

## 나뭇잎을 이용한 대기 중 PAHs의 감소율 산정 및 발생원 추정

천만영<sup>†</sup>

환경대학교 환경공학과

## Calculation of PAHs Decrease Rate and Source Estimation at Atmosphere Using Tree Leaves

Man-Young Chun<sup>†</sup>

Department of Environmental Engineering, Hankyong National University, Anseong 456-749, Korea

Received April 19, 2010/Accepted September 6, 2010

The paper studied PAHs concentrations deposited on pine needles (*Pinus koraiensis*) and Ginkgo tree leaves (*Ginkgo biloba*), which is used as a passive sampler of atmospheric PAHs, and calculated annual decrease rate of PAHs. It also estimated potential sources of ambient PHAs pollution in the semirural area of Anseong. Total concentrations of PAHs deposited on Ginkgo tree leaves (upto 287.5 ng/g dry) were 5.5 times higher than those on pine needles (upto 52.4 ng/g dry), but concentration distributions were very similar. PAHs concentrations deposited on tree leaves have decreased 5.5% (Ginkgo) ~ 7.9% (Pine) over 11 years (from 1998 to 2009). Diesel and gasoline burning vehicles and industry were expected main sources of PAHs.

**Key words:** PAHs, pine needles, Ginkgo tree leaves, decreasing rate, source

### 1. 서 론

다환방향족 탄화수소(Polycyclic Aromatic Hydrocarbons : PAHs)는 화석연료나 목재 등 탄화수소로 이루어져 있는 물질의 불완전연소에 의하여 생성되는 물질로서 산불, 화산 등에 의하여 자연적으로 발생되기도 하지만 대부분은 인위적으로 발생되어 환경 중으로 배출되며, 이 중 일부는 발암성과 돌연변이성이 있는 것으로 알려져 있다.<sup>1)</sup> 그러므로 환경부에서는 2005년 하반기 부터 PAHs 7종[Benzo[a]anthracene, Chrysene, Benzo[b]fluoranthene, Benzo[k]fluoranthene, Dibenzo[a,h]anthracene, Indeno[1,2,3-cd]pyrene 및 Benzo[a]pyrene]에 대하여 수도권을 포함한 전국 31개 측정소에서 매월 농도를 측정하여 모니터링 하는 등 PAHs 저감을 위한 노력을 계속하고 있다.<sup>2,3)</sup>

PAHs와 잔류성 유기오염물질(persistent organic compounds, 이하 POPs)는 대기를 통하여 장거리 이동

되어 식물, 토양, 수계에 건식 및 습식 침착된다. 식물, 토양, 수계에 침착된 PAHs와 POPs는 기온이 높아지면 대기 중으로 재휘발 되고 기온이 낮아지면 다시 대기에서 식물, 토양, 수계로 침착되어 평형을 유지하게 된다. 그러므로 대기 중 PAHs와 POPs 농도를 아는 것은 PAHs와 POPs의 환경 중에서의 순환을 이해하는데 대단히 중요하다.<sup>4)</sup> 대기 중의 PAHs와 POPs 농도를 측정하기 위해서는 일반적으로 polyurethane foam (이하 PUF) sampler를 사용하는데, PUF sampler는 고가일 뿐만 아니라 가동시 전원이 필요하므로 여러 장소에서 동시에 대기시료를 채취하거나 전원을 이용할 수 없는 지역에서는 사용이 어렵다. 그러므로 많은 장소에서 동시에 시료를 채취하거나 전원이 공급되지 않는 시골이나 외딴지역에서 대기시료를 채취할 경우에 passive sampler는 아주 편리한 도구이다.<sup>5-7)</sup> 대기 중 PAHs와 POPs의 passive sampler로 이용되는 것에는 나뭇잎, 나무껍질, 이끼 및 토양 등이 있다.<sup>5-19)</sup> 그 중

<sup>†</sup>To whom correspondence should be addressed.

