한국환경과학회지 제9권(제3호), 201~208, 2000
J. of the Korean Environmental Sciences Society

등줄쥐를 이용한 육상환경 중의 PCBs와 DDE의 오염평가

윤 명 희 · 김 민 관 · 민 병 윤* · 최 재 원**
경성대학교 자연과학부 · *경남대학교 공간환경시스템공학부 · **愛媛大學 環境保全學科
(*1999*년 *9*월 *1*일 접수)

Evaluation of PCBs and DDE contamination in terrestrial environment using striped field mouse, *Apodemus agrarius*

Myung-Hee Yoon, Min-Kwan Kim, Byung-Yoon Min* and Jae-Won Choi**
Division of Natural Sciences, Kyungsung University, Pusan 608-736, Korea
**Division of Architectural Civil and Environmental Engineering, Masan 631-701, Korea*
***Department of Environment Conservation, Ehime University, Matsuyama 790, Japan*
(Manuscript received 1 September, 1999)

PCBs and DDE were determined in the soil samples and the Korean striped field mice, *Apodemus agrarius*, collected at six localities in Changwon and one locality in Gaduck Island from August 1997 to May 1998. The residual level of PCBs in soils, in which the concentrations of high chlorinated compounds were much higher than those of low chlorinated ones, was highest in the industrial area(IA) in Changwon(60.7 ng/g in average), whereas those of DDE in soils was highest in Gaduck Island(331.9 ng/g in average). However, the levels of each compound detected from soils in the respective remaining places were relatively low. The similar tendency as in the soils was observed in the mice, indicating that the concentration of pollutants in the mice could denote the status of pollution in the terrestrial environment. The composition of PCB congeners in the mice, however, was different from that of soils, but similar to those of other mammals. Moreover, the residual levels of PCBs and DDE in pregnant females from which fetuses were removed were lower than those of males and non-pregnant females. It suggests that these compounds accumulated in pregnant females might have been transferred to the fetuses through placenta as in other mammals. Judging from the above facts, it is suggested that the striped field mouse can be an useful biological index to evaluate the contamination in mammals inhabiting terrestrial environment.

Key words : terrestrial environment, PCBs, DDE, biological index, striped field mouse, Korea

1. 서 론

유기염소계 화합물은 물에 녹지 않고 화학적으로 안정된 성질 때문에 잔류성이 강하여, 전 세계적으로 분포되어 있다. 특히 공업형 오염물질인 PCBs와 농업형 오염물질인 DDTs는 태아의 발생과 기관 형성[1~4] 및 신경계 발생에 악영향을 주며,[5] 세포를 증식시키며,[6] 발암원이 되기도 하며,[7,8] 유전독성을 일으킨다.[9~12] 또한 각종 실험동물[3,14~16]과 야생 동물[17~20]의 번식능력 저하에도 심대한 영향을 미쳐 이러한 심각한 문제로 인하여 전세계적으로 이들의 사용이 금지 또는 제한된 바 있다.

한편, PCBs 및 DDTs는 사용이 금지 또는 제한 된 이후, 지역에 따라 감소되는 경향을 보이는 곳도 있으나,[21] 아직도 각종 무기 환경이나 생물에서 검출되고 있는 실정이다.[17,22~33] 따라서 환경 중의 이들 화합물의 거동을 파악하는 일은 인류 건강의 유해성 평가를 위하여 매우 중요하며, 환경 중의 물질 농도를 파악하기 위해서는 이들 물질을 체내에 농축하는 생물시료를 분석하는 것이 일반적이다. 그러나 현재까지는 PCBs나 DDTs의 모니터링을 위하여 주로 연안이나 해양환경에 서식하는 생물을 분석해 왔으며, 인류 건강에 대한 유해성 평가의 기초자료로서 매우 유용하게 쓰일 수 있는 육상포유류에 대한 조사는 매우 제한적이었다.

본 연구에서는 경제활동이 매우 활발한 공업도시인 창원시와, 농업과 어업이 주된 산업인 가덕도에 대한, 육상환경 중의 PCBs 및 DDTs의 분해 산물인 DDE의 오염현황을 비교 조사하기 위하여, 이들 지역에서 채취 및 채집된 토양과 등줄쥐로부터 PCBs와 DDE의 농도를 분석하였다. 또한 등줄쥐에서 검출된 PCBs의 동족체 구성 및, 등줄쥐의 임신여부와 성별에 따른 PCBs와 DDE의 농도 차이에 대해서도 검토하여, 등줄쥐가 인류를 포함

한 육상 포유류의 오염 평가를 위한 생체지표로 쓰일 수 있는지에 대하여 고찰하였다.

2. 재료 및 방법

2.1. 조사 지역

창원은 경상남도의 중부 남단에 위치한 농업 도시였으나, 1976년 대규모 기계공업단지가 임해공업지역 내에 조성되어 각종 중공업 공장이 들어서면서, 외각 지역에서만 소규모의 농업이 행해지고 있는 현재 인구 50만의 중공업도시로 변모했고,[34] 공단 내에는 대규모의 아파트 단지도 들어서 있다. 본 연구에서는 공업(I), 농업(A), 주거지역(R)을 대상으로 2개 장소씩(A, B)을 설정하여, 이곳들로부터 토양을 채취하고 등줄쥐를 채집하였다(Fig. 1). 조사지역 선정시, 등줄쥐의 행동범위가 중복되지 않는 지역을 선정하기 위하여 조사지점 사이의 거리가 충분하도록 하였다. 즉 등줄쥐의 행동범위가 2,282~5,110m²[35,36]인 점을 고려하여, 각 조사지점 사이의 거리가 500m(면적 250,000m²) 이상 떨어져 있는 곳을 조사 대상 지역으로 선택하였다.

