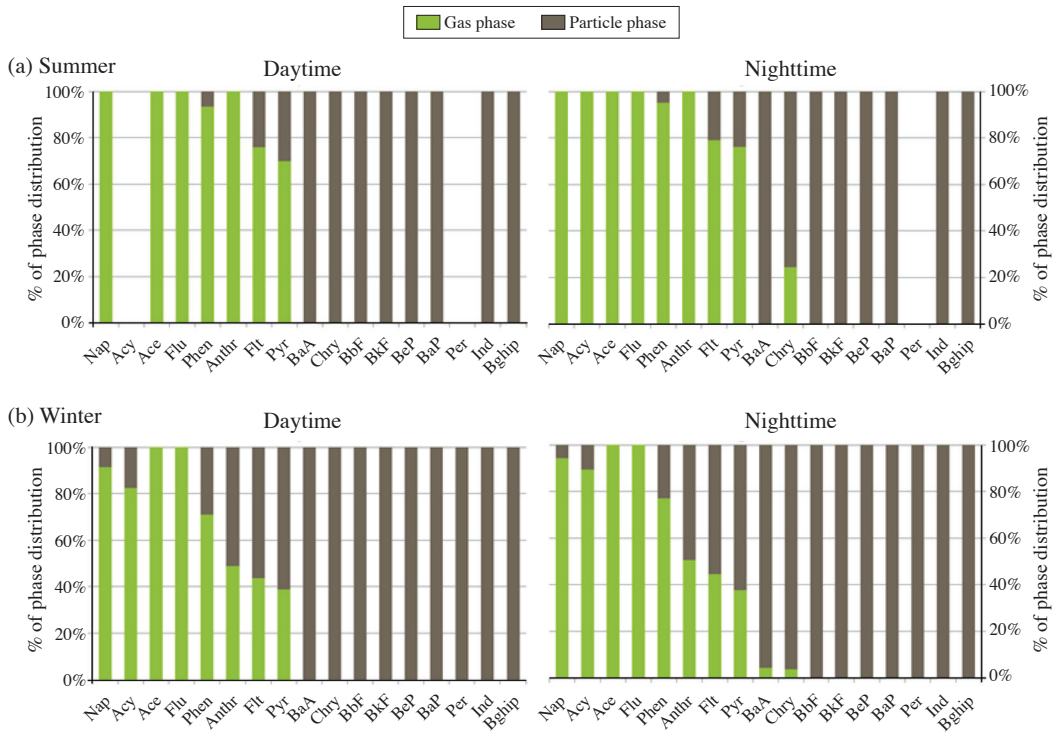


Fig. 1. Ratios of gas and particle phase PAHs concentrations.

18종의 PAHs 성분 중에서 TEF값이 제시된 17종 PAHs 성분만을 사용하여 BaP-eq값을 산출하였으며, BaP-eq의 값은 표 4에 제시하였다(Ramirez *et al.*, 2011).

여름과 겨울에 PAHs농도(낮+밤)에 대한 BaP-eq 농도(기체+입자)는 각각 평균  $0.51 \pm 0.35 \text{ ng m}^{-3}$  (범위:  $0.19 \sim 1.16 \text{ ng m}^{-3}$ ) 및  $2.54 \pm 0.49 \text{ ng m}^{-3}$  (범위:  $1.84 \sim 3.18 \text{ ng m}^{-3}$ )로, 겨울에 PAHs의 BaP-eq값이 여름에 PAHs의 BaP-eq값보다 약 5배 정도 높았다. 여름 낮과 밤의 PAHs의 BaP-eq 농도는 각각 평균  $0.18 \pm 0.20 \text{ ng m}^{-3}$  (범위:  $0.08 \sim 0.93 \text{ ng m}^{-3}$ ) 및  $0.31 \pm 0.32 \text{ ng m}^{-3}$  (범위:  $0.09 \sim 0.95 \text{ ng m}^{-3}$ )으로 밤의 농도가 약 2배 정도 높았다. 이는 여름 밤에 유해성이 높은 입자상 PAHs의 농도가 낮에 비해 높았기 때문이다. 겨울 낮과 밤의 PAHs의 BaP-eq 농도는 각각 평균  $1.25 \pm 0.27 \text{ ng m}^{-3}$  (범위:  $0.85 \sim 1.67 \text{ ng m}^{-3}$ ) 및  $1.23 \pm 0.32 \text{ ng m}^{-3}$  (범위:  $0.57 \sim 1.70 \text{ ng m}^{-3}$ )으로 낮과 밤의 차이가 보이지 않았다. 여름의 경우에는 낮과 밤의 PAHs의 농도차이가 보이지 않았지만, BaP-eq 농도는 밤에 높아짐을 확

인할 수 있었고, 이는 밤에 입자상 PAHs 농도가 증가하기 때문이다.