E-mail: mychun@hknu.ac.kr, Tel: 82-31-670-5172, Fax: 82-31-673-2704

에서도 나무잎은 상피(cuticle)에 왁스(wax)가 많아서 친유성인 PAHs와 POPs의 침착이 쉬워 passive sampler로 가장 많이 이용되고 있다.<sup>5,6,8-19)</sup> 나뭇잎의 passive sampler 기능을 이용하면 지역별 대기 중 PAHs와 POPs의 농도를 측정·비교하거나 년도별 PAHs와 POPs의 농도 증가나 감소율 등을 알 수 있고 발생원 추정도 가능하다.<sup>6,20-24)</sup>

본 연구에서는 소나무잎과 은행나무잎을 passive sampler로 이용하여 대기 중 PAHs 농도를 측정하고 PAHs의 성분별 농도비를 비교하여 중요 발생원을 파악하며 같은 장소에서 채취한 1998년 자료와 비교하여 PAHs의 감소율을 계산하였다.

## 2. 재료 및 방법

### 2.1. 시약

정제용 내부표준물질(internal surrogate standard; naphthalene-d<sub>8</sub>, acenaphthene-d<sub>10</sub>, anthracene-d<sub>10</sub>, chrysene-d<sub>12</sub>, perylene-d<sub>12</sub>)와 첨가용 내부표준물질(recovery surrogate standard; 4,4-dibromo-octafluorobiphenyl)는 Supelco에서 구매하여 사용하였고 용매인 dichloromethane(DCM), acetone 및 n-hexane은 HPLC grade(J.T. Baker)를 사용하였으며 n-hexane은 증류하여 사용하였다.

Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>(anhydrous granular, Shinyo pure chemical), SiO<sub>2</sub>(70~230 mesh ASTM, Merck)와 Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>(Neutral grade 1, BDH)는 직경 11 mm 칼럼에 넣어 130°C 전기로에서 약 24시간 활성화시킨 후 사용하였다. GPC column에 사용된 Bio-beads는 Bio Rad사의 S-X3, 40~80 μm를 사용하였고, 분석에 사용된 PAHs calibration standard는 Supelco의 16가지 PAHs 혼합물(EPA 610 PAHs mix)을 사용하였으며, Table 1에 PAHs의 종류, 약어 및 물리화학적 특성을 기술하였다.

### 2.2. 시료채취

도농복합지역인 경기도 남부지역의 안성에 소재하는 환경대학교 교내에서 소나무잎(*Pinus koraiensis*)과 은행나무잎(*Ginkgo biloba*)을 채취하였다. 시료는 통풍이 잘되는 반경 5 m 이내에서 자라는 34 그루의 동일 수종의 나무에서 모든 방향으로 성장하고 있는 1년생의 나뭇잎을 선택하였고, 강우 시 지표면에서 튀어 올라오는 토양의 영향을 배제하기 위해 지상 1.5-1.8m의 범

위에서 채취하였다. 채취한 시료는 알루미늄 호일에 싸서 PE 지퍼백에 넣어 밀봉한 후 아이스박스에 담아 실험실로 운반하였으며, 분석 시까지 -20°C 냉동고에 보관하였다. 시료채취 시기에 따른 영향을 배제하기 위하여 1998년에는 10월 16일에 시료를 채취하였고, 2009년에는 10월 17일에 채취하였으며 장소는 동일한 지역을 선택하였다.

### 2.3. 추출 및 건조

나무잎 약 15~20 g을 50 mL vial에 넣고 정제용 내부표준물질을 주입한 후 DCM 50 mL로 초음파 추출기에서 1시간 추출하였다. 그 다음 추출액을 250 mL round bottom flask로 옮기고 다시 DCM 50 mL로 1시간 더 추출하여 추출액을 합하여 시료로 사용하였다. 건시료 무게는 습시료 약 10 g을 105°C 오븐에서 15시간 정도 건조시킨 후 전후 무게차로 측정하였다. 시료마다 두 개(duplicate)의 부시료(subsample)를 만들어 분석하였고 농도는 두 부시료의 산술 평균값을 사용하였다.

### 2.4. 정제

#### 2.4.1. Silica-alumina column

시료에서 추출한 PAHs 추출액을 회전증발 농축기에서 약 2~3 mL까지 농축한 다음 내경 11 mm, 길이 230 mm인 glass column에 밑에서부터 Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> 2.5 g, SiO<sub>2</sub> 1.5 g, 무수 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 약 2 g을 차례로 넣고 130 °C 전기로에서 24시간 이상 활성화 시킨 후 실온에서 냉방하였다. 그 다음 hexane:DCM(1:1) 70 mL로 column을 세척하고 시료 주입 후 hexane:DCM(1:1) 70 mL로 용출하여 시료 중 방해물질을 제거하였다.

