

## 시골과 도시지역의 소나무잎과 토양에 침착된 PAHs 특성

천만영<sup>†</sup>

환경대학교 환경공학과

### Characteristics of PAHs Deposited on Pine Needles and Soil at Rural and Urban Area

Man Young Chun<sup>†</sup>

Department of Environmental Engineering, Hankyung National University, Ansung 456-749, Korea

In this study, the characteristics of PAHs deposited on pine needles and soil, which were used as a passive sampler of atmospheric POPs, and collected at rural and urban areas were investigated. Concentrations of PAHs with lower molecular weights mainly gaseous state in atmosphere were high in pine needles, but those with higher molecular weight remain mainly particulate state in ambient air were low. However, PAHs of lower and higher molecular weights were high in soil; those of higher molecular weights were relatively higher. Correlation between PAHs concentrations in pine needle and those in soil at rural and urban areas were high ( $R^2=0.9743$ ,  $p<0.001$  and  $R^2=0.7998$ ,  $p<0.001$  respectively). But correlation between PAHs concentrations of pine needles and soil at rural or urban area were low. Therefore young pine needles is better as a passive sampler of atmospheric PAHs for short monitoring period, but soil is better for long monitoring period.

**Key words** : PAHs, Pine needles, Soil, Passive sampler

#### 1. 서 론

다이옥신/퓨란(PCDD/Fs), PCBs, 유기염소계 살충제(OPCs) 및 다환방향족 탄화수소(PAHs) 등 잔류성 유기오염물질(POP)은 대기를 통하여 장거리 이동되어 식물, 토양, 수계에 건식 및 습식 침착된다. 식물, 토양, 수계에 침착된 POPs는 기온이 높아지면 대기 중으로 재회발 되고 기온이 낮아지면 다시 대기에서 식물, 토양, 수계로 침착되어 평형을 유지하게 된다. 그러므로 대기 중 POPs 농도를 아는 것은 POPs의 환경 중에서의 순환을 이해하는데 대단히 중요하다.<sup>1,2,3)</sup>

대기 중의 POPs 농도를 측정하기 위해서는 일반적으로 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 장

소에서 동시에 시료를 채취하거나 전원이 공급되지 않는 시골이나 외딴지역에서 대기시료를 채취할 경우에 passive sampler는 아주 편리한 도구이다. 대기 중 POPs의 passive sampler로 이용되는 것에는 나뭇잎, 나무껍질, 이끼 및 토양 등이 있다. 그 중에서도 소나무잎은 세계의 많은 지역에서 자생하고 있어 시료의 채취가 용이하고, 다른 수종보다 잎의 상피(cuticle)에 왁스(wax)가 많아서 친유성인 POPs의 침착이 쉽다. 또 잎의 특성상 대기 중 POPs가 잎에 누적 침착되므로 장기간의 대기 중 POPs 농도변화에 대한 정보를 얻을 수 있고, 상록수로서 겨울에도 시료채취가 가능하므로 나뭇잎 중에서도 passive sampler로 가장 많이 이용되고 있다.<sup>3-16)</sup> 토양 또한 언제, 어디에서나 시료 채취가 가능하고 유기물 함량이 많아 대기 중 POPs가 누적 침착되므로 passive sampler로의 사용이 가능하다.<sup>16-21)</sup> 그러나 소나무잎은 생존기간이 보통 2~4년이므로 대

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

E-mail: mychun@hknu.ac.kr

기 중 POPs가 침착될 수 있는 기간이 토양보다 상대적으로 짧다. 또 대기 중 POPs가 소나무잎과 토양에 침착되고 재취발 되는 메카니즘과 분해되는 메카니즘도 서로 다른 부분이 많다. 그러나 지금까지 많은 연구자들은 대기 중 POPs가 소나무잎과 토양에 침착되는 메카니즘의 차이점을 간과하고 단순히 지역별로 시료를 채취하여 비교분석하는 연구를 진행한 경우가 대부분이었다.<sup>5-21)</sup>

본 연구는 16 종의 PAHs를 대상으로 PAHs 오염도가 서로 다른 도시와 시골지역에서 소나무잎과 토양을 동시에 채취하여 이들에 침착된 PAHs 특성을 밝힘으로서 소나무잎과 토양을 대기 중 PAHs의 passive sampler로 사용 시 차이점에 대하여 규명하였다.

