

## 국내 다매체 환경 중 폴리염화비페닐(PCB)의 장기경향 추정

최성득 · 장윤석<sup>1†</sup>

토론토대학교 물리 · 환경과학과, <sup>1</sup>포항공과대학교 환경공학부

## Estimation of Long-term Trends of Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in Multimedia Environments of South Korea

Sung-Deuk Choi and Yoon-Seok Chang<sup>1†</sup>

Department of Physical and Environment Sciences, University of Toronto Scarborough, 1265 Military Trail, Toronto, Ontario, Canada, M1C 1A4

<sup>1</sup>School of Environmental Science and Engineering, POSTECH (Pohang University of Science and Technology), Pohang, 790-784, Korea

Long-term trends of 11 selected polychlorinated biphenyls (PCB-8, 28, 31, 52, 101, 105, 118, 138, 153, 180, 194) in various environmental compartments of South Korea between 1930 and 2030 were predicted using a multimedia environmental fate model, CoZMo-POP 2. The long-term trends were found to be affected by properties of environmental compartments and PCB congeners (volatility, partition coefficients, and degradation half-life). The PCB trends in air, forest canopies, and water generally reflect the trend of emission with a rapid decline after emission reduction, whereas those in soils and sediments show time lags of peak concentrations for different PCB congeners: Highly chlorinated congeners have more distinct time trends than lowly chlorinated ones. Most of highly chlorinated congeners are expected to be accumulated in forest soil, suggesting that it can be an important source of PCBs after the 2030s through continuous air-soil gas exchange. The measured and modeled concentrations were comparable with an order of magnitude, and their congener patterns were also in good agreements. Long-term monitoring of PCBs for various environmental media in Korea is required for further evaluation of simulated time trends in this study.

**Key words:** PCBs, long-term trend, multimedia environmental model

### 1. 서 론

폴리염화비페닐(polychlorinated biphenyls: PCBs)과 같이 여러 개의 벤젠고리와 염소 등의 할로젠 원자가 결합한 화학물질은 환경 및 생체에서 장기간 분해되지 않고 축적되므로 잔류성 유기오염물질(persistent organic pollutants: POPs)로 분류된다. PCBs는 염소가 1개에서 10개까지 결합한 구조로서 전체 209개의 화합물(congener)이 존재하므로 매우 넓은 범위의 물리 화학적 특성을 지니고 있다. PCBs는 열에 안정하고 잘 연성이 뛰어나므로 다양한 용도로 사용되어왔다. 그러나 생물에 대한 독성과 환경매체에 축적되는 특성이 알

려지면서, 1970-80년대 이후로는 전 세계적으로 생산이 금지되어 배출량이 급감하였다.<sup>1-3)</sup> 국내에서도 1979년 전기사업법을 통해 PCBs 사용이 규제되기 시작하여, 1996년 유해화학물질관리법에 의해 PCBs 함유제품의 생산, 수입, 사용 등이 금지되었다. 우리나라는 2007년에 스톡홀름협약에 정식으로 가입하였으며, 환경부에서는 이 협약을 이행하기 위하여 다양한 PCBs 연구사업을 추진하고 있다.

PCBs는 대부분 대기 중으로 배출되며 주요 배출원은 PCBs 함유제품, 소각 등에 의한 폐기물 처리, 사고로 인한 누출 등으로 알려졌다.<sup>3)</sup> 대기로 배출된 PCBs는 기체/입자 분배를 거치고 건성 및 습성침적에 의해

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

E-mail:

다양한 지표환경으로 이동한다. 이후 대기와 지표 사이의 기체교환(air-surface gas exchange), 강수에 의한 토양의 담수유입, 담수와 담수퇴적물의 연근해 이동 등을 거치면서 오염원 주변의 환경매체와 동식물 체내에 축적된다. 극지와 같은 청정지역에는 대기와 해수를 통한 장거리 이동으로 PCBs가 축적되는 것으로 보고되었다.<sup>4,5)</sup> 이와 같이 PCBs는 매우 다양한 환경거동을 거치며 모든 환경매체에 장기간 축적되므로, 일부 환경매체에 대한 간헐적인 시료채취와 모니터링으로는 종합적인 환경거동을 파악하는데 어려움이 있다. 이를 보완하기 위해서는 다매체 환경모델의 역할이 중요하다.

2002년 전 지구 PCBs 배출량 산정결과가 발표된 후,<sup>2)</sup> 북반구 및 유럽대륙 규모의 PCBs 다매체 환경모델링 결과들이 발표되었다.<sup>6,8)</sup> 그러나 한반도를 대상으로 한 PCBs 다매체 모델링 연구는 전무한 실정이다. 본 연구진은 이전 연구<sup>9)</sup>를 통해 해외에서 산정한 국내 PCBs 장기배출량의 신뢰도를 평가하였고, 다매체 환경모델을 이용하여 대기농도를 예측하여 국내 실측자료와 비교하였다. 이 연구에서는 장기배출량을 이용한 다매체 환경모델링이 국내 대기의 PCBs 농도수준과 화합물 비율을 평가하는데 적절하다고 보고하였으며, 국내 PCBs 배출량 산정과 한국형 다매체 환경모델의 필요성, 국내 연구현황 등에 대해서 논의하였다.<sup>9)</sup>

본 연구는 PCBs 다매체 환경모델링 2차 연구로서, 대기를 포함한 모든 주요 환경매체에서의 PCBs 장기농도를 예측하였다. 또한 환경매체와 PCBs 특성에 따른 장기축적 경향을 해석했으며, 실측자료와 모델예측값을 비교함으로써 모델결과의 신뢰성을 평가하였다. 마지막으로 향후 국내 PCBs 환경거동에 관한 추가 연구사항에 대해서 논의하였다.

## 2. 연구방법

### 2.1. 다매체 환경모델

다매체 환경모델은 주로 fugacity(압력 단위로서 기체의 경우에는 부분압과 같음) 개념을 사용하여 다양한 환경매체(대기, 토양, 수체, 퇴적물 등)에서의 화학물질 거동(이동, 분해, 축적)을 예측하는 모델이다. 이러한 거동을 계산하는 단계에 따라 네 종류의 모델이 있다.<sup>10)</sup> Level I 모델은 화학물질의 매체 간 평형상태를 가정하며 이류(advection)와 반응/분해를 고려하지 않는다. Level II 모델은 이류와 반응/분해를 고려하며, Level III 모델은 매체 사이의 화학물질 이동을 추가하였다.

마지막으로 Level IV 모델은 비정상 상태(unsteady-state condition) 모델로서 최근 개발되고 있는 대부분의 모델들은 이에 속한다.