위해성 평가는 사람들의 노출된 빈도에 따라서 예측이 되며, 화학물질의 노출과 관련하여 인체 발암 가능성을 예측한다(De Pieri *et al.*, 2014). 이 위해성 평가를 위해서 한 사람(70 kg)의 수명을 70년을 기준으로 위험수준을 평가하였다. 주야간의 활동에 따른 노출 정도와 몸무게, 수명 등의 인자에 따라서 과소 또는 과대평가가 이루어질 수 있다. 본 연구에서는 BeP과 Per을 제외한 15종의 PAHs성분을 사용하여 위해성 평가를 실시하였으며, 기체상과 입자상을 구분하여 그림 2에 위험수준을 제시하였다. 개별 PAHs 성분들의 위험수준의 합으로 위험 수준을 판단하며 1E-6(만 명 중에 1명이 발암 가능)이 초과하면 PAHs에 의한 발암 가능성이 있다고 보고 있다(EPA 2003).

여름의 경우 위험 수준은 평균 6.5E-7으로 기준치를 초과하지 않았고, 위험 수준을 초과하는 날은 낮의 경우에는 하루 관찰되었고, 밤의 경우에는 3일 관찰되었다. 위험수준을 초과한 날들은 공통적으로 각각의 입

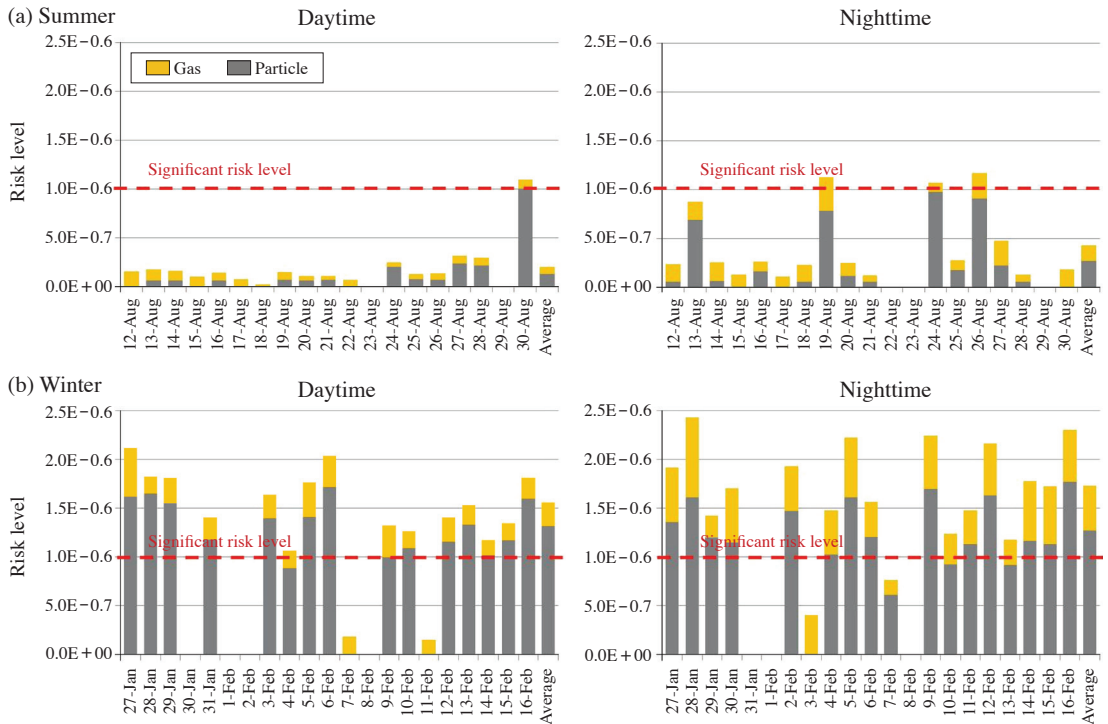


Fig. 2. Risk level for PAHs concentrations during daytime and nighttime in summer and winter.

자상 또는 기체상 PAHs의 유해성 농도로는 위험수준을 초과하지 않지만, 입자 및 기체상 PAHs의 유해성 농도가 합해졌을 때 위험수준을 초과하였다. 이를 통하여 PAHs에 의한 유해성 평가에서 입자상 PAHs 농도만 고려된다면, 위험수준 초과에 대한 평가가 과소 평가 될 수 있음을 확인할 수 있었다. 겨울은 하루(낮+밤)에 대한 총 PAHs(기체+입자) 평균 위험 수준은 평균 2.9E-6 으로, 겨울이 여름보다 평균 위험 수준은 4배 이상 높았다. 또한, 겨울 낮과 밤의 총 PAHs(기체+입자) 평균 위험 수준은 각각 1.6E-6과 1.7E-6로 위험수준을 초과하였고, 여름과는 달리 측정기간 동안 2일을 제외한 모든 기간 동안 위험수준을 초과하였다. 따라서, 여름보다 PAHs의 배출량이 증가하는 겨울에 총 PAHs에 대한 위험수준이 초과하는 날의 빈도수가 많았다.

