

## 서울 대기 중 PCBs의 온도 의존성

### Temperature Dependence of PCBs in Urban Area of Seoul City

여현구\* · 최민규 · 천만영<sup>1)</sup> · 김태욱<sup>1)</sup> · 선우영  
건국대학교 환경공학과, <sup>1)</sup>한경대학교 환경공학과  
(2002년 1월 24일 접수, 2002년 5월 29일 채택)

Hyun-Gu Yeo, Min-Kyu Choi, Man-Young Chun<sup>1)</sup>, Tae-Wook Kim<sup>1)</sup> and Young Sunwoo  
*Department of Environmental Engineering, Konkuk University*  
<sup>1)</sup>*Department of Environmental Engineering, National Hankyong University*

(Received 24 January 2002, accepted 29 May 2002)

#### Abstract

To investigate the relationships between the atmospheric concentrations of PCBs and temperature, quantity of both parameters was performed at an urban site in Korea from July 1999 to January 2000.

The strength of correlations between total PCB and temperature was found to be significant ( $r = 0.752$ ,  $p < 0.001$ ). It hence indicates that total PCB contents were affected sensitively by temperature change during the sampling period. The ratio of PCB homologs and Deca-CB (PCB 209) also behaved quite similarly to the change of temperature ( $r > 0.60$ ,  $p < 0.05$ ). This may be inferable with the progress of the gas/particle partitioning to the gas phase, especially for tri- and tetra-CBs. Because they have high vapor pressure, they generally exist in the gas phase.

The Clausius-Clapeyron equation was applied to the atmospheric PCB data, relating PCB partial vapor pressure to inverse temperature. This may essentially represent the temperature-controlled transition between condensed phase and atmospheric gas phase.

The slopes of the resulting plot with International Council for the Explanation of the Seas (ICES) congener ranged from  $-2810$  to  $-5887$ , with significantly steep slope and  $R^2$  ( $p < 0.005$ ). It was inferred that the PCB atmospheric concentration was also affected by change in the surrounding conditions such as soil, lakes and trees.

**Key words** : PCBs, Partial pressure, Temperature, Clausius-Clapeyron equation

#### 1. 서 론

PCBs (polychlorinated biphenyls, 이하 PCBs)는 내

\* Corresponding author  
Tel : 02-453-2706, E-mail : hgyeo@kkucc.konkuk.ac.kr

산성, 내알칼리성, 내가수분해성과 뛰어난 절연성 및 열적 안정성 때문에 1929년 공업적인 생산이 시작된 이래 강한 독성으로 생산이 중단된 1980년대 초반까지 전세계적으로 약 200만톤 이상이 생산되어 변압기, 축전기, 냉매, 열교환기 등에 사용되어 왔으며, 페인트, 잉크, 농약, 복사용지 제조 등에도 사용

되었다. 현재 PCBs를 생산하거나 사용하고 있지는 않지만 농약, 페인트, 화공약품 제조시 부산물로 생성될 뿐만 아니라 폐수처리 및 쓰레기 소각시 발생되어 환경중으로 방출되고 있다(1차 발생원) (Erickson, 1992; Hutzinger *et al.*, 1983). PCBs의 사용이 많던 과거에는 대기 중의 PCBs 농도가 높아 상대적으로 농도가 낮은 토양이나 물로 침착(deposition)되었지만 PCBs 생산이 중단된 이후부터는 대기 중의 PCBs 농도가 낮아져 오히려 토양이나 물에 침착되었던 PCBs가 대기로 방출되었다(2차 발생원). 그리고 현재는 대기 중 PCBs 농도와 토양과 물 간의 PCBs 농도가 서로 평형을 이루고 있다(Kilian and Kevin, 2000). PCBs 같은 반휘발성 유기화합물(Semivolatile organic compounds : 이하 SOCs)은 1차 발생원에서의 방출이 없어서 대기와 토양, 물 및 식물잎 간의 농도가 평형을 이루고 있을 경우 기온이 높으면 토양, 물 및 식물잎과 같은 2차 발생원(secondary sources)에서 대기로 SOCs가 재취발 되고 반대로 기온이 낮으면 대기에서 토양, 물 및 식물잎으로 흡착된다(여현구 등, 2001). 현재 1차 발생원에서 방출되는 PCBs 양은 적기 때문에 장거리 이동에 의하여 오염된 공기의 유입이 없다면 2차 발생원에서 PCBs의 재취발과 흡착이 대기 중 가스상 PCBs의 농도를 거의 좌우한다고 볼 수 있다. PCBs가 물, 토양, 식물잎, 퇴적물 및 대기 중 어떤 환경매체에 존재하느냐에 따라서 먹이 사슬을 통한 인체로의 유입양, 경로 및 분해 속도가 달라진다(Kilian and Kevin, 2000). 더구나 대기 중 PCBs는 기류에 의하여 장거리 이동을 하기 때문에 대기 중 PCBs 농도는 환경적으로도 큰 의미를 가진다. 이러한 이유로 물, 토양 및 퇴적물에 포함된 PCBs와 함께 대기 중 PCBs 농도도 큰 관심과 연구의 대상이 되고 있다(Hoff *et al.*, 1992a). 대기와 토양, 물 및 식물잎간 SOCs의 침착과 재취발로 인한 대기 중 SOCs의 농도는 기온과 대기 중 SOCs 농도(분압) 간의 관계를 나타낸 Clausius-Clayperon 식으로 해석이 가능하다(Honrathe *et al.*, 1997; Hornbuckle and Eisenreich, 1996; Hoff *et al.*, 1992b). 즉, Clausius-Clayperon 식은 대기 중 SOCs가 오염된 공기의 장거리 이동에 의한 것이 아니고 단지 기온이 높을 때는 토양, 물 및 식물잎 등 2차 발생원에서 재취발되고 기온이 낮을 때는 역으로 대기 중 SOCs가 토

양, 물 및 식물잎에 침착된다면 대기 중 SOCs의 농도(분압)는 기온에만 의존한다는 것을 의미한다. 그러므로 대기 중 SOCs 농도(분압)의 온도 의존성은 PCBs가 2차 발생원에서 재취발된 것인지 아니면 오염된 공기의 장거리 이동이나 국지적인 1차 발생원에 의한 것인지를 평가할 수 있는 중요한 지표로 사용된다(Harner *et al.*, 1995).

본 연구는 대도시인 서울 대기 중 PCBs 농도(분압)와 기온간의 관련성을 통하여 대기 중 PCBs가 장거리 이동이나 국지적인 1차 발생원 및 2차 발생원에 의하여 오염된 것인지를 파악하기 위해 수행되었다.

## 2. 실험 및 방법

본 연구는 서울시 광진구에 소재한 건국대학교에서 공과대학 옥상(지상 15m)에서 1999년 7월부터 2000년 1월까지 대기 중 PCBs를 채취하였다.

### 2.1 시료 채취

대기측정은 High-Volume PUFs 측정기(GA 30082-5211, Anderson사)를 이용하여 만든 PUF(polyurethane foam) 시료채취기로 입자상(Whatman  $\phi$ 47 mm glass fiber filter : 이하 GFF)과 가스상(PUF)을 동시에 채취하였다. 측정기간 중 강수와 강설의 영향을 최소화하기 위해 스테인레스로 제작된 보호상자에서 채취하였으며 전체 유량은 약 600 m<sup>3</sup>로 2주간 연속 측정하였다. 측정전 GFF는 450°C에서 12시간 이상 구워 유기물질을 제거하였으며 PUF는 디클로로메탄(DCM) 250 ml로 24시간 Soxhlet에서 추출한 후 진공건조기에서 용매를 완전히 제거하여 유리병에 밀봉하여 보관한 후 사용하였다. 채취한 시료는 다시 밀봉 유리병에 넣고 아이스박스에 보관하여 실험실까지 옮긴 후 -26°C 냉동고에 분석 전까지 보관하였다.