다매체 환경모델에는 장기 배출량이 입력자료로 사용될 수 있다. 특히, 대부분의 POPs들이 배출된 후 장기간 축적되고 대기-지표 교환을 거치므로 최근의 배출량만으로는 현재 환경매체에 축적된 POPs의 거동을 평가하는데 무리가 있다. 따라서 과거와 현재의 POPs 거동을 평가하고 미래의 오염경향을 예측하기 위해서는 장기 배출량 산정이 필수적이다. 일반적으로 배출량 자료는 모델 내에서 1년 단위로 입력되며, PCBs의 경우에는 대부분 대기로 배출되는 것으로 가정한다. 매년 대기 중으로 배출된 PCBs는 여러 환경매체에서 분배, 이동, 축적, 분해 등의 다양한 거동을 거친다.

본 연구에서는 지역규모의 Level IV 다매체 환경모델인 CoZMo-POP 2를 사용하였다. 이 모델은 비주얼 베이직(Visual Basic)을 이용하여 개발된 윈도우용 프로그램으로서, 설치 및 실행이 간단하고 관심지역 환경매체의 물리인자, 기상자료, 배출량을 데이터베이스에 저장함으로써 전 세계 어느 지역에도 적용할 수 있는 프로그램이다.<sup>11)</sup> 이 모델은 기본 공간인 육상환경에 연근해환경을 추가할 수 있으므로 국내환경에 적용하는데 적절한 것으로 판단된다.

### 2.2. 환경인자 및 배출량 입력자료

모델링 대상지역은 Fig. 1에 제시된 것처럼 제주도와 연근해를 포함한 남한으로서 총 면적은 198,000 km<sup>2</sup>에 달한다. 환경매체는 대기, 산림(침엽수, 활엽수), 토양(산림토양, 농토, 일반토양), 담수, 해수, 퇴적물(담수 및 해수)로 구분하였으며, 매체별 환경인자는 국가수자원 관리 종합정보시스템, 산림청, 통계청 웹사이트에서 입수하였다. 월별 기상자료(기온, 표층토양 온도, 풍속, 강수량)는 기상청에서 제공하는 30년 평년값을 사용하였다. 구체적인 환경인자 입력값은 이전 논문<sup>9)</sup>에 제시되어 있다.<sup>9)</sup>

국내에서는 2003년 환경부 차세대과제를 통해 PCBs 배출 예비평가가 수행되었으며,<sup>12)</sup> 2007년부터는 본 연구진이 환경부 연구사업을 통해 “PCBs 함유 제품 및 폐기물 배출량 산정기법”을 개발하고 있다. 그러나 여전히 다매체 환경모델링 연구에 사용할 수 있는 실측 자료에 근거한 장기 PCBs 배출량 자료는 없는 상태이다. 따라서 본 연구에서는 이전 연구<sup>9)</sup>와 마찬가지로, 노르웨이 대기연구소에서 산정한 국가별 장기 배출량

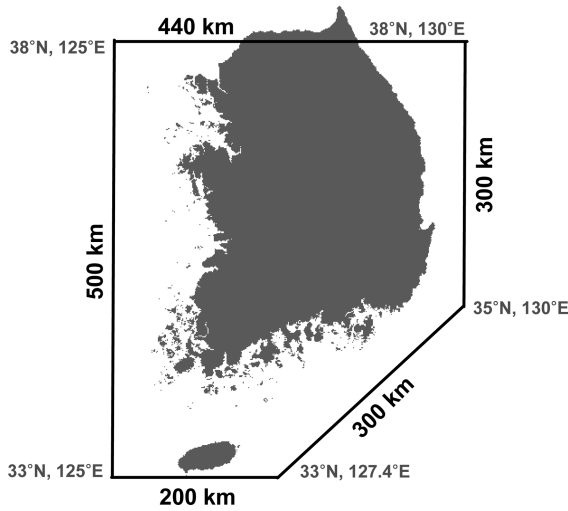


Fig. 1. Modeling area of South Korea including Jeju island and littoral sea.

자료를 사용하였다.<sup>3)</sup> 이 배출량에는 세 가지 시나리오가 있는데, 본 연구에서는 중간 배출량 자료(1930-2030)를 사용하였다. 고배출/저배출 시나리오에 의한 PCB 총배출량의 비는 300으로서, 배출량 시나리오에 따른 모델결과의 불확도 평가는 부적합한 것으로 판단된다. 즉, 배출량의 불확도가 모델 자체에서 유발되는 불확도보다 상당히 클 것으로 예상되므로, 민감도 분석 등을 통한 모델 최적화 과정은 아직 이른 것으로 판단된다. 앞으로 실측자료에 근거한 국내 배출량이 산정된 후, 모델결과의 신뢰성에 관한 연구들이 추가로 수행될 수 있을 것이다.

배출량이 산정된 전체 22개의 PCBs(5, 8, 18, 28, 31, 52, 70, 90, 101, 105, 110, 118, 123, 132, 138,

149, 153, 158, 160, 180, 194, 199) 중에서 환경매체에서 비교적 고농도로 검출되며 기존 다매체 환경모델링 연구에 사용된 11개 PCBs(8, 28, 31, 52, 101, 105, 118, 138, 153, 180, 194)를 선택하였다. 이 화합물들의 분자량, 분배계수, 반감기를 Table 1에 나타내었다.<sup>7)</sup> 이들의 염소 개수는 2개에서 8개까지로서 넓은 범위의 휘발성, 분배계수, 반감기를 가지고 있으므로, 개별 PCBs 특성에 따른 환경거동의 차이를 평가하기 수월하다.

Fig. 2는 모델링 대상 PCBs의 배출경향과 배출량 비율을 나타낸다. 휘발성이 높은 PCB-8이 가장 높은 비율(48%)로 배출되었으며, PCB-28과 PCB-31이 그 다음으로 큰 비중을 차지하였다. 이는, 지금까지 대기로 배출된 대부분의 PCBs는 제품 등에서 휘발된 저염화 화합물이라는 것을 의미한다. PCBs는 1970년대 중반에 최고 배출량을 기록한 후, 1980년대 말까지 급격히 감소하다가 2030년까지는 완만한 감소를 보이고 있다. 현재 PCBs의 제조와 사용은 금지되었지만, 향후 20년 이상은 지속적으로 배출될 것으로 예상된다.