#### 2.4.2 GPC column

Silica-alumina column만으로는 시료에 포함되어 있는 방해물질이 충분히 제거되지 않으므로 내경 20 mm, 길이 220 mm 유리관에 Bio-beads 12 g을 충전시킨 GPC(gel permeation chromatography) column으로 다시 시료를 정제하였다. Silica-alumina column으로 용출한 용매를 회전증발 농축기에서 약 1 mL까지 농축한 다음 hexane:DCM(1:1) 혼합용매 100 mL로 세척한 GPC column에 주입하고 hexane:DCM(1:1) 혼합용매 80 mL로 용출시켰다. 용출액의 처음 37 mL에는 방해물질이 포함되어 있으므로 버리고 나머지 43 mL는 PAHs fraction으로 분석에 이용하였다.

**Table 1.** Nomenclatures and physicochemical properties of 16 PAHs analysed in this study<sup>25)</sup>

Nomenclature (IUPAC)	Abbreviation	Formular	Molecular weight	Vapor pressure (Pa at 25 °C)	logKoa (at 25 °C)
Naphthalene	Naph	C <sub>10</sub> H <sub>8</sub>	128.18	11.14	5.13
Acenaphthylene	AcPy	C <sub>12</sub> H <sub>8</sub>	152.20	3.87	6.47
Acenaphthene	Acp	C <sub>12</sub> H <sub>10</sub>	154.20	3.07	6.21
Fluorene	Flu	C <sub>13</sub> H <sub>10</sub>	166.23	1.66	6.68
Phenanthrene	Phen	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>	178.24	1.06×10 <sup>-1</sup>	7.47
Anthracene	Ant	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>	178.24	8.6×10 <sup>-4</sup>	7.34
Fluoranthene	Flt	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub>	202.26	8.61×10 <sup>-4</sup>	8.60
Pyrene	Pyr	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub>	202.26	5×10 <sup>-5</sup>	8.61
Benz[a]anthracene	BaA	C <sub>18</sub> H <sub>12</sub>	228.30	5.43×10 <sup>-4</sup>	9.52
Chrysene	Chry	C <sub>18</sub> H <sub>12</sub>	228.30	4.0×10 <sup>-6</sup>	10.42
Benzo[b]fluoranthene	BbF	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	252.32	5.0×10 <sup>-7</sup>	10.17
Benzo[k]fluoranthene	BkF	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	252.32	5.2×10 <sup>-8</sup>	11.18
Benzo[a]pyrene	BaP	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	252.32	6.0×10 <sup>-8</sup>	10.77
Dibenz[a,h]anthracene	DahA	C <sub>22</sub> H <sub>14</sub>	278.36	1.33×10 <sup>-8</sup>	13.91
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	Ind123	C <sub>22</sub> H <sub>12</sub>	276.34	NR	11.01
Benzo[ghi]perylene	BghiP	C <sub>22</sub> H <sub>12</sub>	276.34	1.38×10 <sup>-8</sup>	11.02

NR indicates that data nor reported

**2.5. 분석**

GPC column으로 용출한 PAHs fraction을 회전증발 농축기에서 약 1~2 mL까지 농축한 다음 10 mL vial 에 정량적으로 옮기고 keeper로서 n-nonane 50 µL를 가한 후 hot plate 위에서 질소로 천천히 약 50 µL까지 농축하여 GC-MS로 분석하였는데, Table 2에 GC-MS의 PAHs 분석조건을 기술하였다.

**2.6. QA/QC**

PAHs의 정량 시 크로마토그램의 피크의 높이가 노이즈의 3배 이상인 것만 정량에 포함시켰으며, 정제용 내부표준물질로 사용된 5종의 deuterated PAHs를 이용하여 모든 전처리 과정에 대한 회수율을 평가한 결과 평균 회수율이 42.5~105.1%, 변이계수(coefficient of variation)는 5.3~14.8%였으며 분자량이 작을수록 회수율은 낮고 변이계수는 컸다. 시료마다 두 개 (duplicate)의 부시료(subsample)을 만들어 분석하였는데, 두 시료 간 변이계수는 8.65(2.12~31.02)%였으며, naphthalene은 회수율도 낮고(42.5%) 공시료(blank)의 피크가 너무 커서 계산에서 제외시켰다.