### 2.2 전처리 및 분석방법

시료의 추출은 GFF와 PUF를 동시에 Soxhlet에 넣고 헥산-디클로로메탄(9:1) 250 ml로 24시간 추출하였다. 시료의 회수율과 농도계산을 위하여 시료 채취 전 PUF에 PCBs isotope (PCB 28, 52, 101, 153,

**Table 1. GC/MSD operating parameters for PCBs analysis.**

Detector	MSD
Column	HP-5MS capillary column (5% diphenyl & 95% dimethylpolysiloxane) length 30 m 0.25 mm. film thickness 0.25 µm
Inlet	Splitless
Aux temp.	300°C
Injection volume	1 µl
Temp. program	150°C for 2 min. 30°C/min. to 170°C 4°C/min. to 200°C for 13 min. 4°C/min. to 268°C 70°C/min. to 320 for 4.09 min
Carrier gas	He (99.9999%)
Total run time	45 min.

138, 180 및 209)을 일정 농도로 희석하여 spike 하였다. 즉, 시료 채취 전 PUF에 spike한 PCB isotopes 은 시료의 채취시와 전처리시의 오차를 보정하는 단계에 사용하였다. 추출된 시료는 회전증발농축기에서 2~3 ml까지 농축한 후 실리카 칼럼 (silica column, 내경 9 mm)을 사용하여 방해물질을 제거하였다. 이 때 사용한 silica (SiO<sub>2</sub>, 70~230 mesh ASTM, Merck사)는 350°C에서 12시간 구운 3g을 사용하였으며 시료 중 수분을 제거하기 위하여 450°C에서 12시간 구운 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (anhydrous, Shinyo pure chemical사) 약간을 silica 상부에 넣었다. 실리카 칼럼에 시료를 넣기 전에 디클로로메탄과 헥산 각각 30 ml로 칼럼을 세척하였으며 헥산 (HPLC grade, 덕산약품) 15 ml, 헥산-디클로로메탄 (1:1) 11 ml 및 디클로로메탄 35 ml로 PCBs를 용출하였다 (Lancaster, 1995). 이 용출액을 합하여 회전증발농축기에서 약 2~3 ml까지 농축한 후 다시 Bio-bead (S-X3, 40~80 µm, Bio Rad사)를 충전한 GPC (Gel Permeation Chromatography) 칼럼 (내경 26 mm, 길이 460 mm)을 사용하여 시료를 정제하였다. GPC 칼럼은 헥산-디클로로메탄 (1:1)으로 용출하였는데 처음 200 ml는 방해물질이 들어 있으므로 버리고 PCBs 분석을 위하여 나중 230 ml의 용출액을 시료로 사용하였다. 이 용출액을 회전증발농축기를 이용하여 2~3 ml까지 농축한 다음 정량적으로 10 ml vial로 옮기고 여기에 keeper로서 도데칸 (dodecane) 50 µl, internal

standard로서 4, 4'-dibromooctafluorobiphenyl (4, 4'-DBOB) 50 µl를 spike한 다음 Hot plate 위에서 질소로 최종부피를 50 µl까지 증발시킨 후 gas chromatography-mass spectrometry (GC-MS)로 분석하였다 (표 1). 이때 GC/MSD는 EI-SIM (electron impact-selected ion monitoring)법으로 분석하였으며 각성분의 분석 이온들 (m/z)은 이온의 크기가 충분히 크며, 다른 성분과 중복되지 않고 그 성분만의 특유한 이온들을 고려하여 선정하였다.

### 2.3 정도관리

#### 2.3.1 Blank test 및 검출한계 (Limit of detection)

Blank test의 목적은 실험 기자재 및 분석과정에서 얼마나 많은 PCBs의 오염이 발생할 수 있는지 검토하는데 있다. 본 연구에서는 많은 실험기자가재가 사용되었기 때문에, 많은 기자재 중 PCBs의 농도수준을 검토할 필요가 있다. 그 결과, PCBs의 모든 성분들은 검출되지 않았는데, 이는 실험기자가재들에 존재할 수 있는 PCBs는 매우 낮아서 본 실험 방법에 의한 정량에 어떠한 영향도 주지 않을 것으로 조사되었다. 또한 PCBs의 기기적인 검출한계 (Instrument-

**Table 2. Lower limits of detection for PCBs analysis by GC / MSD.**

PCB congeners	Detection limit		PCB congeners	Detection limit	
	pg/µl	pg/m <sup>3</sup> *		pg/µl	pg/m <sup>3</sup> *
PCB 18	0.6	0.05	PCB 118	1.1	0.09
PCB 27	1.1	0.09	PCB 123	1.0	0.08
PCB 28	1.0	0.08	PCB 126	0.8	0.06
PCB 33	1.1	0.09	PCB 138	1.2	0.10
PCB 38	0.8	0.06	PCB 141	1.1	0.09
PCB 44	1.3	0.11	PCB 149	1.4	0.12
PCB 47	1.1	0.09	PCB 151	1.4	0.12
PCB 49	1.0	0.08	PCB 153	1.0	0.08
PCB 52	1.5	0.12	PCB 155	1.1	0.09
PCB 60	0.6	0.05	PCB 156	0.9	0.08
PCB 61/74	0.9	0.08	PCB 157	1.0	0.09
PCB 66	0.8	0.07	PCB 167	2.1	0.18
PCB 77	0.8	0.07	PCB 169	0.9	0.07
PCB 79	0.7	0.06	PCB 170	1.9	0.16
PCB 87	1.3	0.11	PCB 180	0.9	0.08
PCB 101	1.1	0.09	PCB 183	1.4	0.11
PCB 105	1.2	0.10	PCB 187	1.4	0.11
PCB 110	1.1	0.09	PCB 189	2.2	0.18
PCB 114	1.0	0.08	PCB 194	2.0	0.17

\* Estimated by assuming that sampling volume of air is 600 m<sup>3</sup>

tal Lower Detection Limits, IDL)는 peak height 검출에 적용된 signal-to-noise 값을 고려하여 산정하였는데, 각 성분들의 분석 가능한 농도를 5회 분석하여 평균농도에 3배한 표준편차를 더하여 검출한계 농도를 산출하였다. 분석된 시료중 각각 PCBs에 대한 검출한계와 이들 농도에 상응하는 대기 중 농도로 환산된 값들을 표 2에 나타내었다.

2. 3. 2 회수율 실험 (Recovery test)

시료의 전처리 과정에는 시료의 추출, 농축 및 정제과정이 필연적으로 수반되므로 이에 따른 시료의 손실은 불가피하게 발생하며 그 손실정도는 PCBs 성분들의 휘발성 및 극성 등에 따라서 각각 다르게 나타날 수 있다. 이러한 전처리 과정에서 PCBs 시료의 손실정도를 비교평가하기 위하여, 혼합표준용액 일정량을 blank PUF와 필터에 spiking하여 실제 시료의 분석과정과 동일한 조작을 행한 후 분석된 농도와 spiking한 농도를 비교하여 회수율을 산정하였다.

표 3은 blank 필터와 PUFs 6개에 PCBs 표준용액

Table 3. The recoveries (%) of spiked PCBs in filter and PUFs (n=6).