### 3. 결과 및 토의

#### 3.1. 매체별 농도추세

환경매체에 따른 장기 PCBs 농도추세를 Fig. 3에 나타내었다. 10개 환경매체별로 11개 PCBs의 농도변화를 살펴볼 수 있다. 농도의 상하 진폭은 계절에 따른 온도변화를 반영한다. 주로 PCB-8, 28, 31 등의 저염화 PCBs가 대기-지표 기체교환 과정에서 온도변화의 영향을 받는 것을 유추할 수 있다. 전반적으로 대기, 산림, 담수, 해수가 배출량추세와 비슷한 종 모양(bell-

Table 1. Partition coefficients and degradation half-lives (1000 hours) for 11 PCB congeners used in CoZMo-POP 2 model calculations. Data from ref 7

Homologue	Congener	MW	log K <sub>OW</sub>	log K <sub>AW</sub>	log K <sub>OA</sub>	k <sub>OH</sub>	HL <sub>soil</sub>	HL <sub>water</sub>	HL <sub>sed</sub>
Di	PCB-8	223.1	5.12	-2.04	7.34	1.5×10 <sup>-12</sup>	5.5	3.1	5.5
Tri	PCB-28	257.5	5.66	-1.91	7.85	1.0×10 <sup>-12</sup>	10	5.5	17
Tri	PCB-31	257.5	5.78	-1.86	7.94	9.9×10 <sup>-13</sup>	10	5.5	17
Tetra	PCB-52	292.0	5.91	-2.00	8.22	5.9×10 <sup>-13</sup>	17	10	55
Penta	PCB-101	326.4	6.33	-2.01	8.73	3.0×10 <sup>-13</sup>	100	31	55
Penta	PCB-105	326.4	6.82	-2.25	9.53	3.0×10 <sup>-13</sup>	31	31	55
Penta	PCB-118	326.4	6.69	-2.23	9.36	3.0×10 <sup>-13</sup>	100	31	55
Hexa	PCB-138	360.9	7.22	-1.92	9.66	1.6×10 <sup>-13</sup>	170	55	170
Hexa	PCB-153	360.9	6.87	-2.10	9.44	1.6×10 <sup>-13</sup>	550	55	170
Hepta	PCB-180	395.3	7.16	-2.48	10.16	1.0×10 <sup>-13</sup>	1000	55	170
Octa	PCB-194	429.8	7.76	-2.75	11.13	5.0×10 <sup>-13</sup>	1700	55	170

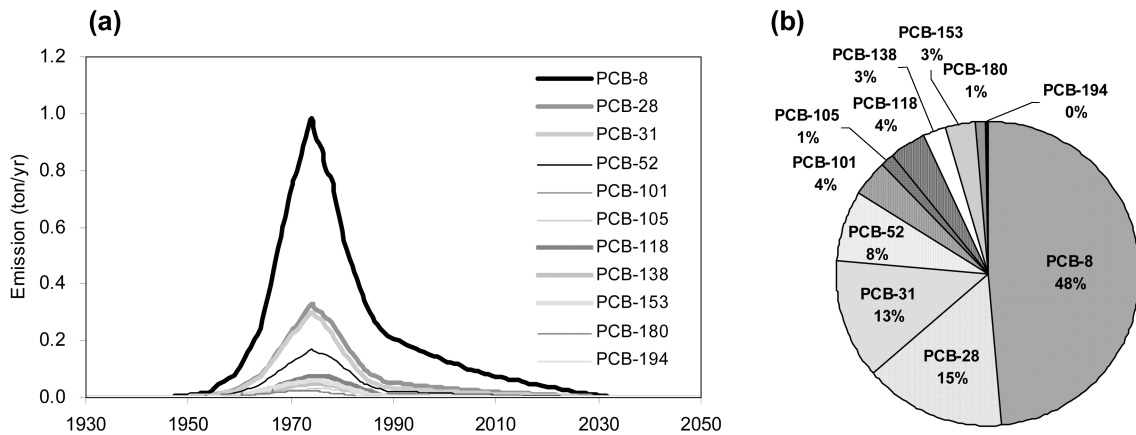


Fig. 2. Time trends of emissions of 11 selected PCB congeners (a) and congener fractions of total amounts emitted from 1930 to 2030 (b). Data from ref 3.

shape)의 농도추세를 보이며, 토양과 퇴적물은 PCBs에 따라 여러 추세를 보인다.

### 3.1.1. 대기

대기에서는 1970년대 중반에 모든 PCBs가 고농도를 보였으며, 1980년대 중후반까지 급격히 감소하다가 2030년까지는 완만히 감소하는 경향을 보였다. 이 결과는 배출량 추세를(Fig. 3) 직접적으로 반영한다. 이전 연구에서는 휘발성이 강한 저염화 PCBs의 배출량과 농도 비율은 시간이 지남에 따라 2030년까지 증가하였으나, 고염화 PCBs의 비율은 감소하는 경향을 보였다.<sup>9)</sup> 그러나 2030년대 이후, 배출량이 거의 없어질 경우에는 고염화 PCBs 농도의 비중이 증가하는 것으로 예측되었다. 이 결과는 대기로의 배출이 사라질 경우에도 지표면에 축적된 PCBs가 기체교환을 통해서 지속적으로 대기오염을 유발할 수 있는 가능성을 제시한다. 이에 대한 자세한 결과해석 및 추후 연구사항은 이전 논문에 수록되어 있다.<sup>9)</sup>

### 3.1.2. 산림

산림은 대기와 비슷한 경향을 보이지만, 침엽수와 활엽수 사이의 차이를 발견할 수 있다. 두 종류 산림의 전체적인 PCBs 패턴은 비슷하지만, 고염화 PCBs에 대해서 활엽수의 농도 진폭이 침엽수보다 크다. 이 결과는 활엽수가 침엽수에 비해 침적속도가 빠르며(활엽수의 PCBs 농도가 침엽수보다 두 배 정도 높음), 겨울철에는 낙엽에 의해 잎에 흡착된 PCBs가 토양으로 이동하기 때문이다. 한편, 기체상 PCBs는 식물의 잎에

있는 큐티클(cuticle)에 수동흡수되는 것으로 알려졌다. 기체상 PCBs는 화학평형 이전까지 지속적으로 잎에 흡수되므로, 식물의 잎이 수동대기채취기 역할을 하여 대기오염 수준을 반영할 수 있다.<sup>13,14)</sup> 국내에서는 솔잎이 대기 중 오염수준을 비교적 잘 반영하는 것으로 보고되었다.<sup>15,16)</sup> 또한 다메체 환경모델링 연구에 의하면, 산림의 필터효과(forest filter effect)에 의해 북반구 산림이 전 지구적 POPs 거동에 영향을 주는 것으로 밝혀졌다.<sup>17)</sup>

### 3.1.3. 토양

고염화 PCBs는 대부분 토양에 축적되는 것으로 알려졌다. 특히 산림토양은 우리나라 국토의 65%를 차지하므로, 산림 자체의 PCBs 흡수와 함께 산림토양의 역할에 대한 관심이 필요하다. 본 연구에서도 산림토양은 농토(cultivated soil)와 일반토양(uncultivated soil)보다 축적량이 많을 뿐만 아니라 농도 역시 20배 정도 높은 결과를 얻었다. 이 결과는 산림의 필터링 효과에 의한 것으로 판단된다. 그러나 토양에 따라서 개별 PCBs의 장기경향은 큰 차이가 나지 않았다. 저염화 화합물인 PCB-8, 28, 31, 52의 토양농도는 대기농도와 같이 1970년대 중후반에 최고를 보이지만, 고염화 화합물일수록 1980~1990년 이후로 최고농도가 관찰된다. 염소가 6개 치환된 PCB-153의 경우, 2030년 농도가 최고농도의 76%에 달하고 있다. 이러한 결과는 환경매체와 PCBs의 물리화학적 특성에 의해 장기 오염경향에 큰 차이가 날 수 있다는 것을 의미한다. 이에 대해서는 다음 장(3.2)에서 보다 자세히 논의하였다.