## 2. 재료 및 방법

### 2.1. 시약

정제용 내부표준물질(internal surrogate standard; naphthalene-d8, acenaphthene-d10, anthracene-d10, chrysene-d12, perylene-d12)와 첨가용 내부표준물질(recovery surrogate standard; 4,4-dibromo-octafluorobiphenyl)는 Supelco(Bellefonte, PA, USA)에서 구매하여 사용하였고 용매인 dichloromethane(DCM), acetone 및 n-hexane은 HPLC grade(J.T. Baker)를 사용하였으며 n-hexane은 증류하여 사용하였다.

$\text{Na}_2\text{SO}_4$ (anhydrous granular, Shinyo pure chemical),  $\text{SiO}_2$ (70~230 mesh ASTM, Merck)와  $\text{Al}_2\text{O}_3$ (Neutral grade 1, BDH)는 칼럼에 넣어 250°C 전기로에서 약 12시간 baking한 후 사용하였다. GPC column에 사용된 Bio-beads는 Bio Rad사의 S-X3, 40~80  $\mu\text{m}$ 를 사용하였으며, 분석에 사용된 PAHs calibration standard는 Supelco의 16가지 PAHs 혼합물(EPA 610 PAHs mix)을 사용하였으며, Table 1에 PAHs의 종류, 약어 및 물리·화학적 특성을 기술하였다.

### 2.2. 시료채취

소나무잎과 토양 시료는 도시지역(인구 40만인 평택시의 6차선 간선도로 옆)과 시골지역(수도권의 배경지역인 경기도 안성과 충남 진천군의 경제지역으로 안성에서 약 15 km 떨어진 지역)에서 채취하였다.

소나무잎은 2년생을 동절기(2008년 1월 30일)에 채취하였다. 시료는 통풍이 잘되는 반경 5 m 이내에

서 자라는 동일 수종의 3 그루의 소나무(*Pinus koraiensis*)에서, 모든 방향에서 자라는 소나무잎을 골고루 채취하였고, 강우 시 지표면에서 튀어 오르는 토양의 영향을 배제하기 위하여 지상 1.5~1.8 m에서 자라는 소나무잎만 채취하였다. 채취한 시료는 알루미늄 호일에 싸서 PE 지퍼백에 넣어 밀봉한 후 아이스박스에 담아 실험실로 운반하였으며, 분석 시까지 -20°C 냉동고에 보관하였다. 토양시료는 소나무잎을 채취한 곳에서 동시에 채취하였고, 지표 5 cm 정도의 깊이에서 약 20 지점을 선정하여 골고루 채취하였다. 채취한 시료는 유리병에 넣어 알루미늄 호일로 밀봉하고 아이스박스에 담아 실험실로 운반하였으며, 분석 시까지 -20°C 냉동고에 보관하였다.

### 2.3. 추출 및 건조

소나무잎을 약 2 cm 정도로 잘라 50 mL vial에 넣고 정제용 내부표준물질을 주입하고 DCM 50 mL로 초음파 추출기에서 1시간 추출한 다음 추출액을 round bottom flask로 옮기고 다시 DCM 50 mL로 1시간 더 추출하여 추출액을 합하여 시료로 사용하였다. 건조로 무게는 습시료 약 5 g을 95°C 오븐에서 15시간 이상 건조시킨 후 전후 무게차로 측정하였다.