PCB congeners	Mean ± SD	PCB congeners	Mean ± SD
PCB 18	74 ± 18	PCB 118	87 ± 12
PCB 27	71 ± 10	PCB 123	88 ± 10
PCB 28	91 ± 11	PCB 126	137 ± 21
PCB 33	101 ± 5	PCB 138	97 ± 13
PCB 38	84 ± 38	PCB 141	97 ± 14
PCB 44	87 ± 7	PCB 149	75 ± 10
PCB 47	89 ± 16	PCB 151	68 ± 16
PCB 49	75 ± 20	PCB 153	86 ± 9
PCB 52	73 ± 15	PCB 155	80 ± 7
PCB 60	97 ± 10	PCB 156	110 ± 12
PCB 61/74	94 ± 8	PCB 157	112 ± 12
PCB 66	114 ± 11	PCB 167	91 ± 12
PCB 77	116 ± 19	PCB 169	125 ± 24
PCB 79	123 ± 13	PCB 170	94 ± 10
PCB 87	80 ± 11	PCB 180	95 ± 11
PCB 101	86 ± 7	PCB 183	88 ± 9
PCB 105	84 ± 18	PCB 187	85 ± 8
PCB 110	79 ± 9	PCB 189	92 ± 10
PCB 114	68 ± 24	PCB 194	97 ± 9
PCB isotopes	Mean ± SD	PCB isotopes	Mean ± SD
PCB 28	89 ± 7	PCB 138	100 ± 13
PCB 52	71 ± 9	PCB 180	101 ± 11
PCB 101	86 ± 7	PCB 209	82 ± 7
PCB 153	86 ± 5		

및 7종의 isotope를 spiking하여 계산한 각 성분들의 회수율 결과를 나타낸 것이다. PCBs 표준용액의 회수율은 68~137%로 congener별로 다소 차이를 보였으며, PCB isotopes의 회수율은 71~101%로 전체 평균은 89%로 양호한 결과를 나타내었다.

3. 결과 및 고찰

3.1 PCBs의 대기 중 농도 분포

측정기간 중 PCB homologs별 대기 중 농도분포를 그림 1에 나타내었다. 이 기간 중 검출된 PCB congeners는 총 32종 [tri-(PCB 18, 27, 28, 33), tetra-(PCB 47, 49, 52, 60, 61/74, 66), penta-(PCB 79, 87, 101, 105, 110, 118, 123), hexa-(PCB 141, 149, 151, 153, 155, 156, 169), hepta-(170, 180, 183, 187, 189), Octa-(194, 198) deca-CB (PCB 209)]으로 Σ<sub>32</sub>PCB (이하 총 PCBs)의 평균농도는 64.9 pg/m<sup>3</sup> (29.6~137 pg/m<sup>3</sup>)이었으며, tri-CBs (18.0 pg/m<sup>3</sup>) > tetra-CBs (16.3 pg/m<sup>3</sup>) > penta-CBs (15.0 pg/m<sup>3</sup>) > hexa-CBs (12.4 pg/m<sup>3</sup>) > hepta-CBs (2.19 pg/m<sup>3</sup>) > Octa-CBs (0.49 pg/m<sup>3</sup>) > deca-CB (0.26 pg/m<sup>3</sup>)의 순으로 높은 농도를 보였다. 즉, Cl의 수가 증가할수록 대기 중의 농도가 감소하는 경향을 보이고 있는데 이 PCBs의 물리·화학적 특징인 logK<sub>oa</sub> (octanol-air partition coefficients), logK<sub>ow</sub> (octanol-water partition coefficients), 증기압 (vapor pressure) 등으로 설명할 수 있다. PCB homologs는 Cl 수가 증가할 수록 logK<sub>oa</sub>와 logK<sub>ow</sub>가 증가하여 tri-, tetra- 및 penta-CBs에 비해 식물이나 토양 및 수계의 지질층에 잘 침착되는 친지질성 특성을 보였고, 또한 증기압은 낮은 값을 보여 대기로의 휘발능이 감소되는 경향을 보였다 (Harner and Bidleman, 1996; Mackay *et al.*, 1992). 그러므로 대기 중에서 고농도를 보이는 PCB homologs는 증기압 큰 penta-CBs 이하의 PCBs가 주종을 이루었다. Park *et al.* (2001)이 미국 Texas의 Galveston Bay 부근의 Seabrook에서 1995년 2월부터 1996년 8월까지 조사한 대기 중 PCB homolog 별 평균농도(가스+입자)는 tri-CBs의 경우 470.3 pg/m<sup>3</sup> (3.9~954 pg/m<sup>3</sup>), tetra-CBs의 경우 356.7 pg/m<sup>3</sup> (44.3~1207 pg/m<sup>3</sup>), penta-CBs의 경우 76.5 pg/m<sup>3</sup> (5.1~210 pg/m<sup>3</sup>), hexa-CBs의 경우 32.9

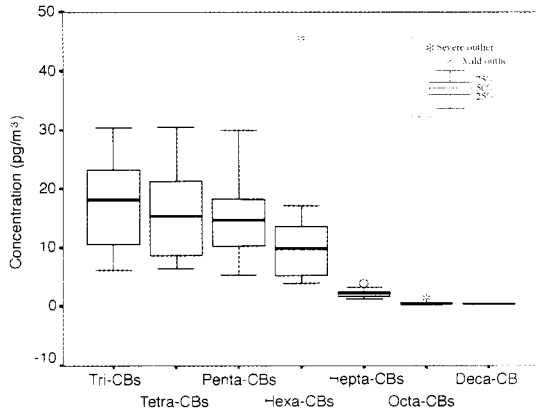


Fig. 1. Concentration Distribution of PCB homologs (July, 1999 ~ Jan. 2000).

pg/m<sup>3</sup> (4.4 ~ 169 pg/m<sup>3</sup>), hepta-CBs의 경우 53.59 pg/m<sup>3</sup> (ND ~ 358 pg/m<sup>3</sup>), octa-CBs의 경우 0.9 pg/m<sup>3</sup> (ND ~ 7.4 pg/m<sup>3</sup>) 및 Deca-CB의 경우 2.9 pg/m<sup>3</sup> (ND ~ 14.3 pg/m<sup>3</sup>)으로 나타나 본 연구에 비해 모든 PCB homologs의 농도가 높게 나타났다. 이는 Texas의 Galveston Bay 자체가 대기 중 PCBs의 잠재적인 발생원으로 알려져 있기 때문에 본 연구에 비해 상당히 높은 농도를 보인 것으로 판단된다(Park *et al.*, 2001). 즉 대기 중 PCBs의 농도는 주변지역에 존재하는 강이나 만(bay), 토양 및 식물에서의 휘발이 중요한 발생원으로 판단된다(Brunciak *et al.*, 2000; Farley *et al.*, 1999).

그림 2는 총 PCBs 중 각각의 homolog의 분율을 나타낸 것이다.

총 PCBs 중 homologs의 분율은 각각 tri-CBs (30%), tetra-CBs (27%), penta-CBs (26%), hexa-CBs (19%), hepta-CBs (4%), Octa-CBs (1%) 및 Deca-CB (1%)의 순으로 penta-CBs 이하의 homologs의 합은 83%로 PCBs의 주요 성분임을 확인하였다. Brunciak *et al.* (2001)이 New Jersey의 해안가에서 1997~1999년에 조사한 총 PCB 중 tri-, tetra-CBs가 차지하는 분율은 70~90%를 보여 본 연구에 비해 다소 높게 나타났다. 또한 Crispin *et al.* (1995)이 영국의 도시지역에서 1991~1992년에 조사한 총 PCB 중 tri-CBs, tetra-CBs의 분율은 50%를 나타내 본 연구와 유사한 수준을 보였다. 즉,

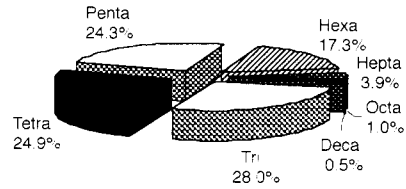


Fig. 2. Fraction of PCB homologs (July, 1999 ~ Jan. 2000).