### 3.1.4. 담수와 해수

담수와 해수는 수생 생태계의 오염물질 축적에 직접적인 영향을 미치며, 비교적 친수성인 오염물질은 해류를 통해 장거리 이동을 한다. PCB-8과 같은 저염화 PCBs는 대기-담수/해수 교환을 통해 수체로 직접 유입되는 비중이 크며, 소수성(hydrophobicity)이 강한 고염화 PCBs의 경우에는 기체교환보다는 대기 강하분진과 토양유출(soil runoff)을 통한 유입의 중요성이 크다. Fig. 3에 의하면, PCB-8의 담수농도는 해수농도보다 두 배 정도 높지만 이외의 PCBs 농도는 해수에서 높다. 특히, 해수는 담수와 비교하여 고염화 화합물의 농도가 높은 것을 확인할 수 있다. 이는 PCBs 유입경로의 차이로 해석할 수 있다. 해수에서 검출되는 PCBs는 대기로부터의 침적뿐만 아니라 담수로부터 이동한 유기탄소입자의 영향을 많이 받는다. 본 연구에서 계산된 연안해수의 유기탄소 농도(6.8 mg/L)는 담수의 유기탄소 농도(0.9 mg/L)보다 약 8배 높은 값이다. 예를 들어, PCB-153 농도( $\text{ng}/\text{m}^3$ )를 유기탄소입자상(particulate organic carbon: POC) 농도( $\text{ng}/\text{g}$  POC)로 환산하면, 해수와 담수의 최대농도 차이는 20% 이내로서 해수와 담수의 장기경향 차이는 대부분 유기탄소 함량의 차이에서 기인한 것으로 해석할 수 있다.

### 3.1.5. 퇴적물

퇴적물의 PCBs 장기경향은 토양에서의 장기경향과 흡사하다. 이는 두 환경매체의 특성이 비슷하며 PCBs의 매체별 반감기도 역시 비슷하기 때문이다. 해수퇴적물의 농도가 담수퇴적물의 농도보다 높은 결과는 위에서 언급된 유기탄소함량의 차이로 설명할 수 있다. 지금까지 PCBs를 포함한 POPs의 퇴적물 장기경향(30년 이상)을 보고한 사례들에서는 대부분 외국의 호수나 연안에서 시추시료(core)를 채취하여 연대에 따른 오염수준의 변화를 파악하였다.<sup>18)</sup> 앞으로 본 연구와 같은 모델결과와 실측자료를 비교하여 다양한 오염물질의 장기배출 영향을 평가할 필요가 있으며, 이를 통해 모델의 정확도를 향상시킬 수 있을 것이다.

## 3.2. PCBs 화합물에 따른 축적경향

PCBs의 물리화학적 특성이 다양한 환경매체에서의 장기경향에 미치는 영향을 파악하기 위하여, 휘발성 범위가 넓은 네 개 화합물(PCB-8, 52, 153, 194)을 선정하였다. 이들은 각각 염소가 2, 4, 6, 8개 치환된 화합물로서(Table 1) 전체 209개 PCBs의 환경거동을 대

표할 수 있을 것이다.

### 3.2.1. 화학물질 분배지도

Fig. 4는 세 분배계수(옥탄올/물:  $\log K_{OW}$  옥탄올/공기:  $\log K_{OA}$ , 공기/물:  $\log K_{AW}$ ) 조합을 가진 가상의 유기오염물질이 대기, 토양, 수체에 각각 1/3씩 배출된 후, 각 환경매체에 축적된 비율을 전 지구 다매체 환경 모델인 Globo-POP을 이용하여 계산한 그림이다.<sup>19)</sup> 이 계산결과 위에 본 장에서 살펴볼 PCBs의 위치를 표시하였다. PCB-8은 주로 다매체 거동을 거치는 위치에 있으며, 염소 개수가 증가할수록 토양과 퇴적물에 축적되는 비율이 높은 우측하단에 위치한다. 고염화 화합물일수록 소수성이 증가하므로 대기와 물보다는 유기물이나 토양에 더 많이 분배된다. 따라서 PCBs의 장기거동을 평가할 때는(특히 총량 측면에서) 토양과 퇴적물의 특성과 이들 매체에 축적된 화합물의 반감기에 주목할 필요가 있다.

### 3.2.2. PCBs 화합물별 장기경향

PCBs 화합물에 따른 매체별 장기경향을 비교하기 위해, 매체별 농도를 표준화(normalization)하여 같은 그래프 내에 나타내었다(Fig. 5). 표준화 방법은 다음과 같다. 예를 들어, 1930년부터 2030년까지의 개별 연도의 PCB-8 농도를 모든 연도의 PCB-8 농도합으로 나누고 100을 곱하여 각 연도별로 상대적인 양(%)을 계산하였다. 이 과정을 통해 Fig. 3의 농도 그래프와는 달리, 서로 다른 매체의 장기경향을 직접 비교할 수 있게 하였다.

염소의 개수가 증가할수록 비휘발성과 소수성이 증가하고, 환경매체에서의 반감기 역시 증가하는 경향이 있다(Table 1). 이러한 물리화학적 특성은 환경매체별 장기경향에 직접적인 영향을 미친다. PCB-8의 경우, 모든 환경매체에서 1970년대 중반에 최고농도가 관찰되며, 이는 대기 배출량(Fig. 2) 경향을 그대로 반영하는 결과이다. PCB-52는 PCB-8과 비슷한 경향을 보이지만, 퇴적물의 경우(보라, 연보라색)에는 1980년대 중반에 최고농도가 관찰되어 약 10년 정도의 시간차를 보인다. 이러한 차이는 퇴적물에서의 반감기로 설명할 수 있다. PCB-52의 토양과 수체에서의 반감기는 PCB-8의 반감기보다 세 배 정도 크지만, 퇴적물에서의 반감기는 10배 차이가 난다. 따라서 상대적으로 긴 반감기로 인해 퇴적물은 대기 배출량의 감소를 즉각 반영하지 않는 것으로 해석할 수 있다.