### 3.4 PAHs 배출원 평가

#### 3.4.1 PAHs 성분 비율을 통한 배출원 특성 진단

PAH 성분들은 배출원별로 이성질체 성분들의 분포

비율이 달라지는 특징을 보인다. 따라서 PAH 성분들의 분포 비율을 통한 배출원 특성 연구가 진행되고 있다. 하지만, 실제 대기에서는 여러 배출원의 영향이 혼합되어 있기 때문에 특정 배출원의 영향이라고 단정하기에는 한계가 있다. 본 연구에서는 PAHs 성분들 중에서 8종의 성분들을 사용하여 계절별 및 주야간의 PAHs 배출원 특성을 살펴보았다(그림 3).

PAH 성분들 중 Flt/(Flt+Pyr)는 0.4보다 작으면 석유 자체에서 배출, 0.4~0.5 범위는 석유 연소에서 배출, 0.5보다 크면 바이오매스와 석탄 연소에 의한 영향으로 보고되고 있다(Li *et al.*, 2016; Tobiszewski *et al.*, 2012). Anthr/(Anthr+Phen) 경우에는 0.1보다 작으면 석유 자체에서 배출, 0.1보다 크면 바이오매스와 화석 연료 연소에 의한 영향으로 보고되고 있다(Li *et al.*, 2016; Tobiszewski *et al.*, 2012). 본 연구에서는 Flu/(Flu+Pyr)는 여름(범위: 0.52~0.60)과 겨울(범위: 0.53~0.61)에 낮과 밤 모두 비슷한 분포를 보였으며, 바이오매스와 석탄 연소의 영향이 지배적으로 나타났다. Anthr/(Anthr+Phen)도 역시 두 계절 모두 낮과 밤



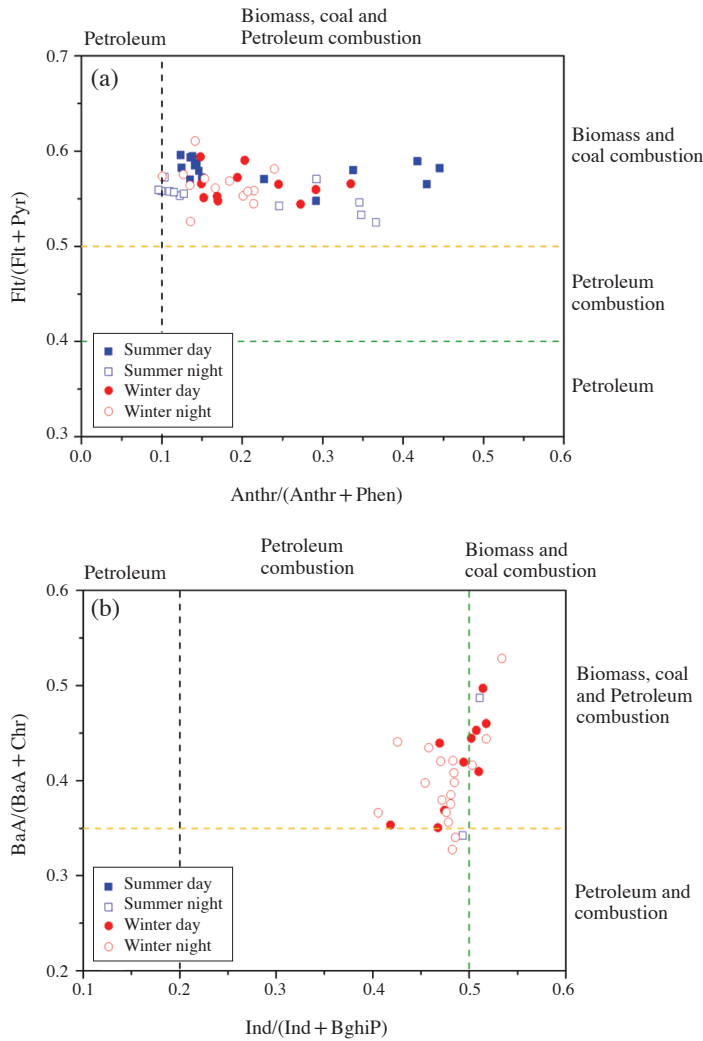


Fig. 3. Diagnostic ratios for the sources of PAHs; (a)  $Flt/(Flt + Pyr)$  vs  $Anthr/(Anthr + Phe)$ , (b)  $BaA/(BaA + Chr)$  vs  $Ind/(Ind + BghiP)$ .