Penta-CBs 이하의 저분자 PCB homologs는 고분자 PCB homologs (hexa-CBs 이상)에 비해 상대적으로 증기압이 커서 주로 가스상으로 대기 중에 존재하여 위의 결과를 나타낸 것으로 판단된다. 본 결과는 Europe, Scandinavia와 US의 도시지역에서 수십년 동안 조사한 결과와 일치한다(Wania *et al.*, 1998).

표 4는 외국의 여러 연구에서 검출빈도가 높은 congeners (이하 ICES : International Council for the Explanation of the Seas)의 농도를 본 연구와 비교한 것이다.

본 연구에서 조사된 ICES congeners의 농도는 영국의 교외지역인 Esthwaite Water Lake District Park와 Coastal woodland 및 Lancaster의 농도와 유사한 수준을 보인 반면, 미국의 Chicago에서 조사된 농도에 비해서는 최고 100배 이상 낮은 농도를 보였다. 또한 배경지역인 Norway의 Artic에서의 ICES congeners의 농도보다는 2~5배 정도 높은 농도를 본 연구에서 나타내었다. 본 연구에서 조사된 ICES congeners의 농도분포와 외국에서 조사된 농도분포의 대체적인 경향을 알아보기 위해 상관분석을 행하였다.

그 결과 본 연구의 ICES congeners의 대기 중 농도 분포는 교외지역인 Esthwaite Water Lake District Park ( $r = 0.78, p < 0.05$ )와 Coastal woodland ( $r = 0.73, p < 0.05$ ), Lancaster ( $r = 0.82, p < 0.01$ ), Artic ( $r = 0.93, p < 0.001$ ) 및 Chicago ( $r = 0.65, p = 0.058$ )로 대기 중 농도분포와 매우 유사한 경향을 보였다. 즉, 본 연구에서 조사된 ICES congeners의 대기 중 농도 분포는 외국과 절대 농도 차이가 있었지만 농도경향은 외국의 도시, 교외 및 배경지역에 관계없이 지역적으로 매우 유사한 거동을 보였다. 즉, 위 성분을 이용하면 대기 중 PCBs의 전 지구적인 오염도 및 농

**Table 4. Comparison of atmospheric PCB concentrations at this study and other studies.**

Congener	This study	(PUF+filter) pg/[Mean (range)]				
		Rural Area <sup>a)</sup>			Urban Area <sup>b)</sup>	Background <sup>c)</sup>
		Lake District <sup>d)</sup> UK	Costal Woodland <sup>e)</sup> UK	Lancaster Field St. <sup>f)</sup> UK	Chicago	Arctic Norway
28	7.61 (3.23-14.01)	5.79 (1.75-12.5)	22.4 (3.02-67.3)	24.5 (2.13-73.5)	158	4.30 (0.98-46.6)
52	4.08 (0.56-9.76)	2.26 (0.39-3.63)	4.18 (0.23-7.79)	9.39 (2.83-25.6)	123	2.47 (0.77-23.5)
101	6.41 (2.21-11.49)	1.10 (0.27-2.94)	3.59 (0.84-8.82)	5.32 (1.80-13.9)	100	1.28 (0.39-10.4)
118	1.70 (0.69-3.80)	0.66 (0.11-3.08)	1.09 (0.48-1.93)	2.82 (0.72-7.65)	46	0.53 (0.19-2.93)
138	1.06 (0.42-2.10)	0.60 (0.09-1.83)	1.76 (0.73-3.07)	2.76 (0.80-7.35)	115	0.54 (0.22-3.15)
153	1.88 (0.65-4.00)	0.77 (0.09-1.93)	2.70 (0.87-5.58)	4.01 (1.21-10.6)	96	0.61 (0.22-3.61)
180	0.58 (0.25-1.86)	0.40 (0.19-0.79)	0.51 (0.20-0.83)	0.93 (0.40-2.52)	75	0.16 (0.06-0.99)
Total PCB	64.9 (29.6-137)	46.3 (16.5-78.2)	141 (48.1-268)	217 (54.5-2253)	2300	-

<sup>a)</sup> Halsall *et al.* (1999), <sup>b)</sup> William *et al.* (1995), <sup>c)</sup> Michael *et al.* (1996), <sup>d)</sup> Esthwaite Water Lake District Park (Sep. 95- Jul. 96, two weekly sampling), <sup>e)</sup> Jul. 95- Jul. 96 (two weekly sampling), <sup>f)</sup> Jan. 96-Dec. 96 (two weekly sampling)

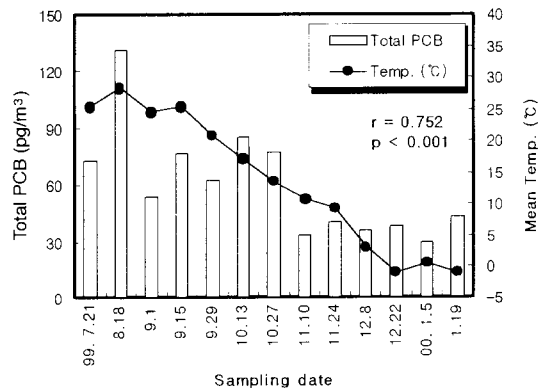
도 구배를 간접적으로 파악할 수 있을 것으로 판단된다.

### 3.2 PCBs의 온도 의존성

측정기간 중 총 PCBs의 농도 및 온도(°C)와의 관련성을 그림 3에 나타내었다. 총 PCBs의 최대농도는 137 pg/m<sup>3</sup> (8월 4일~8월 18일)인 반면 최소농도는 29.6 pg/m<sup>3</sup> (12월 22일~1월 5일)로 최대/최소 농도비가 4.5배 높게 나타났다. 총 PCBs와 온도(°C)의 상관계수(r)는 0.75 (p<0.001)로 유의한 상관성을 보여 온도의 증가에 따른 지표면에서 대기로의 재취발능이 상승하여 대기 중 총 PCBs의 농도를 증가시킨 것으로 판단된다.

대기 중 PCBs가 오염된 공기의 장거리 이동에 의한 것이 아니고 단지 온도가 높을 때는 토양, 수계 및 식물잎에서 재취발되고, 온도가 낮을 때는 역으로 대기 중 PCBs는 토양, 수계 및 식물잎에 침착된다면 대기 중 PCBs의 농도는 온도에만 의존한다. 그러므로 대기 중 PCBs 농도의 온도 의존성을 알면 오염물질이 토양, 수계 및 식물 등에서 높은 온도 때문에 재취발된 것인지 아니면 오염된 공기의 장거리 이동에 의한 것인지를 평가할 수 있다. 계(system)가 평형일 때 상전이(phase transition, 즉, 표면에서 대기로 휘발)의 온도 의존성은 Clausius-Clapeyron 식(1)에 의해 설명될 수 있다.

$$\ln P = -\frac{\Delta H}{RT} + C = -\frac{a}{T} + C \quad (1)$$



**Fig. 3. Total PCB concentrations with temperature.**

여기서, P는 대기 중 가스상 오염물질의 분압(Pa), ΔH는 증발 에너지(kJ/mol), R은 기체상수, T는 온도(K)이다. 본 연구에서의 대기 중 PCBs의 농도는 입자상을 채취한 filter와 가스상을 채취한 PUF를 동시에 추출하여 계산한 농도이기 때문에 가스상 분압(Pa)과는 약간의 차이가 존재할 수 있다. 입자상과 가스상 분율을 조사하지 못했지만, 입자상에 흡착된 입자-가스 교환가능한 성분의 분율을 설명하는 Junge's model(식(2))을 이용하여 가스상 농도를 예측할 수 있다.