**3. 결과 및 고찰**

**3.1. 나뭇잎 중 PAHs 농도**

Fig. 1은 소나무잎과 은행나무잎에 침착된 PAHs의 총농도(a)와 농도분포(b)를 나타낸 것으로 총농도는 소

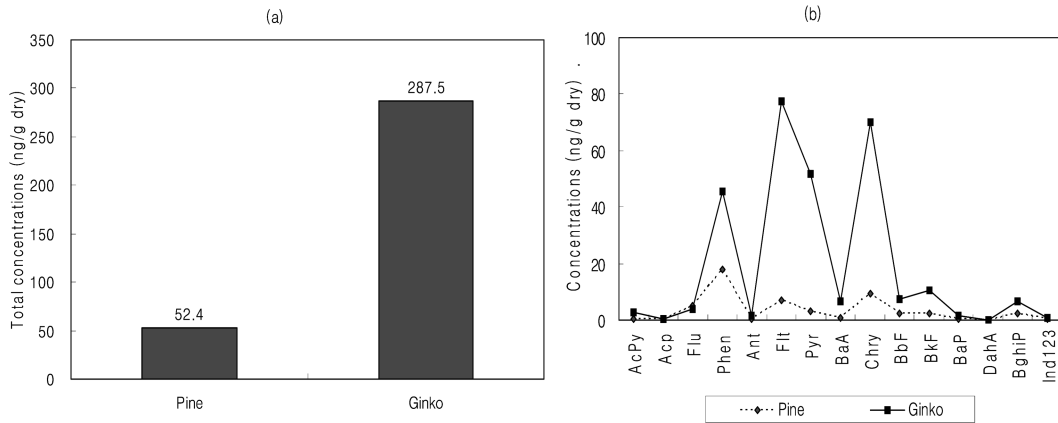
나무잎과 은행잎이 각각 52.4와 287.5(ng/g dry)로 은행나무잎에 침착된 PAHs 총농도가 소나무잎에 침착된 총농도보다 5.5배 정도 더 높았으나 (b)에서 보듯이 농도분포는 거의 같은 경향을 보였다. 나뭇잎은 잎의 구조에 따라 대기 중의 PAHs나 POPs가 침착되는 양이 서로 다르다.<sup>8,26)</sup> 그러므로 여러 지역에서 나뭇잎을 채취하여 대기 중 PAHs 농도를 비교하고자 할 경우에는 같은 종류의 나뭇잎을 시료로 채취하여야 한다. 여러 연구자들이 나뭇잎에 침착된 PAHs나 POPs 농도를 이용하여 대기 중 PAHs나 POPs 농도를 계산해 보려는 시도를 하였다. 그러나 나뭇잎에 침착되는 대기 중 PAHs나 POPs 농도는 대기 중에서 PAHs나 POPs의 존재형태(가스상 또는 입자상)에 따른 침착 메커니즘의 차이, 나뭇잎의 구조, 통풍, 잎의 자외선에 대한 노출 정도 등에 따라 다르기 때문에 만족할만한 결과를 얻지 못하였다.<sup>5,8,21,22)</sup> 그러므로 나뭇잎 passive sampler로는 여러 지역 간 PAHs나 POPs의 농도 차이를 알아보는 것에 국한하는 것이 바람직하다고 판단된다.

**3.2. 나무잎 중 PAHs 감소율**

Table 3은 이 번 연구에 사용된 나무잎과 같은 장소와 같은 시기에 시료를 채취하여 분석한 1998년 자료와 이 번 본 연구 결과(2009년)를 비교한 것이다. Table 3에서 보듯이 1998년에 소나무잎 중 총 PAHs 농도는 346.7(ng/g dry)였으나 이 번 본 연구에서는 46.8(ng/g dry)로 감소하였고, 은행나무잎에서는 703.1

**Table 2.** Analytical conditions of GC-MS for PAHs determination

GC	HP 6890
Detector	HP Mass Selective Detector 5973
Electron energy	70 eV
Injector	Splitless
Sample injection volume	1 $\mu$ L
Carrier Gas	He 1 mL/min
Column	HP-5MS
Temperature Programme	HP Crosslinked HP ME Sixoxane 30 m $\times$ 0.25 mm $\times$ 0.25 $\mu$ m Film thickness 60 $^{\circ}$ C for 1 min 20 $^{\circ}$ C/min to 130 $^{\circ}$ C 4 $^{\circ}$ C/min to 300 $^{\circ}$ C with a final hold of 15 min
Ionization mode	EI
Detection mode	SIM
Total Run Time	62 min
Injector Temperature	300 $^{\circ}$ C