구분 없이 0.10~0.45의 범위로 바이오매스와 화석연료 연소의 영향이 지배적으로 나타났다(그림 3a).

$Ind/(Ind + BghiP)$ 는 0.2보다 작으면 석유 자체에서 배출, 0.2~0.5 범위는 석유 연소에서 배출, 0.5보다 크면 바이오매스와 석탄 연소에 의한 영향으로 보고되고 있다(Tobiszewski *et al.*, 2012; Yunker *et al.*, 2002).  $BaA/(BaA + Chry)$ 는 0.2~0.35 범위는 석유 자체에서 배출과 화석연료 연소에서 배출, 0.35보다 크면 바이오매스와 화석연료 연소에 의한 영향으로 보고되고 있다(Tobiszewski *et al.*, 2012; Yunker *et al.*, 2002). 또한,

$BaA/(BaA + Chry)$ 는 0.38~0.64 범위는 디젤 자동차에서 배출, 0.22~0.55 범위는 가솔린 자동차에 의한 영향으로 보고되고 있다(Li *et al.*, 2016).

그림 3b에서는  $BaA/(BaA + Chry)$ 과  $Ind/(Ind + BghiP)$ 의 분포를 살펴보았으며, 여름에  $Ind$ 와  $BghiP$  성분이 거의 검출이 되지 않았다.  $BaA/(BaA + Chry)$ 는 여름에 0.34~0.57, 겨울에 0.33~0.53의 범위를 보였다.  $Ind/(Ind + BghiP)$ 는 여름에 0.49~0.54, 겨울에 0.41~0.53의 범위를 보였다.  $BaA/(BaA + Chry)$ 과  $Ind/(Ind + BghiP)$ 의 분포결과는 바이오매스, 석탄 그