토양시료는 후-드에서 하루 동안 자연 건조시킨 다음 체눈 약 1 mm의 스테인레스 체로 쳐서 굵은 토양입자, 식물뿌리와 잎 등 이물질을 제거한 다음 습시료 약 5 g과 무수황산나트륨 약 10 g을 비커에 넣고 정제용 내부표준물질을 주입하여 완전히 혼합한 다음 glass thimble에 넣고 DCM 200 mL로 속슬렛 추출장치에서 약 24시간 추출하였다. 토양 중 수분의 양은 토양 약 5 g을 95°C 오븐에서 약 15시간 건조시킨 후 전후 무게의 차이로 구하였다.

### 2.4. 정제

PAHs에 대한 전처리 및 분석법은 참고문헌<sup>30)</sup>에 상세하게 기술되어 있으나 간략하게 정리하면 아래와 같다.

#### 2.4.1. Silica-alumina column

시료에서 추출한 PAHs 추출액을 회전증발 농축기에서 약 2~3 mL까지 농축한 다음 시료 중 불순물은 silica-alumina column으로 정제하였다. 정제에 사용된 column은 내경 11 mm, 길이 230 mm인 glass column에 밑에서부터  $\text{Al}_2\text{O}_3$  2.5 g,  $\text{SiO}_2$  1.5 g, 무수

**Table 1.** Nomenclatures and physicochemical properties of 16 PAHs analysed in this study<sup>23)</sup>

Nomenclature (IUPAC)	Abbreviation	Formular	Molecular weight	Vapor pressure (Pa at 25 °C)	logK <sub>oa</sub> (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 are not reported

Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 약 2 g을 차례로 넣고 250 °C 전기로에서 12 시간 이상 baking한 후 실온에서 냉방하여 제조하였다. 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 농

축한 다음 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.

#### 2.5. 분석

GPC column으로 용출한 PAHs fraction을 회전증발 농축기에서 약 1~2 mL까지 농축한 다음 10 mL vial에 정량적으로 옮기고 keeper로서 n-nonane 60 µL를 가한 후 hot plate 위에서 질소로 천천히 약 50 µL까지 농축하여 GC-MS로 분석하였으며, Table 2에 GC-MS의 PAHs 분석조건을 기술하였다.

**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, 300 °C
Sample injection volume	1 µL
Carrier Gas	He 1 mL/min
Column	HP-5MS
Temperature Programme	HP Crosslinked HP ME Sioxane 30 m×0.25 mm×0.25 µm Film thickness 60 °C for 1 min 20 °C/min to 130 °C 4 °C/min to 300 °C with a final hold of 15 min
Ionization mode	EI
Detection mode	SIM

### 2.6. QA/QC

PAHs의 정량 시 크로마토그램의 높이가 노이즈의 3 배 이상인 것만 정량에 포함시켰으며, 정제용 내부표준 물질로 사용된 5종의 deuterated PAHs를 이용하여 모든 전처리 과정에 대한 회수율을 평가한 결과 회수율은 소나무잎은 42.5~105.1%, 변이계수(coefficient of variation)는 5.3~14.8%였으며 분자량이 작을수록 회수율은 낮고 변이계수는 컸다. 시료마다 두 개의 시료(duplicate)를 만들어 분석하였는데, 두 시료 간 변이계수는 2.1~32.9%였으며, naphthalene은 회수율도 낮고(42.5%) 공시료(blank)의 피크가 너무 커서 계산에서 제외시켰다.

## 3. 결과 및 고찰

### 3.1. 소나무잎 중 PAHs 농도

Fig. 1은 시골지역과 도시지역의 소나무잎에 침착된 PAHs의 농도를 나타낸 것이다. 시골지역의 소나무잎 중 총 PAHs 농도는 평균 7.8 ng/g d.w.이었고 도시지역은 총 17.6 ng/g d.w.으로 도시지역이 시골지역보다 2.2배 더 높았다.