**Fig. 1.** Total PAHs concentrations (a) and concentrations distribution (b) of pine needles and Ginkgo tree leaves.

(ng/g dry)이 280.3(ng/g dry)으로 감소하여 총농도가 매년 평균적으로 소나무잎에서는 7.9%, 은행나무잎에서는 5.5%씩 감소하였다. 환경부에서 운영하는 전국의 31개 유해대기측정망에서 측정한 2006년과 2008년도 대기 중 PAHs(BaA, Chry, BbF, BkF, BaP, DahA, Ind123 등 7개 성분)의 연간 평균 총농도는 지역에 따라 차이가 있긴 하지만 전국적으로 연평균 5.4%씩 감소하여 우리나라에서 PAHs 농도는 대체로 감소하는 추세를 알 수 있었다.<sup>2,3)</sup> PAHs는 주로 화석연료의 불완전 연소에 의하여 생성되는데, 1999년부터 2008년까지 우리나라의 에너지 소모량은 매년 평균 3.1%씩 증가하였다.<sup>27)</sup> 그럼에도 불구하고 대기 중 PAHs 농도는 감소하고 있는데 이것은 연소기기의 발달로 연소효율이 꾸준히 증가하고 개선되고 있기 때문으로 생각된다.

### 3.3. PAHs 배출원 추정

토양, 대기, 수계와 나뭇잎 등 환경시료 중에 존재하는 PAHs나 POPs의 발생원을 알아보기 위한 방법에는 수용모델 등 몇 가지 방법이 있으나 농도분포 또는 특정성분의 농도비를 비교하는 간단한 방법도 사용되고 있다.<sup>28-30)</sup> 이번 연구에서는 나뭇잎 중 PAHs 성분 간의 농도비를 계산하여 정성적인 배출원을 파악하였다. Table 4는 배출원별 각 PAHs의 성분비와 나뭇잎에 침착된 PAHs의 성분비를 나타낸 것이다. Table 4에서 보듯이 나뭇잎 중 Flt/(Flt+Pry), Ind/(Ind+BghiP)와 BghiP/BaP 값이 자동차와 산업체에서 배출되는 성분비 범위에 속하므로 안정지역 나뭇잎에 침착된 대기 중 PAHs는 주로 자동차와 산업체에서 배출되었음을 알 수 있었다. 소나무 잎은 6월, 은행잎은 5월에 새순이 나오며 시료채취 시기는 10월 17일이었기 때문에 나뭇잎을

**Table 3.** Comparison of PAHs concentrations of pine needles and Ginkgo tree leaves between 1998 and 2009

Name	1998 (ng/g dry)		2009 (ng/g dry)		Annular decreasing rate (%)	
	Pine	Ginko	Pine	Ginko	Pine	Ginko
Phen	91.5	77.0	18.0	45.6	7.3	3.7
Ant	5.0	5.3	0.3	1.5	8.5	6.6
Flt	58.2	124.7	7.2	77.5	8.0	3.4
Pyr	67.7	152.1	3.1	51.9	8.7	6.0
BaA	16.3	60.5	0.8	6.5	8.6	8.1
Chry	41.4	153.1	9.3	70.1	7.1	4.9
BbF	24.5	59.2	2.3	7.4	8.2	8.0
BkF	18.9	47.8	2.3	10.4	8.0	7.1
BaP	10.5	8.2	0.6	1.7	8.6	7.2
DahA	1.7	1.1	0.1	0.1	8.6	8.0
BghiP	3.3	7.1	2.41	6.8	2.4	0.4
Ind123	7.7	7.0	0.5	0.8	8.5	8.0
Sum or mean	346.7 (sum)	703.1 (sum)	46.8 (sum)	280.3 (sum)	7.9 (mean)	5.5 (mean)