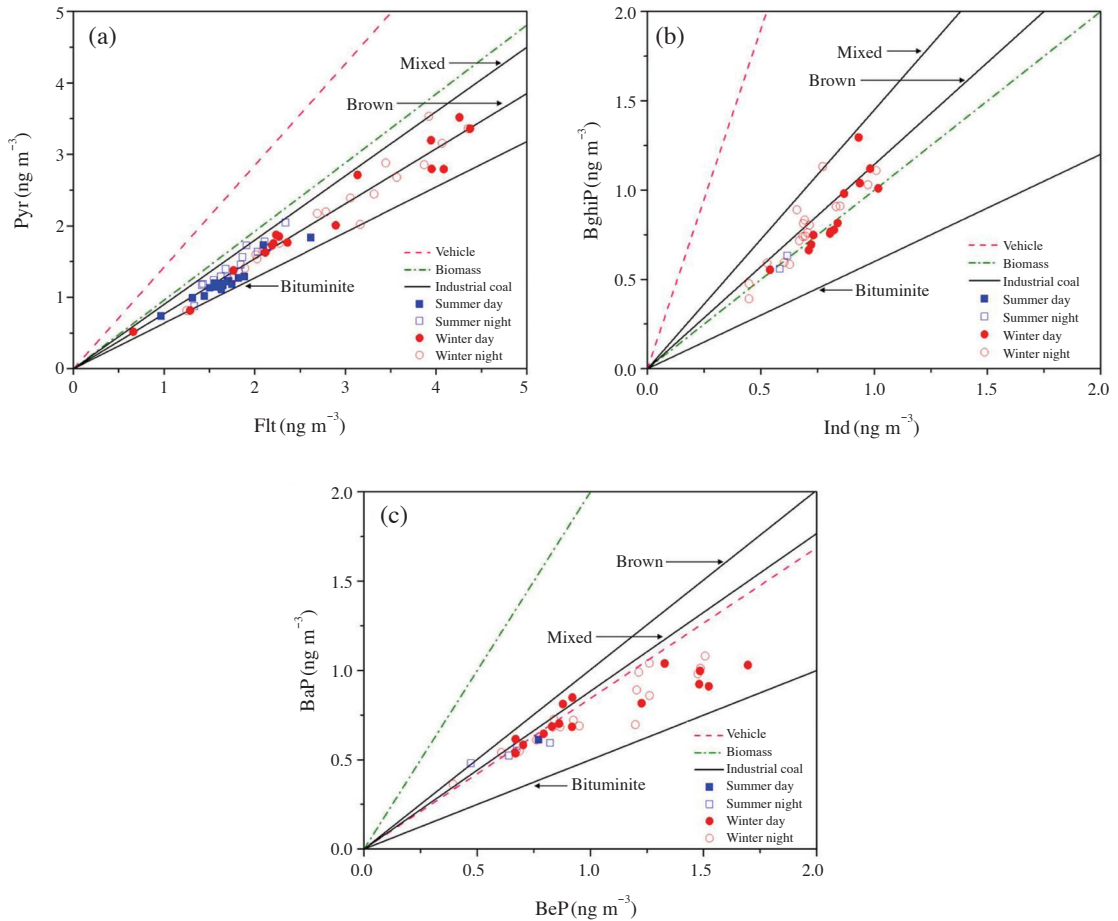


Fig. 4. Scatter plots of (a) Pyrene versus Fluoranthene, (b) Benzo[ghi]perylene versus Indeno[1,2,3-cd]pyrene, (c) Benzo[a]pyrene versus Benzo[e]pyrene (Gao *et al.*, 2011). The lines are published source profiles taken from the literature (He *et al.*, 2008; Zhang *et al.*, 2008; Sheesley *et al.*, 2003). The vehicular emission composition is from data collected in Zhujiang Tunnel in the western urban area of Guangzhou (He *et al.*, 2008). The biomass burning profiles are measured data of rice straw burning emissions obtained in dilution chamber measurements (Sheesley *et al.*, 2003). The coal combustion profile are selected from industrial coal combustion in the main coal-mining regions in China (Zhang *et al.*, 2008).

리고 석유 연소의 영향을 나타냈다.

그림 4에서는 6종의 PAHs 성분들의 기울기를 통해서 배출원 특성을 살펴보았다 (Gao *et al.*, 2011). Pyr과 Flt의 기울기가 1.42일 때 자동차 배출 (He *et al.*, 2008), 0.96일 때는 바이오매스 연소 (Sheesley *et al.*, 2003), 0.64일 때 산업지의 역청탄 연소 (Zhang *et al.*, 2008), 0.77일 때 산업지의 갈탄 연소 (Zhang *et al.*, 2008), 0.90일 때 산업지의 석탄 (역청탄 + 갈탄) 연소 (Zhang *et al.*, 2008) 영향으로 보고 있다 (그림 4a). 이를 통해서 여름과 겨울에 낮과 밤 모두 석탄연소의 영

향을 나타냈다. BghiP과 Ind의 기울기가 3.80일 때 자동차 배출 (He *et al.*, 2008), 1.00일 때는 바이오매스 연소 (Sheesley *et al.*, 2003), 0.60일 때 산업지의 역청탄 연소 (Zhang *et al.*, 2008), 1.14일 때 산업지의 갈탄 연소 (Zhang *et al.*, 2008), 1.45일 때 산업지의 석탄 (역청탄 + 갈탄) 연소 (Zhang *et al.*, 2008) 영향으로 보고 있다 (그림 4b). 이를 통해서 겨울 낮과 밤에 화석 연료의 연소와 바이오매스 영향을 나타냈으며, 여름에는 바이오매스 영향을 나타내지만 성분이 검출된 날이 적어 여름을 대표하기에는 어렵다. BaP과 BeP의 기울기가

**Table 5. Factor analysis (VARIMAX) result for total (gas + particle) PAHs in daytime and nighttime during summer period.**

Component	Daytime factors				Nighttime factors				
	1	2	3	4	1	2	3	4	5
Nap								0.529	0.642
Acy									0.844
Ace				0.757					0.778
Flu								0.893	
Phen	0.873					0.790			
Anthr	0.665					0.832			
Flt	0.974					0.855			
Pyr	0.960					0.923			
BaA				0.753	0.773				
Chry		0.657			0.649				
BbF		0.894			0.850				
BkF		0.905			0.806				
BeP		0.897			0.848				
BaP			0.951					0.519	0.602
Ind			0.951					0.948	
BghiP			0.951					0.946	
Eigenvalue	5.556	3.529	1.973	1.307	6.944	2.980	1.967	1.138	1.025
Variance (%)	24.571	24.474	22.496	10.890	24.653	22.552	15.798	12.564	12.270
Probable sources	coal combustion, incineration	natural gas combustion	vehicle emissions	-	natural gas combustion	coal combustion	vehicle emissions	-	-

0.84일 때 자동차 배출(He *et al.*, 2008), 2.00일 때는 바이오매스 연소(Sheesley *et al.*, 2003), 0.50일 때 산업지의 역청탄 연소(Zhang *et al.*, 2008), 1.00일 때 산업지의 갈탄 연소(Zhang *et al.*, 2008), 0.88일 때 산업지의 석탄(역청탄+갈탄) 연소(Zhang *et al.*, 2008) 영향으로 보고 있다(그림 4c). 이를 통해서 여름과 겨울에 낮과 밤 모두 석탄 연소와 자동차 배출의 영향을 보였다.

PAHs 성분 비율을 이용한 배출원 평가결과 여름과 겨울에 낮과 밤에 대한 PAHs의 배출특성이 뚜렷한 차이를 보이지 않았고, 주로 바이오매스와 석탄, 석유 등 화석연료의 연소에 의한 영향으로 평가 되었다. 3.4.2 절에서 요인분석을 통해서 배출원의 비중을 보다 자세하게 살펴보았다.