Fig. 2는 두 지역의 소나무잎 중 16 PAHs 농도 간 회귀직선을 나타낸 것으로 회귀직선의 결정계수( $R^2$ )가 0.9743( $p < 0.001$ )으로 커서 시골지역과 도시지역의 대기 중 PAHs는 동일한 발생원에서 배출된 PAHs에 의하여 오염된 것으로 판단되며, 도시의 오염된 공기가 시골지역으로 장거리 이동되어 나타난 현상으로 생각된다.

Fig. 3은 시골지역과 도시지역 소나무잎에 침착된 16 PAHs 농도비(도시지역/시골지역)를 나타낸 것으로 도시지역이 시골지역보다 평균 2.2배(1.2~4.9) 더 높았으며,

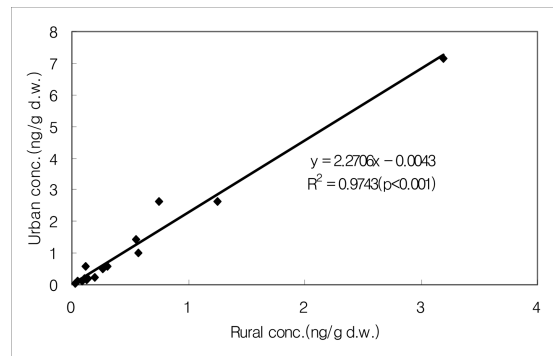


Fig. 2. Correlation of 16 PAHs concentrations in pine needles between rural and urban.

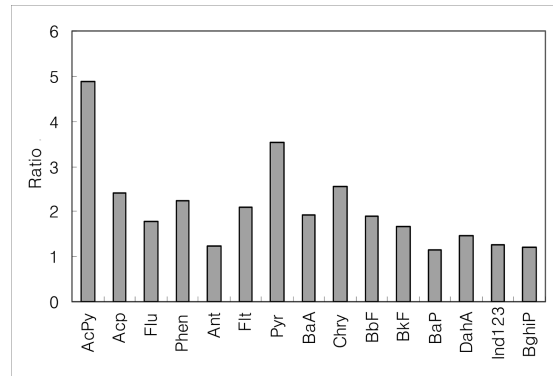


Fig. 3. PAHs concentration ratio at Urban to rural in pine needles.

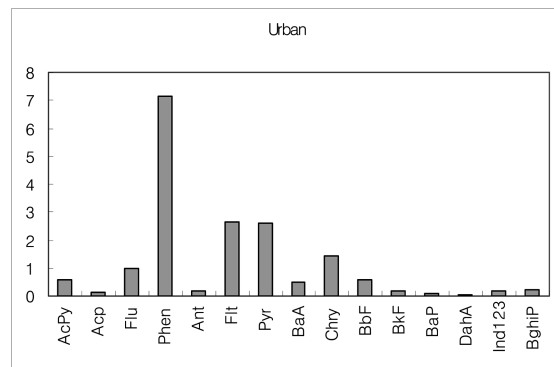
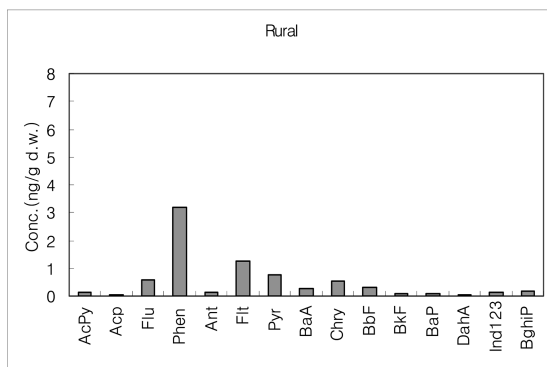


Fig. 1. PAHs concentrations in pine needles at rural and urban.