$$\Phi = \frac{p}{(p+v)} \approx \frac{c\theta}{(p^0 + c\theta)} \quad (2)$$

**Table 5. Particle/Gas-phase distribution  $\Phi$  according to the Junge equation (Ballschmiter and Wittlinger, 1991).**

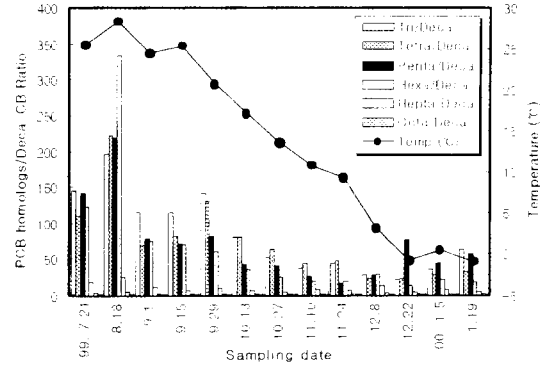
$p^0$ (Pa)	$\Phi$ (%)		
	$\theta_1^a$ (clean)	$\theta_2^b$ (rural)	$\theta_3^c$ (urban)
$10^{-2}$	0.001	0.01	0.1
$10^{-3}$	0.01	0.1	1
$10^{-4}$	0.1	1	9
$10^{-5}$	1	9	50
$10^{-6}$	9	50	100
$10^{-7}$	50	100	100

a. surface of clean air aerosol  $10^{-7}$  cm<sup>2</sup>/cm<sup>3</sup>.  
 b. surface of rural air aerosol  $10^{-6}$  cm<sup>2</sup>/cm<sup>3</sup>.  
 c. surface of clean air aerosol  $10^{-5}$  cm<sup>2</sup>/cm<sup>3</sup>

여기서,  $\Phi$ 은 특정온도에서 입자상에 흡착된 PCB homologs의 분율,  $\theta$ 는 입자상 물질의 총 표면적 (cm<sup>2</sup>/cm<sup>3</sup>),  $p^0$ 는 특정온도에서 성분의 포화증기압 (Pa),  $c$ 는 상수 (17.4 Pa-cm)이며  $\Phi$  및  $\theta$ 값은 표 5에 정리하였다.

25°C에서 tri-, tetra-, penta-, hexa-, hepta-, octa- 및 deca-CB의 포화증기압은 각각  $1.0 \times 10^{-2}$  Pa,  $3.0 \times 10^{-3}$  Pa,  $4.0 \times 10^{-3}$  Pa,  $1.6 \times 10^{-3}$  Pa,  $1.3 \times 10^{-4}$  Pa 및  $4.8 \times 10^{-7}$  Pa로 나타났다 (Mackay *et al.*, 1992). 즉, 도시대기 중 tri-CBs의  $\Phi$ 는 0.1%이었으며, tetra-, penta- 및 hexa-CBs의  $\Phi$ 는 1%, hepta-CBs의  $\Phi$ 는 9%로 hepta-CBs 이하의 PCB homologs는 90% 이상이 가스상 형태로 대기 중에서 존재한 반면 octa-CBs와 deca-CB의  $\Phi$ 는 각각 50%, 100%로 대부분이 입자상 형태로 대기 중에 존재 하였다. John *et al.* (1999)이 미국의 Great Lakes의 교외지역에서 조사한 총 PCBs (가스+입자) 중 가스상 PCBs는 92%를 차지하였으며, Jeffrey *et al.* (2001)도 Lake Superior에서 1994~1996년에 조사한 총 PCBs 중 가스상 분율은 92%로 나타나 본 연구와 유사한 결과를 나타내었다. Junge's model의 결과, 본 연구에서 조사된 PCB homologs 중 octa-CBs 및 deca-CB는 가스상 보다는 입자상 성분이 많이 존재하기 때문에 Clausius-Clapeyron 식의 적용에서 제외시키고, hexa-CBs 이하의 homolog 및 총 PCBs에만 Clausius-Clapeyron 식을 적용하였다.

그림 4는 측정기간 중 PCB homolog/deca-CB의 비와 온도(°C)의 관련성을 나타낸 것이다. Junge's



**Fig. 4. PCB homolog/Decca-CB ratio with Temperature.**

model에서도 나타났듯이. 대기 중 deca-CB는 거의 입자상으로 존재하기 때문에 PCB homolog/deca-CB의 비는 측정기간 중 온도변화에 따른 가스상 homolog의 증감을 확인할 수 있을 것이다. 그래서 PCB homolog/deca-CB의 비와 온도의 상관성을 살펴본 결과 온도와 tri-CBs/deca-CB, tetra-CBs/deca-CB, penta-CBs/deca-CB, hexa-CBs/deca-CB, hepta-CBs/deca-CB 및 octa-CBs/deca-CB비의 상관계수 (r)는 0.87 (p<0.001), 0.79 (p<0.001), 0.61 (p<0.05), 0.66 (p<0.05), 0.60 (p<0.05) 및 0.14 (p=0.652)이었다. 위의 결과에서 보듯이, 대부분의 PCBs (octa-CBs 제외)는 온도증가에 따라 PCB homolog/deca-CB의 비가 크게 증가함을 확인하였다. 특히 8월 4일~8월 18일 기간 중 모든 PCB homolog 농도가 최대를 나타낸 것은 측정기간 중 최고온도를 보여 가스상 PCBs의 기여가 증가한 것으로 판단된다. 그러나 octa-CBs/deca-CB와 온도의 상관성은 매우 낮았는데 이는 Junge's model에서도 언급한 것처럼 octa-CBs는 50% 정도가 입자상으로 대기 중에 존재하기 때문에 온도 변화에 따른 가스상 성분의 기여율이 다른 homologs에 비해 작은 것으로 판단된다.

그림 5는 식 1을 이용하여 산정한 각 PCB homolog의 분압과 온도의 역수 (1/T)와의 회귀식을 나타낸 것이다. 대기 중 PCB 농도의 온도 의존성은 많은 연구자들에 의해 연구되었다 (Currado and Harrad, 2000; Haugen *et al.*, 1999; Lee and Jones, 1999; Simcik *et al.*, 1999; Wania *et al.*, 1998; Hillery *et al.*,

1997; Honrath *et al.*, 1997; Hornbuckle and Eisenreich, 1996; Hoff *et al.*, 1992a, b, 1998). 앞에서도 언급하였듯이 Clausius-Clapeyron 식은 가스상 PCBs에 적용되는 것이기 때문에 octa-CBs와 deca-CB를 제외한 hepta-CBs 이하의 homologs에 사용하였다.

그림 5의 회귀식에서 보듯이, 측정기간 중 온도는 각각의 homolog의 농도 변화를 69% (tri-CBs: PCB 18, 28, 33), 74% (tetra-CBs: PCB 47, 49, 52, 61/74, 66), 28% (penta-CBs: PCB 87, 101, 110, 118, 123), hexa-CBs (82%: PCB 138, 141, 149, 151, 153, 155, 156, 169) 및 hepta-CBs (12%: PCB 170, 180, 183, 189)를 설명하였다. 즉, 대기 중 hexa-CBs와 tetra-CBs 및 tri-CBs의 농도변화는 온도에 의해 잘 설명된 반면 penta-CBs와 hepta-CBs의 경우는 온도 이외의 다른 인자들에 의한 영향에 의해 유의한 결과를 보이지 않았다. 그러나 대기 중 총 PCB의 농도변화는 온도변화에 의해 77%를 설명하여 온도의 의존성을 매우 크게 나타냈다. 즉, penta-CBs와 hepta-CBs는 총 PCBs의 온도 의존성에 큰 영향을 주지 못한 것으로 판단된다. Paul *et al.* (2001)이 New

Jersey의 해안에서 총 PCBs와 온도의 Clausius-Clapeyron 식을 적용한 결과, 온도가 대기 중 총 PCB의 농도변화를 57% 정도 설명하여 본 연구에 비해 다소 낮은 값을 나타내었다.