3.4.2 주성분 분석을 통한 배출원 특성 진단

여름과 겨울의 낮과 밤의 배출원 특성을 파악하기 위해서 SPSS프로그램(IBM SPSS Statistics version 21)을 사용하여 주성분 분석(Principal Component Analysis, PCA)을 하였다. 인자에 대한 물리적 해석을 용이하기 위해 베리맥스 회전법을 이용하였고, PAHs

성분들은 기체상과 입자상을 포함한 총 농도를 이용하였으며, 표 5와 6에 결과를 제시하였다.

표 5에는 여름 낮과 밤의 주성분 분석 결과이며, 여름 낮에는 82.4%의 분산으로 4개 요인으로 구분된 반면, 밤에는 5개의 요인이 추출되었고, 총 87.8%를 설명하였다. 낮의 경우 요인 1에서는 전체의 약 24.6%의 분산을 가지며, 벤젠고리 3~4개로 구성된 성분들(Phen, Anthr, Flt, Pyr)이 높은 값을 가졌다. Phen, Anthr, Flt, Pyr는 석탄 연소와 소각에서 주로 배출되는 성분으로, 요인 1의 배출원 영향은 석탄 연소와 소각으로 판단된다(Lee *et al.*, 2006; Park *et al.*, 2002; Simcik *et al.*, 1999). 요인 2에서는 전체의 약 24.5%의 분산을 가지며, BkF, BeP, BbF성분이 높은 값을 보였다. 벤젠고리 5개로 구성된 성분들은 주로 자동차 연소에서 배출이 되지만, 자동차 배출의 지표인 BghiP과 디젤엔진의 지표로 사용되는 Ind 성분이 부족하여 자동차 배출의 영향으로 설명하기가 부족하다(Lee *et al.*, 2006). 그 다음으로 Chry, BaA 성분의 값이 검출되었으며, Chry 성분은 천연가스 연소에서 가장 높게 검출되는 성분으로(Lee and Kim, 2007), 요인 2의 배출원 영향은 천연가스 연소로 판단된다. 요인 3에서는 약 22.5%로 분산

**Table 6. Factor analysis (VARIMAX) result for total (gas + particle) PAHs in daytime and nighttime during Winter period.**

Component	Daytime factors		Nighttime factors		
	1	2	1	2	3
Nap	0.831				
Acy	0.937			0.911	
Ace	0.889				
Flu	0.855				
Phen	0.911			0.792	
Anthr				0.615	
Flt	0.831		0.612	0.717	
Pyr	0.869			0.794	
BaA	0.619	0.719		0.806	
Chry	0.783	0.611	0.697	0.670	
BbF	0.604	0.759	0.897		
BkF	0.652	0.728	0.949		
BeP	0.731	0.639	0.810		
BaP	0.617	0.755	0.747	0.610	
Per					0.884
Ind		0.948	0.942		
BghiP		0.901	0.819		
Eigenvalue	11.129	2.798	11.293	1.794	1.155
Variance (%)	49.496	32.428	38.913	34.773	10.092
Probable sources	Combustion (coal + natural gas) for heating	vehicle emissions	vehicle emission	Combustion (coal + natural gas) for heating	-

을 가지며, 자동차 배출의 지표인 BghiP과 디젤엔진의 지표로 사용되는 Ind 성분이 높은 값을 보였다. 따라서 요인 3의 배출원은 자동차 배출의 영향으로 판단된다. 밤의 경우 요인 1에서는 전체의 약 24.7%의 분산을 가지며, 벤젠고리 4~5개 성분들(BbF, BeP, BkF, BaA, Chry)이 높은 값을 보였다. 이는 앞에 설명한 바와 같이 Chry, BaA 성분이 같이 요인으로 추출되었기에 천연가스 연소에 의한 영향으로 판단된다. 요인 2에서는 전체의 약 22.6%의 분산을 가지며, 벤젠고리 2~3개 성분들(Pyr, Flt, Anthr, Phen)은 석탄 연소와 소각에서 주로 배출되는 성분으로, 요인 2의 배출원 영향은 석탄 연소와 소각으로 판단된다. 요인 3에서는 자동차 연소의 지표인 BghiP과 Ind 성분들이 높게 검출이 되어, 요인 3의 배출원은 자동차 배출의 영향으로 판단된다. 이를 통해 여름의 낮과 밤에 대기 중 기체 및 입자상 PAHs 농도에 대한 주요요인들이 다르게 분포하는 것을 확인할 수 있었다.