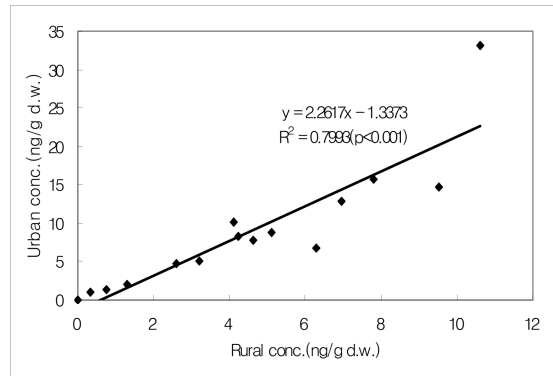
며, 저분자량 PAHs일수록 농도비가 더 컸다. 이것은 도시지역이 시골지역보다 대기 중 PAHs 농도가 높으며, 대기 중 PAHs가 소나무잎에 침착되는 주경로는 건식가스상 침착인데 저분자 PAHs는 대기 중에서 주로 가스상으로 존재하여 소나무잎에 누적침착이 되지만 고분자 PAHs는 주로 입자상으로 존재하며 입자상은 소

나무잎에 누적침착이 거의 일어나지 않기 때문에 생각된다<sup>22,24,25,26</sup>.

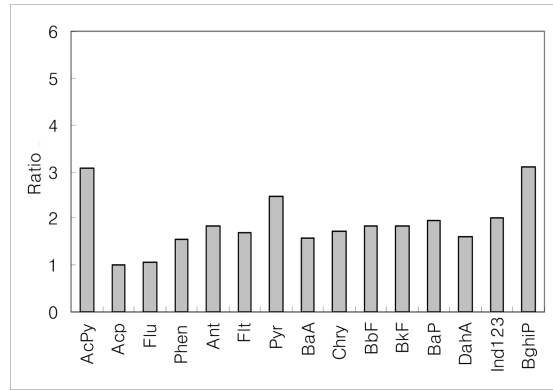
**3.2. 토양 중 PAHs 농도**

Fig. 4는 시골지역과 도시지역의 토양 중 16 PAHs의 농도를 나타낸 것으로 시골지역의 총농도는 67.5 ng/g d.w.이었고 도시지역은 132.5 ng/g d.w.로 도시지역이 시골지역보다 농도가 높았다.

Fig. 5는 시골지역과 도시지역의 토양 중 PAHs 농도의 회귀직선을 나타낸 것으로 결정계수( $R^2$ ) 값이 0.7998( $p < 0.001$ )으로 큰 상관성을 보였지만 시골지역과 도시지역의 소나무잎 중 PAHs 농도에서 보인 상관성보다는 낮은 값을 보였다. Fig. 6은 시골지역과 도시지역 토양에 침착된 PAHs 농도비를 나타낸 것으로 도시지역이 시골지역보다 평균 1.9배(1.0~3.1) 더 높았으며, 소나무잎과는 달리 고분자 PAHs일수록 값이 증가하는 경향을 보였다. 대기 중에서 PAHs는 분자량이 클수록 입자상 분율이 높고 가스상 분율은 낮다<sup>24</sup>. 그런데 PAHs는 장거리 이동하면서 식물, 토양, 수계에 건식 및 습식 침착되고 기온이 높아지면 침착된 PAHs는 이들 환경매체로부터 다시 휘발되어 대기 중으로 유입되는데 분자량이 클수록 증기압이 낮고 옥탄올-공기 분배계수( $K_{oa}$ )가 커서 재휘발율은 낮다<sup>23</sup>. 그러므로 도시지역의 오염된 공기가 시골지역으로 장거리 이동할 경우, 가스상 PAHs는 나뭇잎, 토양 및 수계에 침착되었다가 재휘발 되기 쉽지만 주로 입자상으로 존재하는 고분자 PAHs는 저분자 PAHs에 비하여 휘발되기가 상대적으로 어렵다<sup>27</sup>. 이러한 이유로 도시로부터 오염된 공기가 장거리 이동하는 경우 가스상 PAHs보다 입자상 PAHs의 제거율이 더 높아져 시골과 도시지역의 대기 중 입자상 분율이 큰 PAHs의 대기 중 농도는 상당한