또한, LnP와 1/T의 회귀식 기울기는 PCBs의 발생원을 파악하는데 있어서 중요한 지표가 된다 (Wania *et al.*, 1998). 식 (1)의 기울기 (a)와 결정계수 (R<sup>2</sup>)는 PCBs가 오염된 공기의 장거리 이동으로 유입되었는지 국지적인 오염원 즉, 토양, 수계 및 식물 앞에서 대기 중으로 재휘발된 것인지를 평가할 수 있는 지표가 된다. Hoff *et al.* (1998)은 외부에서 오염된 공기의 유입이 없고, 기온이 높을 때는 토양, 수계 및 식물 등 국지적인 오염원에서 대기 중으로 PCBs가 재휘발되고 기온이 낮을 때는 대기 중에서 토양, 수계 및 식물 등으로 PCBs가 침착된다. 즉, 대기 중 PCBs의 재휘발과 침착이 온도에만 의존한다면 식 (1)의 기울기와 결정계수는 크며, 만약 PCBs로 오염된 공기가 외부에서 유입된다면 식 (1)의 기울기와 결정계수는 온도에 의존하지 않기 때문에 작다고 하였다. 즉 회귀식의 기울기가 크면 주변지

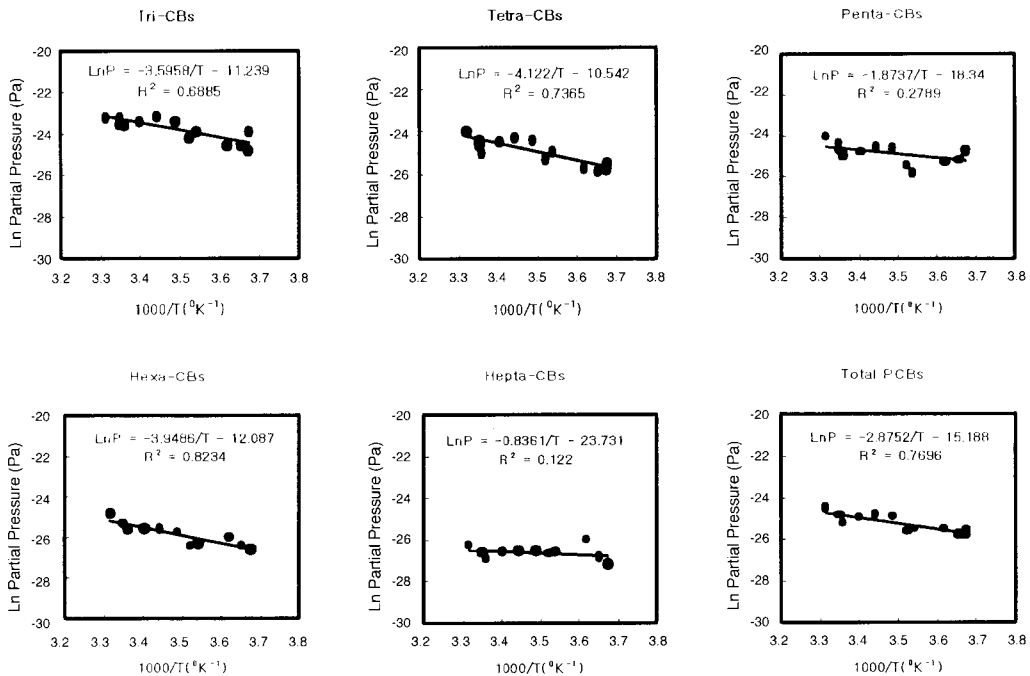


Fig. 5. Clausius-Clapeyron plots of PCB homologs and Total PCBs.



역의 발생원(토양, 수계, 식물 등)의 영향이 지배적인 반면 기온기가 작으면 주변지역의 발생원의 영향보다는 외부 오염물질의 유입에 의해 대기 중 PCBs의 농도와 온도와의 관련성이 떨어진다(Hoff *et al.*, 1998). 본 연구에서 조사된 PCB homolog별 회귀식 기온기는 tri-CBs의 경우 -3596 ( $p < 0.001$ ), tetra-CBs의 경우 -4122 ( $p < 0.01$ ), penta-CBs의 경우 -1874 ( $p = 0.117$ ), hexa-CBs의 경우 -3947 ( $p < 0.001$ ), hepta-CBs의 경우 -836 ( $p = 0.150$ ) 및 총 PCBs의 경우 -2876 ( $p < 0.005$ )으로 조사 되었다. 대기 중 대부분의 PCB homologs (penta-CBs와 hepta-CBs를 제외)는 매우 유의한 온도 의존성을 보였으며, tri-CBs, tetra-CBs 및 hexa-CBs의 회귀식의 기온기는 penta-CBs와 hepta-CBs에 비해 크게 나타나 측정지점 주변의 영향을 크게 받았을 것으로 판단된다. Wania *et al.* (1998)이 산업도시인 Bloomington에서 조사한  $\ln P_{\text{총 PCB}}$ 와  $1/T$ 의 회귀식 기온기는 -7000 ~ -6000이었으며, Greak Lake의 교외지역과 Minnesota에서 조사한 기온기는 -5000 ~ -4000으로 이 지역은 산업도시와 호수등과 같은 발생원의 영향을 받아 급한 기온기가 나타내었다. 그러나 본 연구에서 조사된 총 PCBs ( $\Sigma_{26}$ )의 회귀식 기온기는 -2875로 외국에서 조사된 값보다는 다소 낮았다. 이는 본 측정지점 주변의 호수와 주변 토양 및 식물 등 지역적인 발생원의 영향과 오염물질의 유입에 의한 영향을 동시에 받은 것으로 판단된다.

또한 ICES congener에 대한 Clausius-Clapeyron의 회귀식을 그림 6에 나타내었다.

Tri-CBs인 PCB 18과 28의  $\ln P$ 와  $1/T$ 에 대한 회귀식의 기온기는 각각 -5887, -2810이었으며, tetra-CBs인 PCB 52와 66의 회귀식 기온기는 각각 -3797, -5882이었고, penta-CBs인 PCB 101과 118의 회귀식 기온기는 각각 -662, -4067이었고, hexa-CBs인 PCB 138과 153의 회귀식 기온기는 각각 -3876, -3867이었고, hepta-CBs인 PCB 189은 -910을 보여 PCB 101과 180을 제외하고는 양호한 온도 의존성을 나타내었다 ( $p < 0.005$ ). 또한 본 연구와 외국에서 조사된 Clausius-Clapeyron의 회귀식 기온기 (a) 및 결정계수 ( $R^2$ )를 비교한 결과(표 6), 영국의 도시지역인 Manchester와 Cardiff에서 조사한 ICES congener의 기온기는 -3500 ~ -8000 [총 PCB에 대한 회귀식의 기온기 : Manchester (-4766), Cardiff (-4523)]으로 나타났으나 결정계수가 다소 낮은 값 ( $0.10 < R^2 < 0.70$ )을 보였다 (Halsall *et al.*, 1999). 또한 영국의 교외지역인 Lancaster에서 조사한 ICES congener의 -1348 ~ -9536 [총 PCB에 대한 회귀식의 기온기 : -3874]이었고 결정계수는 다소 낮은 값을 보였다. 이에 비해 본 연구에서 조사된 ICES의 기온기는 -2810 ~ -5887 [총 PCBs에 대한 회귀식의 기온기 : -4312]로 영국의 도시지역에 비해서는 다소 낮은 기온기를 영국의 교외지역에 비해서는 다소 높은 기온기를 나타내었으며 결정계수도 매우 양호하였다. 즉, 본 연구에서 조사된

Table 6. Slope (a) derived from Clausius-Clapeyron equation of this study and others.