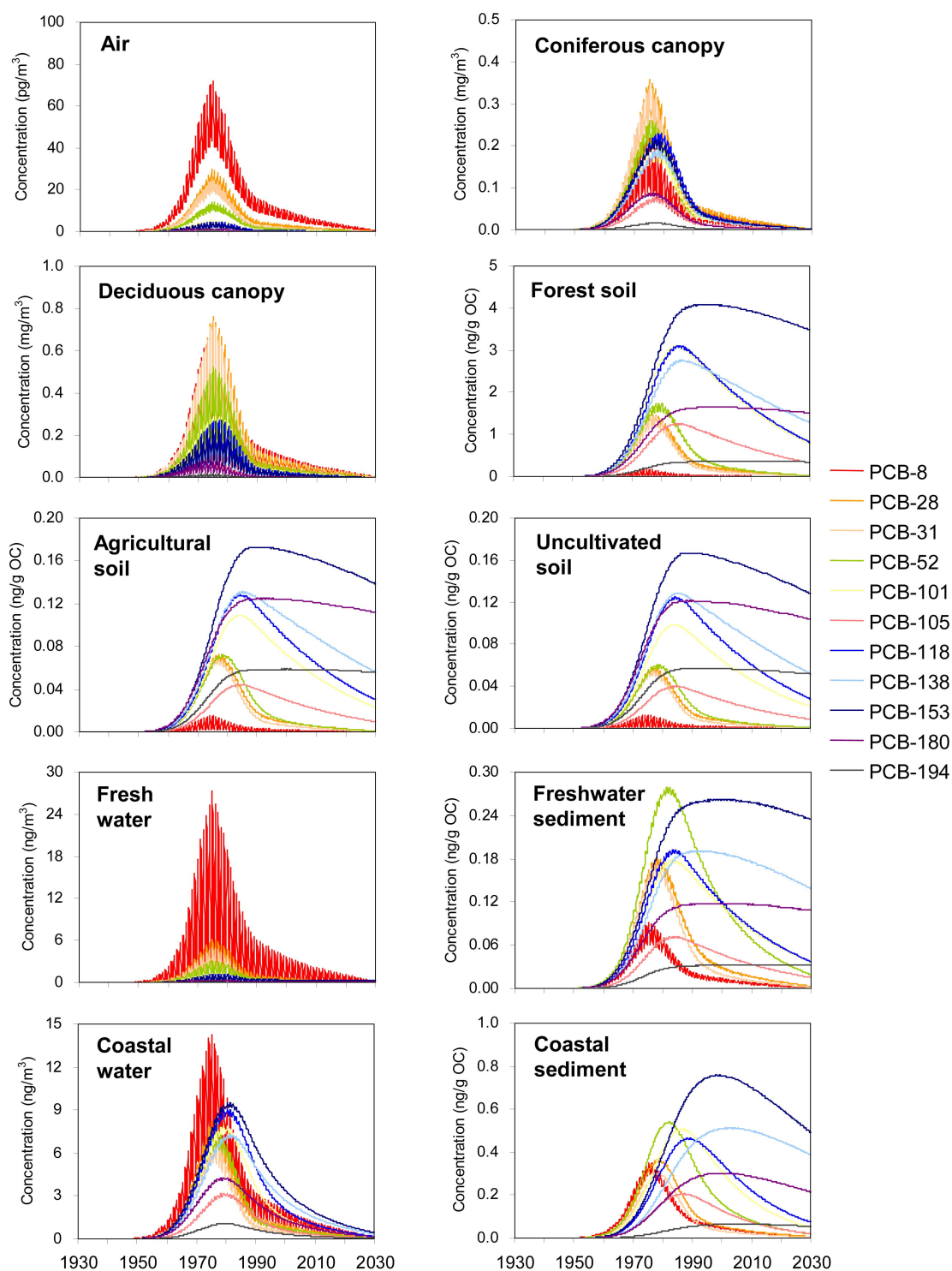
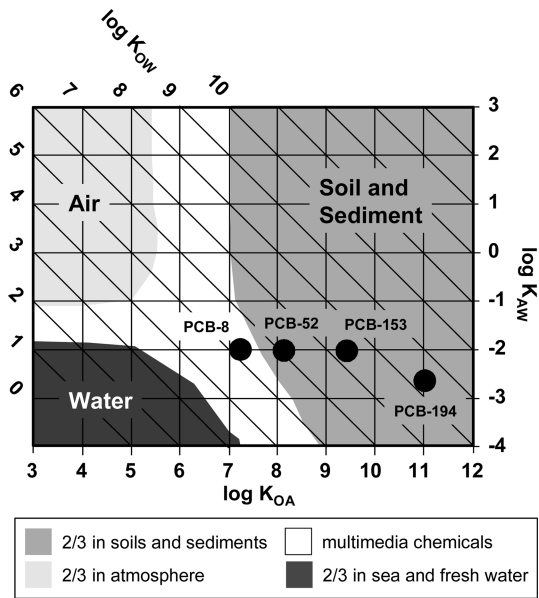


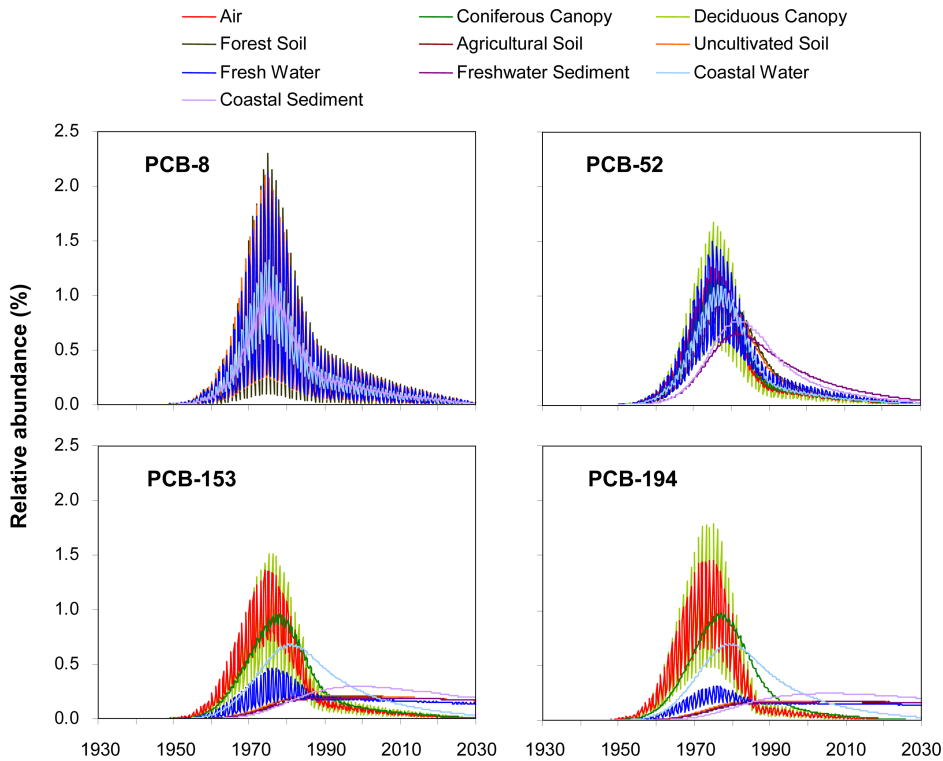
Fig. 3. Time trends of PCB congener concentrations for different environmental compartments in South Korea predicted by CoZMo-POP 2.



**Fig. 4.** Environmental compartments for hypothetical chemicals defined by their partitioning properties of  $\log K_{AW}$ ,  $\log K_{OA}$ , and  $\log K_{OW}$  at 25°C (Modified from ref 19). PCB-8, 52, 153, 194 are located on this plot.