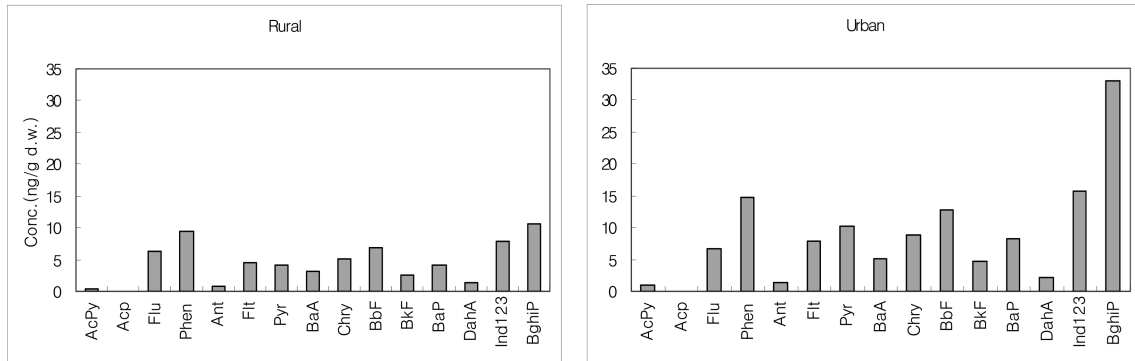


**Fig. 5.** Correlation of 16 PAHs concentrations in soil between rural and urban.



**Fig. 6.** PAHs concentration ratio of Urban soil to rural.

차이를 보이게 될 것이다. 이것이 시골지역이 도시지역보다 토양 중 고분자 PAHs 농도가 낮은 이유이며, 시골과 도시지역간 회귀직선의 상관성도 소나무잎에서 보다 더 낮은 원인으로 판단된다.



**Fig. 4.** PAHs concentrations of rural and urban soil samples.

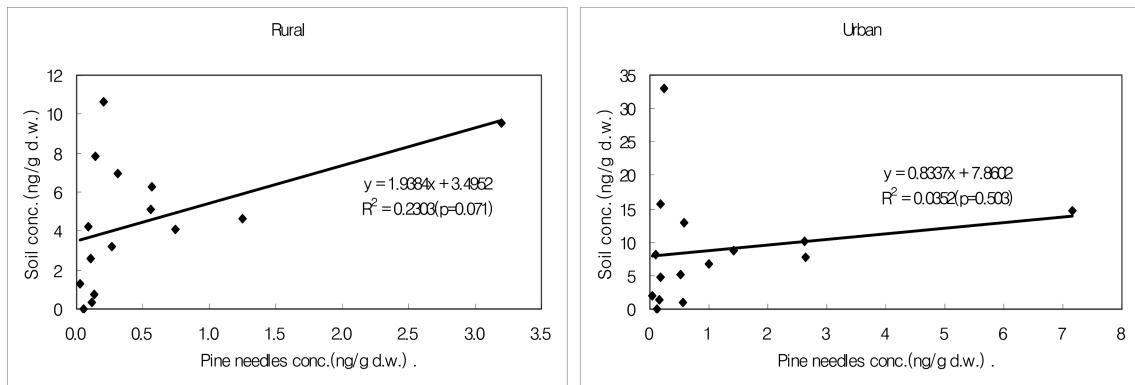


Fig. 7. Correlation between 16 PAHs concentrations in soil and pine needles at rural and urban.