Congener	This study			Urban UK <sup>a</sup>			Urban UK <sup>b</sup>			Rural UK <sup>c</sup>		
	July, '99-Jan, '00			Jan, '91-Dec, '91			Jan, '91-Dec, '91			Jul, '95-Sep, '95		
	a	R <sup>2</sup>	p	a	R <sup>2</sup>	p	a	R <sup>2</sup>	p	a	R <sup>2</sup>	p
18	-5887	0.81	<0.001	-3100	0.12	<0.05	-2985	0.14	<0.05	-1348	0.38	<0.001
28	-2810	0.53	<0.005	-3408	0.10	<0.05	-3821	0.21	<0.01	-5518	0.38	<0.001
52	-3797	0.42	<0.01	-3475	0.19	<0.001	-4156	0.16	<0.01	-3984	0.38	<0.001
66	-5882	0.85	<0.001	-5321	0.32	<0.001	-4783	0.25	<0.001	-4409	0.24	<0.001
101			n.s. <sup>d</sup>	-7400	0.45	<0.001	-6222	0.38	<0.001	-9536	0.40	<0.001
118	-4067	0.83	<0.001	-6893	0.41	<0.001	-6086	0.40	<0.001	-3693	0.39	<0.001
153	-3876	0.77	<0.001	-4757	0.68	<0.001	-5100	0.70	<0.001	-4718	0.42	<0.001
138	-3867	0.71	<0.001	-8272	0.55	<0.001	-7512	0.63	<0.001	-5099	0.50	<0.001
180			n.s. <sup>d</sup>	-3900	0.12	<0.05	-4521	0.15	<0.01	-4098	0.43	<0.001
Total PCB	-4312	0.88	<0.001	-4766	0.41	<0.001	-4523	0.38	<0.001	-3874	0.23	<0.001

<sup>a</sup> Manchester NW UK (weekly sampling). <sup>b</sup> Cardiff S. Wales UK (weekly sampling).

<sup>c</sup> Lancaster Univ. UK (two weekyl sampling). <sup>d</sup> n.s : not significance

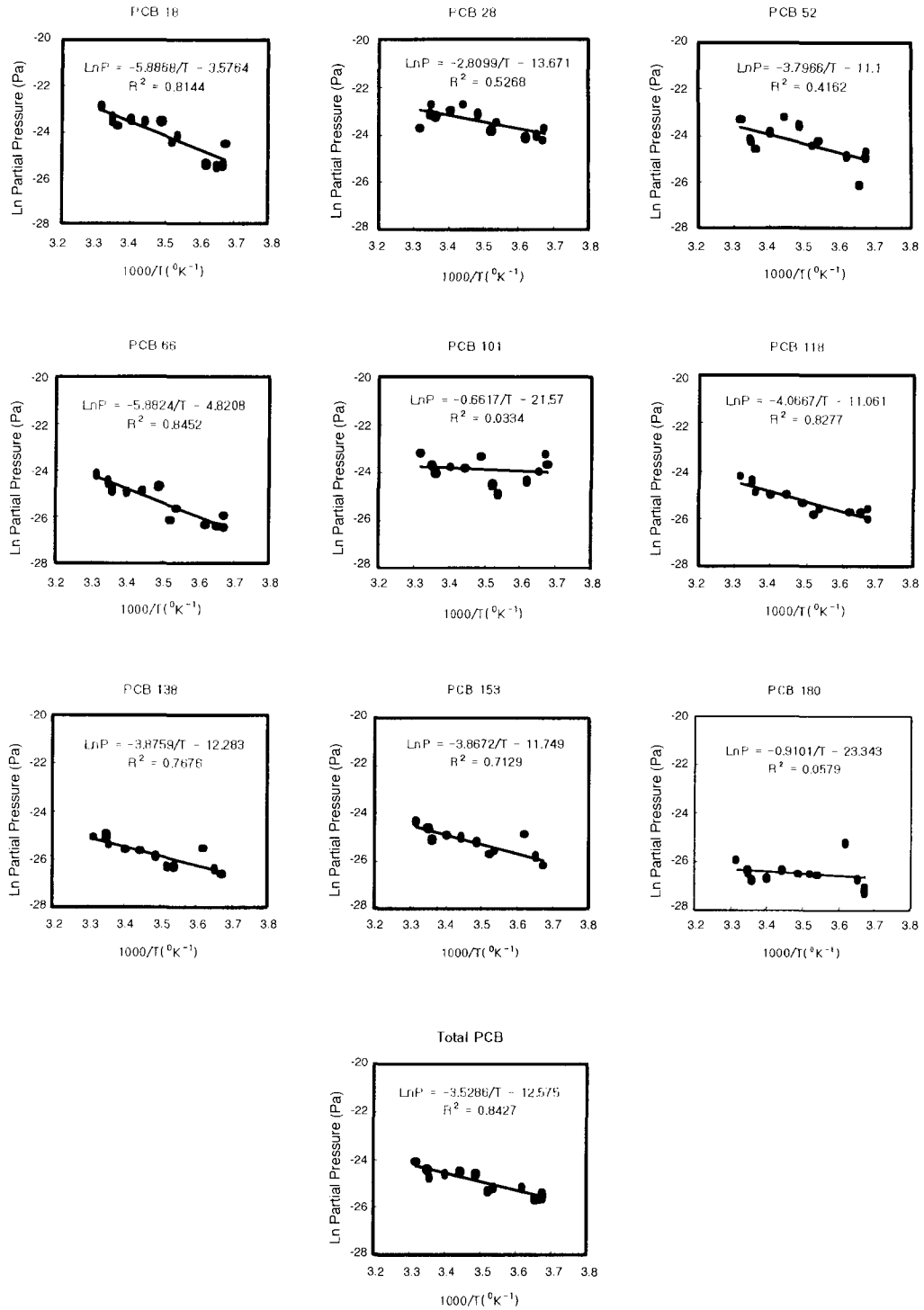


Fig. 6. Clausius-Clapeyron plots of PCB congeners (ICES) and Total PCBs.

대부분의 ICES congeners (PCB 101, 180 제외)는 측정지점 주변의 발생원 (토양, 호수, 식물 등)에서 온도의존성에 의해 재회발되어 대기 중 PCBs 농도분포에 영향을 준 것으로 판단된다. 이 결과는 Europe, Scandinavia와 US에서 조사된 결과와 일치한다 (Wania *et al.*, 1998). 즉, PCB homologs와 ICES congeners의 온도의존성을 살펴본 결과, penta-CBs (특히, PCB 101)와 hepta-CBs (특히, PCB 180)의 온도의존성은 다른 homologs와 congeners에 비해 매우 약한 것으로 나타나 외부 공기의 유입에 의한 영향을 시사하였다.

#### 4. 결 론

도시지역에서 1999년 7월부터 2000년 1월까지 대기 중 PCBs의 농도와 온도와의 관련성을 파악한 결과 다음과 같은 결론을 얻었다.

대기 중 PCB homologs 중 tri-CBs, tetra-CBs 및 penta-CBs가 차지하는 분율의 합은 83%로 나타나 PCBs의 주요 homologs임을 확인하였는데 위 성분은 hexa-CBs 이상의 PCBs에 비해 증기압이 커서 대기 중에서 대부분 가스상으로 존재하는 성분이었다. 총 PCBs와 온도(°C)의 상관계수( $r$ )는 0.75 ( $p < 0.001$ )로 양호한 상관성을 보여 PCBs의 온도의존성을 확인하였다.