위에서 언급된 반감기 효과는 PCB-153과 PCB-194의 경우에 확연히 나타난다. 퇴적물에서는 최고농도가 명확히 보이지 않고 1990년대까지 농도가 천천히 증가하여 이후로 2030년대까지 일정한 수준으로 유지되고 있다. 이러한 경향은 세 종류의 토양 모두에서 관찰된다. 한편, 활엽수는 대기와 동일한 경향을 보이지만, 침엽수는 5년 정도의 시간차를 보이고 있다. 이러한 차이는 활엽수와 침엽수 잎의 성장 차이에서 기인한다. 활엽수의 잎은 봄과 여름에 주로 대기 중 PCBs를 흡수한 후, 가을과 겨울에 낙엽으로 떨어져 산림토양으로 이동시킨다. 따라서 활엽수 잎은 대기 중 PCBs 농도를 매년 새롭게 반영한다. 그러나 침엽수 잎은 수년간 나뭇가지에 붙어서 성장한다. 이로 인해 대기와 침엽수에서의 최고농도가 시간차를 보이는 것으로 판단된다. 본 연구에서는 CoZMo-POP 2의 산림인자로서 침엽수 잎의 평균연령을 5년으로 가정하였으며, 이 시간이 최고농도의 시간차를 직접적으로 설명할 수 있다.

한편 PCB-153과 PCB-194의 담수와 해수의 장기경향이 PCB-8과 PCB-52의 장기경향과 다른 점을 찾을 수 있다. 담수의 경우, 1970년대 중반에 최고농도를 보



**Fig. 5.** Time trends of relative abundance for selected PCB congeners. Concentrations in each year were divided by the sum of concentrations between 1930 and 2030.

이다가 1990년대 이후로는 토양 및 퇴적물과 같은 추세로 일정수준으로 유지된다. 이와 같이 담수의 농도가 장기간 일정한 수준으로 유지되는 이유는 토양으로부터 지속적으로 PCBs가 유입되기 때문이다. 즉, 모델 내에서 강수로 인해 토양이 지속적으로 담수로 유입되면서 토양에 축적되었던 PCBs가 담수로 공급되는 효과가 나타나기 때문이다. 해수는 담수와는 달리, 1980년대 초에 최고농도를 보이다가 지속적으로 감소하여 2030년에는 토양과 퇴적물보다 낮은 상대적 양으로 감소하고 있다. 이 결과는 담수에서 해수로의 유입과정과 관련 있다. 대기 배출량이 감소하기 시작한 초기에 전체적인 유입량은 급감하고, 이후 토양에 축적된 PCBs가 지속적으로 담수로 유입되어 해수로 이동하지만 이러한 이동량도 상당히 감소하게 된다. 지금까지 동일 지역 내의 상류, 하구연, 연근해 퇴적물에서 PCBs의 장기축적 경향을 파악한 연구는 없으므로 추후 모니터링 연구를 통해 본 연구에서 제시한 PCBs 이동 및 축적과정을 평가할 필요가 있다.

3.2.3. 매체별 축적비율

Fig. 6은 개별 PCBs (8, 52, 153, 194)가 100년의 모델링 기간에 환경매체별로 축적된 총량 비율을 나타낸 그림이다. PCBs 화합물에 따라서 매체별 축적량 경향에 큰 차이가 있는 것을 알 수 있다. PCB-8의 70% 정도는 해수에 축적되고, 대기와 침엽수에도 상당량 축적되는 것으로 예측되었다. PCB-52는 산림토양 > 해수 > 침엽수 순으로 축적되었다. PCB-153과 -194는 상당히 비슷한 경향을 보이고 대부분(80-90%) 산림토양에 축적되는 것으로 예측되었으며, 농업토양과 일반

토양에 축적된 PCB-194 비율이 -153보다 큰 특징이 있다. 이 결과에서도 명확히 보이듯이, 고염화 PCBs는 대부분 토양에 축적되고 특히 산림토양의 역할이 중요하다. 이전 장(3.1)에서 언급한 바와 같이 산림토양은 국내 육상 환경매체 중에서 가장 큰 면적을 차지하며, 침엽수와 활엽수에 의한 PCBs 필터링 효과와 낙엽으로 인한 산림토양으로의 이동이 산림토양 오염에 큰 역할을 한다. 국내 산림은 많은 경우 평지가 아닌 산악지대에 위치하고 있다. 산악지대는 저온과 잦은 강수(비, 눈, 안개)로 인해 대기 중의 오염물질이 지표에 침적되기 수월하므로, 산악기상조건과 산림의 종류, 연령 등이 PCBs 거동에 미치는 영향을 종합적으로 파악할 필요가 있다.

3.3. 실측자료와의 비교

다매체 환경모델 결과의 신뢰도를 확인하고 입력자료와 주요 프로세스 등을 최적화하기 위해서는 실측자료와 비교할 필요가 있다. 국내 환경매체의 PCBs 농도를 보고한 국내의 학술지 논문은 약 30편 정도가 검색되었다. 대부분의 논문은 대기와 퇴적물을 대상으로 하고 있으며, 일부 논문은 토양, 솔잎 등을 다루고 있다. 이러한 논문 중에서 시료개수가 많으며 모델링 결과와 비교할 정도로 여러 PCBs 화합물 자료를 제시한 논문은 10편 내외에 불과하였다. 담수와 해수를 분석한 논문은 찾기 어려웠으며, 일부 토양을 분석한 논문이 있었으나 시료가 한정되어 있으므로 본 연구에서는 대기, 침엽수, 담수퇴적물, 해수퇴적물 자료만을 사용하였다. 실측자료는 매체별로 최소 4개, 최대 69개 시료의 중간값(median)을 사용하였다. 대기농도는 서울, 안성,

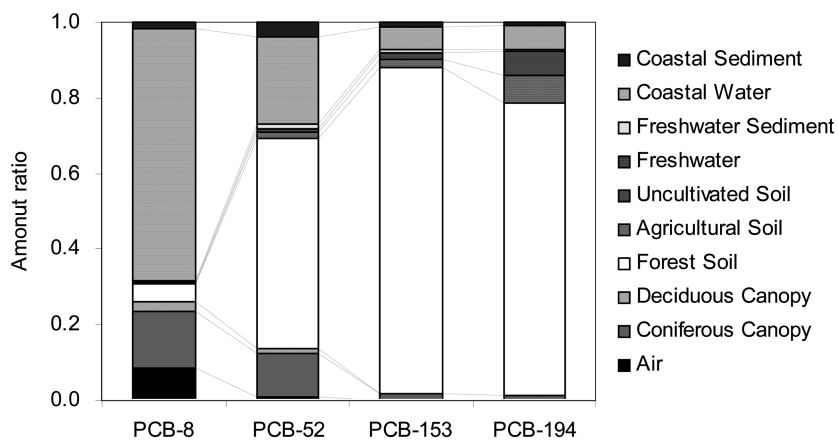


Fig. 6. Amount ratios of four PCB congeners in environmental compartments between 1930 and 2030.