### 3.3. 소나무잎과 토양 중 PAHs 농도의 상관성

Fig. 7은 시골지역과 도시지역의 소나무잎과 토양에 흡착된 PAHs의 농도 간 회귀직선을 나타낸 것으로 결정계수가 각각 0.2303(p=0.071)과 0.0352(p=0.503)로 상관성이 나타나지 않았다. 대기 중 PAHs가 소나무잎에 침착되는 주경로는 건식가스상 침착인데 저분자 PAHs는 대기 중에서 주로 가스상으로 존재하여 소나무잎에 누적침착이 되지만 고분자 PAHs는 주로 입자상으로 존재하며 입자상은 소나무잎에는 누적침착이 거의 일어나지 않는다<sup>25,26</sup>. 그러나 토양에는 대기 중 가스상 PAHs 뿐만 아니라 입자상 PAHs도 누적침착이 일어난다<sup>26</sup>. 또 소나무잎 중 PAHs는 대기 중 PAHs와 마찬가지로 자외선에 의하여 광화학적으로 제거가 되지만 토양 중 PAHs는 지표면에서는 자외선에 의하여, 토양 내에서는 미생물에 의하여 분해가 일어난다. 이와 같이 대기 중 PAHs는 소나무잎과 토양에 침착되는 메카니즘과 제거되는 메카니즘이 서로 상이하기 때문에 두 시료 사이에는 상관성이 나타나지 않는 것으로 판단된다<sup>28,29</sup>.

위에서 살펴 본 바와 같이 대기 중 POPs의 passive sampler로 많이 이용되고 있는 소나무잎과 토양은 대기 중 PAHs가 침착되는 메카니즘과 제거되는 메카니즘이 서로 상이하여 두 시료의 PAHs 농도 사이에는 상관성이 보이지 않았다. 대기 중 PAHs가 소나무잎에 침착될 때에 가스상은 누적침착이 일어나지만 입자상은 누적침착이 거의 일어나지 않으므로 단기간의 대기 중 PAHs 농도를 모니터링할 경우에는 어린 소나무잎을 passive sampler로 사용하는 것이 좋다고 판단된다. 그러나 토양 중에는 대기 중 가스상 PAHs와 입자상 PAHs 모두가 누적침착이 일어나므로 장기간의 대

기 중 PAHs를 모니터링 할 경우에는 토양을 passive sampler로 이용하는 것이 더 합당할 것으로 생각된다. 그러나 소나무잎이나 토양 등 passive sampler는 대기 중 PAHs의 침적기간, 침적량 및 분해량 등을 계산하기는 어려워 대기 중의 PAHs의 정량적인 농도를 계산하기 보다는 각 지역의 농도를 단순 비교하는 경우에만 사용이 가능하다.

## 4. 결 론

시골과 도시지역의 대기 중 PAHs가 소나무잎과 토양에 침착되는 특성을 밝혀 이들을 대기 중 PAHs의 passive sampler로 사용 시 차이점에 대하여 연구하였다.

- 1) 소나무잎에는 대기 중에서 주로 가스상 분율이 높은 저분자 PAHs 농도가 높았고, 주로 입자상으로 존재하는 고분자 PAHs 농도는 낮았다.
- 2) 토양 중에는 저분자 PAHs 농도와 고분자 PAHs 농도가 모두 높았지만 고분자 PAHs 농도가 더 높았다.
- 3) 시골과 도시지역의 소나무잎 중 PAHs 농도와 두 지역의 토양 중 PAHs 농도 사이에는 큰 상관성이 있었다. 그러나 두 지역 모두 소나무잎과 토양 중 PAHs 농도 사이에는 상관성이 나타나지 않았다.
- 4) 단기간의 대기 중 PAHs 농도를 모니터링 할 경우에는 어린 소나무잎이 passive sampler로 더 유리하고, 장기간의 대기 중 PAHs 농도를 모니터링 할 경우에는 토양을 passive sampler로 이용하는 것이 더 좋을 것으로 판단된다.