여름과 마찬가지로 겨울의 경우에도 PAHs 농도에 대한 낮과 밤의 요인결과가 다르게 분포하였고, 겨울에는 여름에 비해 PAHs 농도에 대한 요인들이 적게 추

출되었다(표 6). 겨울 낮의 경우에는 총 2개의 요인이 추출되었고, 밤에는 3개의 요인이 추출되었다. 겨울 낮의 경우에는 요인 1에서는 벤젠고리 2개부터 5개까지의 성분들이 같이 추출되었다. 이들 성분들은 주로 석탄이나 천연가스등 연료의 연소에 의해서 기인된 것으로 판단된다. 요인 2에서는 벤젠고리 5개인 PAHs 성분들과 자동차 연소의 지표인 BghiP과 디젤엔진의 지표로 사용되는 Ind이 높은 값을 나타냈다. 따라서 요인 2의 배출원은 자동차 연소로 판단된다. 겨울 밤의 경우에는 요인 1에서는 겨울 낮의 요인 2의 결과와 마찬가지로, 벤젠고리 5개인 PAHs 성분들과 자동차 연소의 지표인 BghiP과 디젤엔진의 지표로 사용되는 Ind이 높은 값을 나타냈다. 따라서 요인 1의 배출원은 자동차 연소로 판단된다. 요인 2에서는 Acy, BaA, Pyr, Phen, Flt, 성분의 값이 높게 검출되었으며, 배출원의 영향은 석탄연료와 천연가스 연소로 판단된다.

시료 채취 장소 낮과 밤을 구분하여 여름과 겨울의 대기 중 PAHs의 생성원인을 파악한 결과 여름과 가을에 PAHs의 주요 생성원인은 다르게 나타났다. 여름이 겨울에 비해 PAHs 생성요인이 보다 세부적으로 구분

되었고, 두 계절 모두 낮과 밤의 생성요인의 기여도가 다르게 평가되었다. 이를 통해 여름과 겨울의 낮과 밤에는 대기 중 PAHs의 농도를 결정하는 주요요인이 다를 수 있음을 확인하였다.

PAHs 성분비율과 주성분 분석을 통한 배출원 평가 결과 바이오매스와 화석연료(석탄과 천연가스) 연소, 자동차 배기가스 영향으로 나타났다. 시료채취 장소의 주변으로 도로변과 주거지역이 밀집되어있는 지역으로, 바이오매스와 석탄 연소의 영향은 주로 장거리 이동의 영향으로 판단된다(Lee *et al.*, 2006). 또한, 여름보다 겨울에 화석연료의 영향이 두드러지는데, 이는 기존 문헌들의 결과(Lee *et al.*, 2006)을 통해 겨울에 난방 사용이 증가했기 때문으로 여겨진다.

#### 4. 결 론

본 연구에서는 서울에서 2013년 8월(여름)과 2014년 1~2월(겨울)에 낮과 밤의 기체상과 입자상 PAHs의 농도를 측정하여 다음과 같은 특성을 파악하였다.

1. PAHs의 농도분포: 기체상 PAHs 농도는 여름과 겨울 모두 낮의 농도가 밤의 농도의 약 1/2 수준으로 낮았다. 이는 낮 시간대에 기체상 PAHs의 광화학 반응에 의한 손실 때문으로 판단된다. 반면, 입자상 PAHs 농도는 두 계절 모두 낮과 밤의 차이를 보이지 않았다.
2. PAHs의 상분배 분포: 여름과 겨울에 벤젠고리 2-4개로 구성된 PAH 성분들은 상분배 특성은 달라짐을 확인하였으며, 낮과 밤의 상분배 차이특성은 나타나지 않았다. 이는 벤젠고리 2~4개로 구성된 PAH 성분들은 낮과 밤의 온도 차이에서 상분배 변화가 일어나지 않는 것을 확인하였다.
3. PAHs 유해성 정도: 두 계절 모두 낮과 밤에 대한 기체상 PAHs의 농도 차이는 컸지만, 기체상 PAHs의 BaP-eq값의 차이는 크게 나타나지 않았다. 이는 기체상 PAHs 성분보다 입자상 PAHs 성분들에 의해 유해성이 결정되어 지는 것으로 판단된다. 발암 가능한 위험수준을 평가하였으며, 여름보다 겨울에 위험수준을 초과하는 날의 빈도가 증가하였다. 여름에 위험수준을 초과하는 날을 살펴보면 입자상 PAHs 만을 고려하면 위험수준을 초과하지는 않지만 기체

상 PAHs와 함께 고려되면 위험수준을 초과한다.

4. PAHs의 배출특성: 두 계절 모두 대기 중 PAHs의 주요 배출요인은 화석연료(석탄과 천연가스) 연소와 자동차 배기가스 영향으로 나타났지만, 여름과 겨울, 낮과 밤에 따른 배출기여도 및 주요 요인들이 달라짐을 확인할 수 있었다.