제주도 고산에서 측정된 자료를 사용하였으며,<sup>20-22)</sup> 솔잎의 농도는 안성에서 측정된 값이다.<sup>16)</sup> CoZMo-POP 2에서는 침엽수와 활엽수의 오염농도를 수관(canopy)의 부피단위( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )로 계산한다. 그러므로 실측자료와 비교하기 위하여 침엽수 잎의 밀도를  $0.5 \text{ g}/\text{cm}^3$ 로 가정하였다. 담수퇴적물 농도는 금호강 퇴적물 분석값을 사용하였으며,<sup>23)</sup> 해수퇴적물 농도는 경기만, 광양만, 마산만, 부산만, 울산만, 영일만에서 측정된 값을 사용하였다.<sup>24,25)</sup>

실측자료와 본 연구의 모델링 결과(2000년 평균농도)를 Table 2에서 비교하였다. 전반적으로 모델값이 실측값보다 2-10배 작게 예측되었다. 실측값 대부분은 오염이 예상되는 지역에서 채취한 시료의 분석결과이며, 배경농도가 포함되지 않았기 때문에 이러한 결과가 나온 것으로 판단된다. 본 연구에서는 남한과 일부 연근해를 하나의 상자로 간주했기 때문에 모델 내에서는 특정 오염지역을 구분하지 않고 전체 지역의 평균 농도를 산출하였다. 대기농도의 경우에는 배경지역인 제주도 고산의 측정값과 농도패턴이 모델결과와 상당히 일치하는 것이 보고되었다.<sup>9)</sup> 따라서 다수의 배경지역에서 대기 이외의 환경매체를 모니터링할 경우, 이러한 실측결과와 모델결과는 더욱 일치할 것으로 예상된다.

일반적으로 다매체 모델에 사용되는 배출량의 불확도는 매우 크므로 정확한 농도의 예측보다는 전반적인 오염수준, 매체별 분배, 특정 환경인자가 오염물질 거동에 미치는 영향 등을 평가하는데 유용하다. 따라서 모델값과 실측값의 차이가 10배 이내면 양호한 결과라고 할 수 있으며, 추가로 모델결과의 신뢰성을 판단하기 위해서는 PCBs 화합물의 농도비율을 확인할 필요가 있다. 또한 장기 측정자료(예: 연대측정이 가능한 퇴적물 깊이별 농도)와 모델결과를 비교함으로써 장기 배출량의 신뢰성을 판단할 수 있다. 다양한 환경매체에서

의 장기측정은 주로 온타리오 호수 등의 오대호 주변에서 수행되고 있으나, 국내에서는 이와 같은 연구결과가 거의 보고되지 않았다.

Fig. 7에는 매체별 측정값(좌)과 모델값(우)에 대한 계열선이 표시되어 두 결과들을 수월하게 비교할 수 있다. 대기는 저염화 화합물(PCB-28, -52)의 합이 전체의 70% 정도로서 두 결과가 상당히 일치하였다. 앞에서 언급했듯이, 청정지역인 제주도 고산 결과를 사용할 경우, 측정값과 모델값이 더욱 일치하는 것을 이전 연구에서 확인하였다.<sup>9)</sup> 침엽수의 PCBs 장기경향은 대기의 장기경향과 상당히 유사한 것을 확인할 수 있었으나(Fig. 3), 솔잎에서 측정된 PCBs 농도비율은 오히려 대기 모델결과와 유사하였다. 이러한 결과는 솔잎 채취지역에 따른 영향일 가능성이 있다. 본 연구에서 사용한 솔잎의 PCBs 농도는 안성지역에서 자생하는 네 종류의 소나무 잎에서 채취한 농도이다. 이 논문<sup>16)</sup>에 인용된 해외자료들을 참고하면, 침엽수에 침적된 PCBs 농도수준과 비율은 지역별로 다르며, 스웨덴 서해안의 전나무에서 검출된 PCBs 농도비율<sup>26)</sup>이 본 연구의 모델결과와 상당히 유사한 것을 확인하였다. 따라서 향후 전국 다양한 지점에서 채취한 침엽수 잎의 PCBs 분석결과와 모델결과를 비교할 필요가 있다. 담수퇴적물 모델결과는 고염화 PCBs가 우세하지만, 금호강 측정결과는 PCB-28, -52, -101이 전체의 60%에 달할 정도로 저염화 화합물의 비중이 크다. 반면에 1971년과 1997년에 오대호의 하나인 에리호(Lake Erie)에서 채취한 담수퇴적물의 분석결과와 본 모델결과가 유사한 것을 확인했으며, 시간이 지날수록 저염화 PCBs의 비율이 감소하는 경향을 관찰하였다.<sup>27)</sup> 따라서 금호강 퇴적물의 PCBs 오염경향은 전국적인 오염경향을 대표하지 못할 가능성이 있다. 이에 비해 해양퇴적물은 모델결과와 비슷한 경향을 보인다. 해양퇴적물은 서해, 남해, 동해

**Table 2.** Concentrations of selected PCB congeners measured in previous studies and modeled in this study for the year 2000.

	PCB-28	PCB-52	PCB-101	PCB-105	PCB-118	PCB-138	PCB-153	PCB-180	PCB-194	Sum	Reference
Air-measured ( $\text{pg}/\text{m}^3$ )	10.3	4.07	4.02	0.04	0.50	0.61	0.87	0.37	0.00	20.8	20, 21, 22
Air-modeled	2.60	1.04	0.43	0.19	0.31	0.19	0.24	0.05	0.01	5.05	This study
Needle-measured ( $\text{pg}/\text{g}$ )	402	80.5	63.5	26.0	44.0	27.0	24.0	26.0	0.00	693	16
Needle-modeled	64.8	43.2	38.7	16.8	48.8	37.2	44.1	14.0	2.83	310	This study
Fresh Sed-measured ( $\text{ng}/\text{g}$ )	1.00	0.95	1.50	0.42	0.26	0.17	0.72	0.52	0.00	5.54	23
Fresh Sed-modeled	0.02	0.07	0.07	0.03	0.07	0.11	0.15	0.07	0.02	0.60	This study
Coastal sed-measured ( $\text{ng}/\text{g}$ )	0.25	0.32	0.29	0.00	0.29	0.51	0.70	0.57	0.00	2.93	24, 25
Coastal sed-modeled	0.02	0.07	0.14	0.06	0.16	0.23	0.35	0.14	0.03	1.20	This study

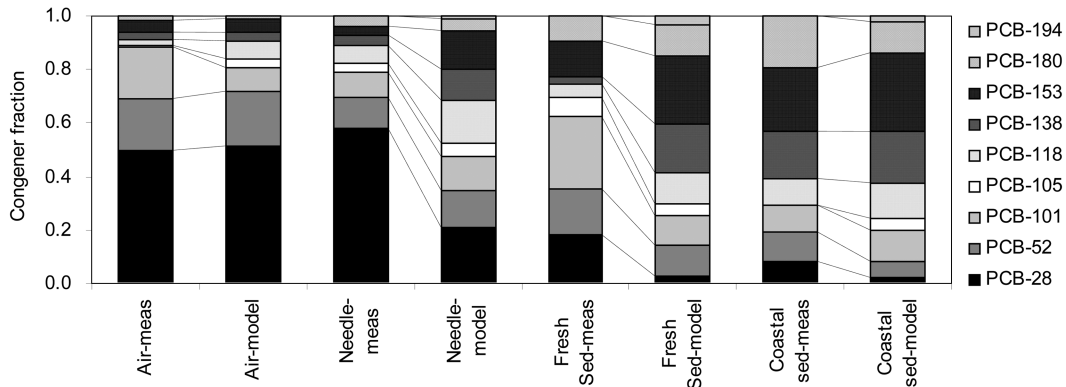


Fig. 7. Comparison of PCB congener fractions between modeled data for the year 2000 and measured data in Table 2.