**Table 4.** Reference isomer ratios of selected PAHs from previous studies and pine needles and Ginkgo tree leaves

Sources	Traffic sources		Combustion	Other industrial	This study	
	Diesel	Gasoline	Oil Wood		Pine	Ginko
Flt/(Flt + Prys)	0.38 <sup>31)</sup> , <b>0.60-0.70</b> <sup>34)</sup> 0.41 ± 0.10 <sup>36)</sup> , 0.26-0.46 <sup>36)</sup>		0.62 <sup>31)</sup>	0.32-0.45 <sup>38)</sup>	0.70	0.60
BaA/Chry	0.53 ± 0.06 <sup>36)</sup> , 0.76-1.13 <sup>36)</sup>		0.79 ± 0.13 <sup>36)</sup>	0.60 ± 0.06 <sup>38)</sup> 0.61-1.50 <sup>38)</sup>	0.09	0.09
BaA/(BaA + Chry)	0.38-0.64 <sup>34)</sup> 0.43-0.53 <sup>h)</sup>		0.32 <sup>31)</sup> 0.5 <sup>32)</sup>	0.38-0.60 <sup>38)</sup>	0.08	0.08
BghiP/BaP	1.16 <sup>31)</sup> , 1.2-2.2 <sup>32)</sup> <b>1.65-4.12</b> <sup>38)</sup>		1.72 <sup>31)</sup> , 2.5-3.3 <sup>32)</sup> 0.4 <sup>31)</sup>	<b>1.69-8.63</b> <sup>31)</sup> 1.27-2.79 <sup>38)</sup>	0.81	4.08
Ind/(Ind + BghiP)	<b>0.32 ± 0.22</b> <sup>37)</sup> , 0.27-0.46 <sup>38)</sup> 0.35-0.70 <sup>32)</sup> , <b>0.21-0.22</b> <sup>33)</sup>		0.82 <sup>31)</sup> >0.5 <sup>35)</sup>	0.21-0.46 <sup>38)</sup>	0.20	0.11

채취하기까지 난방기간은 길지 않아서 자동차 배출원의 영향이 크게 나타났으며, 안성지역에는 몇 개의 공단이 산재해 있기 때문에 산업체의 영향도 받은 것으로 생각된다. 그러나 1998년 자료에서는 2009년처럼 공단이 들어 서기 전이라서 자동차가 주 배출원이었다. 박찬구 등<sup>29)</sup>은 수용모델을 이용하여 서울지역의 대기 중 PAHs 기여도를 추정한 결과 자동차의 기여도가 64%, 화석연료 연소에 의한 기여도가 17%, 그리고 소각에 의한 기여도가 약 1%라고 하여 이 사실을 뒷받침하였다.

중 PAHs의 passive sampler로 많이 이용되고 있는 소나무잎과 은행나무잎에 침착된 PAHs 농도를 측정하여 PAHs 감소량을 계산하고 발생원을 추정하였다. 은행나무잎에 침착된 PAHs 농도(287.5 ng/g dry)가 소나무잎 농도(52.4 ng/g dry)에 비하여 5.5배 높았다. 또 나뭇잎에 침착된 PAHs 농도는 1998년부터 2009년까지 11년 동안 연평균 5.5(은행나무잎)~7.9(소나무잎) %씩 감소하였고 성분비에 의한 발생원 추정결과 PAHs의 주배출원은 자동차와 산업체이었음이 판명되었다.