본 연구를 통해, 서울 대기 중 PAHs 농도분포는 PAHs의 상분포에 따라 낮과 밤의 차이를 보이는 것을 확인할 수 있었고, 이에 따른 유해성 정도는 큰 차이를 보이지 않았다. PAHs의 상분포에 따른 낮/밤 농도의 차이는 최종적으로는 이들의 환경적 거동의 변화를 일으킬 수 있다. 따라서, 향후 PAHs의 환경학적 거동을 결정하기 위해서는 이들의 낮과 밤을 구분한 환경학적 거동 특성 연구가 이루어져야 한다.

#### 감사의 글

이 논문은 2013년도 정부(미래창조과학부)의 재원으로 한국연구재단의 지원을 받아 수행된 기초연구사업임(NRF-2013R1A1A1005644).

#### References

- De Pieri, S., A. Arruti, J. Huremovic, J. Sulejmanovic, A. Selovic, and D. Dorđević, I. Fernández-Olmo, and A. Gambaro (2014) PAHs in the urban air of Sarajevo: levels, sources, day/night variation, and human inhalation risk. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186, 1409-1419.
- EPA (2003) Integrated risk information system. <http://epa.gov/iris>.
- Gao, B., J.-Z. Yu, S.-X. Li, X. Ding, Q.-F. He, and X.-M. Wang (2011) Roadside and rooftop measurements of polycyclic aromatic hydrocarbons in PM<sub>2.5</sub> in urban Guangzhou: Evaluation of vehicular and regional combustion source contributions, *Atmospheric Environment*, 45, 7184-7191.
- He, L.Y., M. Hu, Y.H. Zhang, X.F. Huang, and T.T. Yao (2008) Fine particle emissions from on-road vehicles in the Zhujiang Tunnel, China, *Environment Science and Technology*, 42, 4461-4466.

- IARC (2002) Naphthalene in Agents classified by the IARC monographs, volume 1-115, available at <http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/index.php>.
- Lee, J.Y., Y.P. Kim, C.-H. Kang, and Y.S. Chim (2006) Seasonal trend of particulate PAHs at Gosan, a background site in Korea between 2001 and 2002 and major factors affecting their levels, *Atmospheric Research*, 82, 680-687.
- Lee, J.Y. and Y.P. Kim (2007) Source apportionment of the particulate PAHs at Seoul, Korea: impact of long range transport to a megacity, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 7, 3587-3596.
- Lee, J.Y. and D.A. Lane (2009) Unique products from the reaction of naphthalene with the hydroxyl radical. *Atmospheric Environment*, 43, 4886-4893.
- Lee, J.Y. and D.A. Lane (2010) Formation of oxidized products from the reaction of gaseous phenanthrene with the OH radical in a reaction chamber. *Atmospheric Environment*, 44, 2469-2477.
- Li, X., S. Kong, Y. Yin, L. Li, L. Yuan, Q. Li, H. Xiao, and K. Chen (2016) Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in atmospheric PM<sub>2.5</sub> around 2013 Asian Youth Games period in Nanjing. *Atmospheric Research*, 174-175, 85-96.
- NIER (2012) Annual report of air quality in Korea 2011, National Institute of Environmental Research (NIER) of MOE, 12pp.
- Park, S.S., Y.J. Kim, and C.H. Kang (2002) Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in Seoul, Korea. *Atmospheric Environment*, 36, 2917-2924.
- Ramirez, N., A. Cuadras, E. Rovira, R.M. Marce and F. Borrull (2011) Risk assessment related to atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in gas and particle phases near industrial sites. *Environmental Health Perspective*, 119, 1110-1116.
- Ravindra, K., R. Sokhi and R. Van Grieken (2008) Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Source attribution, emission factors and regulation. *Atmospheric Environment*, 42, 2895-2921.
- Sheesley, R.J., J.J. Schauer, Z. Chowdhury, G.R. Cass, and B.R.T. Simoneit (2003) Characterization of organic aerosols emitted from the combustion of biomass indigenous to South Asia, *Journal of Geophysical Research*, 108.
- Simcik, M.F., S.J. Eisenreich, and P.J. Lioy (1999) Source apportionment and source/sink relationships of PAHs in the coastal atmosphere of Chicago and Lake Michigan. *Atmospheric Environment*, 33, 5071-5079.
- Tobiszewski, M. and J. Namieśnik (2012) PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources. *Environmental Pollution*, 162, 110-119.
- Yunker, M.B., R.W. Macdonald, R. Vingarzan, R.H. Mitchell, D. Goyette, and S. Sylvestre (2002) PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry*, 33, 489-515.
- Zhang, Y.X., J.J. Schauer, Y.H. Zhang, L.M. Zeng, Y.J. Wei, Y. Liu, and M. Shao (2008) Characteristics of particulate carbon emissions from real-world Chinese coal combustion. *Environment Science and Technology*, 42, 5068-5073.