의 다양한 곳에서 채취되었기 때문에 비교적 평균적인 농도경향을 보여주는 것으로 판단된다.

#### 4. 결 론

PCBs가 국내 환경매체에서 축적되는 경향을 파악하기 위하여 CoZMo-POP 2를 이용하여 1930-2030년의 장기간 다매체 환경모델링을 수행하였다. PCBs의 매체별 농도변화, 축적량, 축적결과와의 농도수준 및 패턴 비교를 통해 다음과 같은 주요 결과들을 얻었다. (1) 전반적으로 대기, 산림, 담수, 해수는 PCBs의 종류에 크게 상관없이 배출량과 비슷한 농도추세를 보이는 반면, 토양과 퇴적물은 PCBs 화합물에 따라 여러 추세를 보였다. 이러한 차이는 환경매체의 물리적 특성과 개별 PCBs의 휘발성과 반감기 등의 영향을 동시에 받은 것으로 확인되었다. (2) 고염화 PCBs의 대부분은 산림토양에 저장되고 있으며, 배출량이 1930년대 수준으로 감소하는 2030년 이후에도 대기-토양 교환을 통해 지속적으로 대기로 배출될 가능성이 있다. (3) 배출량의 큰 불확도에도 불구하고 환경매체별 모델농도는 실측값과 10배 이내로 일치하였으며, 농도패턴도 비교적 유사한 것으로 판단되었다.

앞으로 본 연구결과의 신뢰도를 평가하고 국내 환경에 적합한 다매체 환경모델을 개발하기 위해서는 실측 자료를 기초로 산정한 장기 배출량과 다양한 환경매체에서의 장기 모니터링 자료가 요구된다. 이를 통해 배출량 감소가 다양한 환경매체의 장기 오염수준에 미치는 영향을 살펴봄으로써, PCBs뿐만 아니라 비슷한 특성을 지닌 화학물질 규제정책의 실효성을 판단하고 장기 대처방안을 마련할 수 있을 것이다.

#### 감사의 글

본 연구는 교육과학기술부 두뇌한국 21 사업의 지원으로 수행되었습니다. 연구 아이디어를 제공해 주신 토론타대학교의 Frank Wania 교수님께 감사드립니다.

#### 참고문헌

1. K. Breivik, A. Sweetman, J. M. Pacyna, and K. C. Jones, *Science of the Total Environment*, **2002**, 290, 181-198.
2. K. Breivik, A. Sweetman, J. M. Pacyna, and K. C. Jones, *Science of the Total Environment*, **2002**, 290, 199-224.
3. K. Breivik, A. Sweetman, J. M. Pacyna, and K. C. Jones, *Science of the Total Environment*, **2007**, 377, 296-307.
4. F. Wania and D. Mackay, *Environmental Science and Technology*, **1996**, 30, 390A-397A.
5. 최성득, 백송이, 장윤석, 윤영준, 박병권, 홍성민, *Ocean and Polar Research*, **2007**, 29, 297-302.
6. A. Malanichev, E. Mantseva, V. Shatalov, B. Strukov, and N. Vulykh, *Environmental Pollution*, **2004**, 128, 279-289.
7. F. Wania and Y. Su, *Ambio*, **2004**, 33, 161-168.
8. 최성득, 장윤석, *한국해양학회지*, **2007**, 12, 24-31.
9. 최성득, *한국대기환경학회지*, **2008**, 24, 118-127.
10. D. Mackay, "Multimedia Environmental Models: The Fugacity Approach" 2nd ed., **2001**, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
11. F. Wania, K. Breivik, N. J. Persson, and M. S. McLachlan, *Environmental Modelling and Software*, **2006**, 21, 868-884.

12. 김경미, 조규탁, 이지윤, 이지은, 이동수, *환경독성학회지*, **2004**, 19, 227-233.
13. 최성득, 장윤석, *한국대기환경학회지*, **2005**, 21, 481-494.
14. 최성득, 백송이, 장윤석, *한국환경분석학회지*, **2007**, 10, 91-97.
15. 신은상, 여현구, *대한위생학회지*, **2006**, 21, 1-11.
16. 신은상, 여현구, 조기철, 천만영, *한국환경보건학회지*, **2006**, 32, 46-52.
17. Y. Su and F. Wania, *Environmental Science and Technology*, **2005**, 39, 7185-7193.
18. C. H. Marvin, M. N. Charlton, G. A. Stern, E. Braekevelt, E. J. Reiner, and S. Painter, *Journal of Great Lakes Research*, **2003**, 29, 317-331.
19. F. Wania, *Environmental Science and Technology*, **2003**, 37, 1344-1351.
20. H. G. Yeo, M. Choi, M. Y. Chun, and Y. Sunwoo, *Atmospheric Environment*, **2003**, 37, 3561-3570.
21. H. G. Yeo, M. Choi, M. Y. Chun, T. W. Kim, K. C. Cho, and Y. Sunwoo, *Science of the Total Environment*, **2004**, 324, 261-270.
22. G. Lammel, Y.-S. Ghim, A. Grados, H. Gao, H. Hühnerfuss, and R. Lohmann, *Atmospheric Environment*, **2007**, 41, 452-464.
23. S. I. Lee, Y. B. Kim, G. H. Jeong, and S. W. Lee, *Journal of the Environmental Sciences*, **2004**, 13, 739-746.
24. S. H. Hong, U. H. Yim, W. J. Shim, J. R. Oh, and I. S. Lee, *Marine Pollution Bulletin*, **2003**, 46, 244-253.
25. S. H. Hong, U. H. Yim, W. J. Shim, and J. R. Oh, *Environmental Science and Technology*, **2005**, 39, 7380-7388.
26. L. E. Brorstrom and C. Lofgren, *Environmental Pollution*, **1998**, 102, 139-149.
27. C. H. Marvin, S. Painter, M. N. Charlton, M. E. Fox, and P. A. L. Thiessen, *Chemosphere*, **2004**, 54, 33-40.