**4. 결 론**

**참고문헌**

2009년 10월 도농복합지역인 경기도 안성에서 대기

1. J. Jacob, *Pure Appl. Chem.*, **1996**, 68, 301-308.

2. 환경부, **2007**, *대기환경연보*, pp 91-93.
3. 환경부, **2009**, *대기환경연보*, pp 97-98.
4. B.D. Eitzer and R.A. Hites, *Environ Sci Technol.*, **1989**, 23(11), 1396-1401.
5. 천만영, *대한환경공학회지*, **1998**, 20(10), 1377-1383.
6. 심일용, 여현구, 최민규, 김태욱, 천만영, *대한환경공학회*, **2002**, 24(12), 2227-2237.
7. 최성득, 장윤석, *한국대기환경학회지*, **2005**, 21(5), 481-494.
8. 천만영, *대한환경공학회지*, **2001**, 23(6), 921-930.
9. 천만영, *대한환경공학회지*, **2005**, 27(6), 599-605.
10. 천만영, *한국환경독성학회지*, **2008**, 23(3), 213-220.
11. J.R. Aboal J.A. Fernandez and A. Carballeira, *Environmental Pollution*, **2001**, 115(2), 313-316.
12. A.D. Guardo, S. Zaccara, B. Cerabolini, M. Acciarri, G. Terzaghi and D. Calamari, *Chemosphere*, **2003**, 52(5), 789-797.
13. N. Hanari, Y. Horii, T. Okazawa, J. Falandysz, I. Bochentini, A. Orlikowska, T. Puzyn, B. Wyrzykowska and N. Yamashita, *J. Environ. Monit.*, **1999**, 6, 305-312.
14. H. Kylin, A. Hellstrom, E. Nordstrand and A. Zaid, *Chemosphere*, **2003**, 51(8), 669-675.
15. W.A. Leed, E.S. Steinnes and K.C. Jones, *Environ. Sci. Technol.*, **1996**, 30(2), 524-530.
16. M. Meredith and R.A. Hites, *Environ. Sci. Technol.*, **1987**, 21(7), 709-712.
17. D.C.G. Mulr, M.D. Segstro, P.M. Welbourn, D. Toom, S.J. Eisenreich, C.R. Macdonald and D.M. Whelpdale, *Environ. Sci. Technol.*, **1993**, 27(6), 1201-1210.
18. G. Ok, S.H. Ji, S.J. Kim, Y.K. Kim, J.H. Park, Y.S. Kim and Y.H. Han, *Chemosphere*, **2002**, 46, 1351-1357.
19. W.M.J. Strachan, G. Eriksson, H. Kylin and S. Jensen, *Environmental Toxicology and Chemistry*, **1994**, 13(3), 443-451.
20. J.F. Müller, M.W. Hawker and D.W. Connell, *Chemosphere*, **1994**, 29(4), 623-640.
21. 여현구, 최민규, 천만영, 김태욱, 선우영, *한국대기환경학회지*, **2002**, 218(4), 65-274.
22. P. Tremolada, V. Burnett, D. Calamari and K.C. Jones, *Environ. Sci. Technol.*, **1996**, 30(12), 3570-3577.
23. H.M. Hwang, T.L. Wade and J.L. Sericano, *Atmos. Environ.*, **2003**, 37, 2259-2267.
24. D. Nakajima, Y. Yoshida, J. Suzuki and S. Suzuki, *Chemosphere*, **1995**, 30(3), 409-418.
25. D. Mackay, W.Y. W.Y. Shiu and M.A. Ma, **1997**, *Illustrated Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals*, 1st ed., vol. II, pp 250-301, Lewis Publishers, U.S.A.
26. 유시균, 김태욱, 천만영, *한국환경농학회지*, **1999**, 18(2), 116-121.
27. 환경부, **2009**, *환경통계연감*, pp 44-45.
28. 박찬구, 윤중섭, 김만영, 손종열, 모세영, *한국대기환경학회지*, **2004**, 20(3), 331-343.
29. 박찬구, 윤중섭, 어수미, 신정식, 김만영, 손종열, 모세영, *한국대기환경학회지*, **2006**, 22(3), 287-295.
30. H.S. Kim, J.G. Kim and K.S. Kim, *Korean Society of Environmental Engineers*, **2007**, 12(3), 118-127.
31. E. Manoli, A. Kouras and C. Samara, *Chemosphere*, **2004**, 56, 867-878.
32. W.F. Rogge, L.M. Hildemann, M.A. Mazurek, G.R. Cass and B.R.T. Simoneit, *Environ. Sci. Technol.*, **1993**, 27, 636-651.
33. N.R. Khalili, P.A. Scheff and T.M. Holsen, *Atmos. Environ.*, **1995**, 33, 4977-4986.
34. M.A. Sicre, J.C. Marty, A. Saliot, X. Aparicio, J. Grilmat and J. Albaiges, *Atmos. Environ.*, **1987**, 21, 2247-2259.
35. M.B. Yunker, R.W. Macdonald, R. Vingarzan, R.H. Mitchell, D. Goyette and S. Sylvestre, S. *Organic Geochemistry*, **2002**, 33, 489-515.
36. R.M. Dickhut, E.A. Canuel, K.E. Gustafson, K. Liu, K.M. Arzayus, S.E. Walker, G. Edgecombe, M.O. Gaylor and E.H. Macdonald, *Environ Sci Technol.*, **2000**, 36, 4635-4640.
37. I.G. Kavouras, J. Lawrence, P. Koutrakis, E.G. Stephanou and P. Oyola, *Atmos. Environ.*, **1999**, 33, 4977-4986.
38. M. Muendo, Y. Hanai, Y. Kameda and S. Masunaga, *Environmental Forensics*, **2006**, 7, 147-157.