## 참고문헌

1. B.D. Eitzer and R.A. Hites *Environ. Sci. Technol.*, **1989(a)**, 23(11), 1389-1395.
2. B.D. Eitzer and R.A. Hites, *Environ. Sci. Technol.*, **1989(b)**, 23(11), 1396-1401.
3. A. Hassanin, R.G.M. Lee, E. Steinnes and K.C. Jones, *Environ. Sci. Technol.*, **2005**, 39(13), 4784-4792.
4. 천만영, 김태욱, 한국환경농학회지, **1998(a)**, 17(2), 11-15.
5. 천만영, 대한환경공학회, **1998(b)**, 20(10), 1377-1383.
6. M. Meredith and R.A. Hites, *Environ. Sci. Technol.*, **1987**, 21(7), 709-712.
7. E. Bacci, M.J. Cerejeira, C. Gaggi, G. Chemello, D. Calamari and M. Vighi, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **1992**, 48(3), 401-408.
8. 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.
9. W.M.J. Strachan, G. Eriksson, H. Kylin and S. Jensen, *Environmental Toxicology and Chemistry*, **1994**, 13(3), 443-451.
10. W.A. Leed, E.S. Steinnes and K.C. Jones, *Environ. Sci. Technol.*, **1996**, 30(2), 524-530.
11. 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.
12. J.R. Aboal, J.A. Fernandez and A. Carballeira, *Environmental Pollution*, **2001**, 115(2), 313-316.
13. G. Ok, S.H. Ji, S.J. Kim, Y.K. Kim, J.H. Park, Y.S. Kim and Y.H. Han, *Chemosphere*, **2002**, 46(9-10), 1351-1357.
14. A.D. Guardo, S. Zaccara, B. Cerabolini, M. Acciarri, G. erzaghi and D. Calamari, *Chemosphere*, **2003**, 52(5), 789-797.
15. H. Kylin, A. Hellstrom, E. Nordstrand and A. Zaid, *Chemosphere*, **2003**, 51(8), 669-675.
16. S. Safe, K.W. Brown, K.C. Donnelly, C.S. Anderson, K.V. Markiewicz, M.S. McLachlan, A. Reisch and O. Hutzinger, *Environ. Sci. Technol.*, **1992**, 26(2), 394-396.
17. B.H. Kim, S.J. Lee, S.J. Mun and Y.S. Chang, *Chemosphere*, **2005**, 58, 1589-1599.
18. M. Bakoglu, A. Karademir and E. Durmusoglu, *Chemosphere*, **2005**, 59, 1373-1385.
19. S. Caserini, S. Cernuschi, M. Giugliano, M. Grosso, G. Lonati and P. Mattaini, *Chemosphere*, **2004**, 54, 1279-1287.
20. P.S. Cheng, M.S. Hsu, E. Ma, U. Chou and Y.C. Ling, *Chemosphere*, **2003**, 52, 1389-1396.
21. M. Schuhmacher, S. Granero, J. Rivera, L. Muller, J.M. Llobet and J.L. Domingo, *Chemosphere*, **2005**, 40, 593-600.
22. K.W. Pausch, M.S. McLachlan and G. Umlauf, *Environ. Sci. Technol.*, **1995**, 29(4): 1090-1098.
23. D. Mackay, W.Y. Shiu and K.C. Ma, *Illustrated Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals, Volume II*, **1997**, 250-251, Lewis Publishers, U.S.A.
24. 백성욱, 최진수, 대기환경학회지, **1998**, 14(2), 117-131.
25. 천만영, 환경독성학회지, **2008**, 23(3), 213-220.
26. 천만영, 대한환경공학회, **2005**, 27(6), 599-605.
27. T. Gouin, D. Mackay, K.C. Jones, T. Harner and S.N. Meijer, *Environmental Pollution*, **2004**, 128, 139-148.
28. J.F. Niu, J.W. Chen, D. Martens, B. Henkelmann, X. Quan, F.L. Yang, H.K. Seidlitz and K.W. Schramm, *Science of the Total Environment*, **2004**, 322, 231-241.
29. B.J. Reid, K.C. Jones and K.T. Semple, *Environmental Pollution*, **2000**, 108, 103-112.
30. 김태욱, 천만영, 환경분석학회지, **2008**, 11(4), 261-267.