PCB homologs/Deca-CB 비와 온도의 상관계수( $r$ )는 모든 PCB homolog (octa-CBs 제외)에서 0.60 ( $p < 0.05$ )  $< r < 0.87$  ( $p < 0.001$ )로 나타나 온도의 증가에 따른 가스상 성분의 기여율 증가를 확인 하였다.

Clausius-Clapeyron 식을 적용하여  $\ln P$ 와  $1/T$ 의 관련성을 살펴본 결과, 대부분의 PCB homolog와 ICES congeners에서 급격한 회귀식 기울기와 유의한 결정계수( $R^2$ )를 나타내어 양호한 온도의존성을 나타내었다. 즉 본 연구에서 대기 중 PCBs의 농도는 측정지점 주변에서 PCBs의 재 회발에 의한 결과로 판단되었다.

#### 참 고 문 헌

여현구, 최민규, 천만영, 김태욱, 선우영 (2001) PCBs의 대

기-식물간 분배 특성 인자들, 한국대기환경학회지, 17(5), 415-424.

Ballschmiter Karlheinz and Wittlinger Rolf (1991), Inter-hemisphere Exchange of Hexachlorohexanes, Hexachlorobenzene, Polychlorobiphenyls, and 1,1,1-Trichloro-2,2-bis(p-chlorophenyl)ethane in the Lower Troposphere. *Environmental Science and Technology* 25(6), 1103-1111.

Brunciak, P.A., J. Dachs, C.L. Gigliotti, L. Totten, S.J. Eisenreich, and E.D. Nelson (2000) Summertime air-water exchange fluxes of PCBs and PAHs in the lower Hudson River Habor Estuary. *Environmental Science and Technology*, in review.

Crispin, J., Halsall, Robert G.M., Lee, Peter, Coleman, Victoria Burnett, Petter Harding-Jones, and Kevin C., Jones (1995) PCBs in U.K. Urban Air. *Environmental Science and Technology* 29, 2368-2376.

Currado, G.M., and S. Harrad (2000) Factor influencing atmospheric concentration of polychlorinated biphenyls in Birmingham. U.K. *Environmental Science and Technology*, 34, 78-82.

Erickson, M.D. (1992) *Analytical Chemistry of PCBs*, Lewis Publishers, Boston, 1-14.

Farley, K.J., R.V. Thomann, T.F. Cooney, T.F. Damiani, and J.R. Wands (1999) *An Integrated Model of Organic Chemical Fate and Bioaccumulation in the Hudson River Estuary*, Hudson River Foundation, NY.

Halsall, C.J., B. Gevaio, M. Howsam, R.G.M. Le, W.A. Ockenden, and K.C. Jones (1999) Temperature dependence of PCBs in the UK atmosphere. *Atmospheric Environmental* 33, 541-552.

Harner, T., D. Mackay, and Jones, K.C. (1995) Model of the longterm exchange of PCBs between soil and the atmosphere in the Southern UK. *Environmental Science and Technology*, 29, 1200-1209.

Harner, T. and T. F. Bidleman (1996) Measurements of octanol-air partition coefficients for polychlorinated biphenyls. *J. Chem. Eng. Data*, 41, 895-899.

Haugen, J.-E., F. Wania, and Y.D. Lei (1999) Polychlorinated biphenyls in the atmosphere of southern Norway. *Environmental Science and Technology*, 33, 2340-2345.

Hillery, B.R., I. Basu, C.W. Sweet, and R.A. Hite (1997) Temporal and spatial trends in a long-term study of gas-phase PCB concentration near the Greek Lakes. *Environmental Science and Technology*, 31, 1811-1816.

- Hoff, R.M., D.C.G. Muir, and N.P. Grift (1992a) Annual cycle of Polychlorinated biphenyls and organohalogen pesticides in air in southern Ontario. Air concentration data, *Environmental Science and Technology*, 26, 266-275.
- Hoff, R.M., D.C.G. Muir, and N.P. Grift (1992b) Annual cycle of Polychlorinated biphenyls and organohalogen pesticides in air in southern Ontario. Atmospheric transport and sources, *Environmental Science and Technology*, 26, 276-283.
- Hoff, R.M., K.A. Brice, and C.J. Halsall (1998) Nonlinearity in the slope of Clausius-Clapeyron plots for SVOCs, *Environmental Science and Technology*, 32, 1793-1798.
- Honrath, R.E., C.I. Sweet, and C.J. Plouff (1997) Surface exchange and transport processes governing atmospheric PCB levels over Lake Superior, *Environmental Science and Technology*, 31, 842-852.
- Hornbuckle, K.C. and S.J. Eisenreich (1996) Dynamics of gaseous semivolatile organic compounds in terrestrial ecosystem effects of diurnal and seasonal climate variations, *Atmospheric Environment*, 30, 3935-3945.
- Hutzinger, O., S. Safe, and V. Zitko (1983) *The Chemistry of PCB's*, 2nd Ed., Robert E. Krieger Publishing Company, Malabar, Florida, 1-17.
- Jeffrey C., P. James, S. Ronald, F. Lauren, M. Karen, H. Anna, M. Michael, B. Tina, M. Thomas, H. Yingkuang, and H. Phillip (2001) Enhanced Airborne Polychlorinated Biphenyl (PCB) Concentrations and Chlorination Downtown of Lake Ontario, *Environmental Science and Technology*, 35, 3280-3286.
- John Eric Haugen, Frank Wania, and Ying Duan Lei (1999) Polychlorinated Biphenyls in the Atmospheric of Southern Norway, *Environmental Science and Technology*, 33, 2340-2345.
- Kilian, E.C. Smith and Kevin C. Jones (2000) Particle and vegetation : Implication for the transfer of particle-bound organic contaminations to vegetation, *The Science of the Total Environment*, 246, 207-236.
- Lancaster University (1995) PCB QA/QC protocol- Second draft, Environmental Science Department.
- Lee, R.G.M. and K.C. Jones (1999) The influence of meteorology and air masses on daily atmospheric PCB and PAH concentration at a UK location, *Environmental Science and Technology*, 33, 705-712.
- Mackay Donald, Wan Ying Shiu, and Kuo Ching Ma (1992) *Illustrated Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals*, Lewis Publisher.
- Michael, Oehme, John-Erik Haugen, and Martin Schlabach (1996) Seasonal Changes and Relation between Levels of Organochlorines in Arctic Ambient Air : First Results of an All-Year-Round at Ny-Ålesund, Svalbard, Norway, *Environmental Science and Technology* 30, 2294-2304.
- Park June-Soo, Terry L. Wade, and Stephen Sweet (2001) Atmospheric deposition of organochlorine contaminants to Galveston Bay, Texas, *Atmospheric Environment*, 35, 3315-3324.
- Paul, A. Brunciak, Jordi Dachs, Cari L. Gigliotti, Eric D. Nelson, and Steven J. Eisenreich (2001) Atmospheric Polychlorinated Biphenyl Concentrations and Apparent Degradation in Coastal New Jersey, *Atmospheric Environment*, 33, 3325-3339.
- Simcik, M.F., I. Basu, C.W. Sweet, and R.A. Hites (1999) Temperature dependence and temporal trends of polychlorinated biphenyls in the Great Lakes atmosphere, *Environmental Science and Technology*, 33, 1991-1995.
- Wania, F., J.E. Haugen, Y.D. Lei, and D. Mackay (1998) Temperature dependence of atmospheric concentration of semivolatile organic compounds, *Environmental Science and Technology*, 32, 1013-1021.
- William, E., Cotham, and Terry I., Ridleman (1995) Polycyclic Aromatic Hydrocarbon and Polychlorinated Biphenyls in Air at an Urban and a Rural Site near Lake Michigan, *Environmental Science and Technology*, 29(11), 2782-2789.