가덕도는 부산 낙동강 하구의 우안에 위치하는 면적 20.7㎢, 인구 4,769명의 작은 섬으로써[34] 가덕도 동쪽부터 낙동강 하구까지는 자연환경 보전지역 및 자연 생태계 보전지역으로 지정되어 있다[37](Fig. 1, inset B). 가덕도 북쪽에 위치한 녹산동(부산시 강서구)과 용원동(경남 진해시) 일대에는 현재 녹산, 신호지방공단 및 명지주거단지가 조성 중에 있으며, 가덕도 일원은 부산 · 경남권 광역개발 계획의 일환으로 신항만 개발이 추진 중이다. 채집지역인 대항은 가덕도의 허리부분에 위치하고 있으며, 소규모의 농업이 행해지고 있으며, 지역개발에 의한 공업형 오염원은 없다고 생각되는 곳이다. 토양과 등줄쥐를 선착장으로부터 약 300m 떨어진 농업지역(GA)에서 채집하였다.

2.2. 실험재료

Fig. 1에 표시한 창원의 6개 지점에 1997년 8월부터 1998년 2월에 걸쳐, 계절별로 1~3회, 매회 60개의 Sherman live trap(소형, 5㎝×6.5㎝×16㎝; 대형, 7.5㎝×9.5㎝×30㎝)을 찐보리를 미끼로 설치하여, 총 50개체의 등줄쥐를 포획하였다. 즉 각 지역별로 수컷(M), 임신하지 않은 암컷(NP), 임신한 암컷(P)으로 구별했을 때, 창원의 공업지역(IA와 IB)에서 M 3, NP 10 및 P 9개체, 농업지역(AA와 AB)에서 M 6, NP 6 및 P 3개체, 주거지역(RA와 RB)에서 M 9 및 NP 4개체를 포획하였다(Table 2 참조). 또한 가덕도 대항 지역에는 1998년 5월에 덫을 설치하여 총 17개체(M 8, NP 7, P 2)를 채집하였다. 생포된 등줄쥐를 실험실로 운반한 후, 연령사정 및 조직학적 관찰을 위하여 두부, 생식기(왼쪽 정소와 부정소) 및 간을 적출하고, 나머지 사체는 폴리에틸렌 비닐백(*polyethylene bag*)에 넣어 -20℃에서 냉동 보관하였다. 등줄쥐의 연령은 Lin 과 Shiraishi,[38] Koh[39] 및 Yoon 등[40]의 방법을 이용하여, 유수 및 아성수(II, III)와 성수(IV~VI) 연령군으로 구분하였으며, 그 결과 채집된 등줄쥐는 대부분이 성수(59개체)였고 아성수는 8개체(IA 지역 1 ♀, AA 지역 2 ♂♂, GA 지역 5 ♀♀)뿐이었다(Table 2 참조).

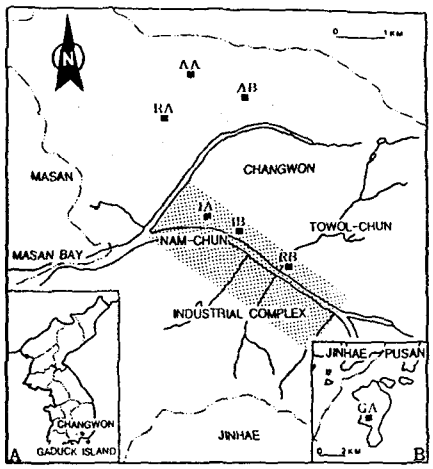

Fig. 1. Map of the study area in Korea(inset A), showing six *localities in Changwon*(middle) and, a locality in Gaduck Island(inset B). IA, industrial area A; IB, industrial area B; AA, agricultural area A; AB, agricultural area B; RA, residential area A; RB, residential area B *in Changwon, respectively*. GA, *agricultural* area in Gaduck Island.

등줄쥐가 포획된 장소에 대한 토양의 오염상황을 알기 위해서, 등줄쥐가 채집된 지역의 토양들을 각 지역별로 약 50m 간격으로 3지점씩, 표층 5㎝이내에서 채취하였고, 폴리에틸렌 비닐백에 넣어 분석 전까지 -20℃에서 냉동 보관하였다.

2.3. 분석방법

보관되어 있던 각 토양시료들을 실온에서 자연 건조시킨 후, 막자사발에 갈아 채(직경 600㎛)에 걸러, 장소별로 약 20g 씩을 분석에 이용하였다. 동물 생체의 분석을 위해서는 최소한 10g 이상의 조직이 필요하므로 등줄쥐의 경우 수컷, 임신하지 않은 암컷, 태자를 제외한 임신한 암컷의 사체를 막자사발에 갈아서 균질화시킨 후 개체당 10~20g 씩을 분석에 이용하였다. 한편 임신한 개체내의 태자를 포함한 자궁의 무게는 모두 10g 미만이어서 태자의 분석은 불가능하였다. 분석 방법은 Wakimoto 등[41]에 의하여 개발된 알카리 알콜 분해법을 사용하였다. 분석에는 특급 시약을 사용했으며, 아세톤, 에탄올 및 n-헥산은 증류하여 사용하였다. 각 시료들은 1N 알칼리 알콜에 넣어 환류장치에서 90℃로 1시간 동안 가열 분해하였다. 분해된 시료액을 1ℓ 분액 깔대기에 넣고 n-헥산을 가하여 액체-액체 추출을 2회 행한 후, 알칼리액은 폐기하고 헥산층을 취하였다. 여기에 황산처리를 하여 지방을 지방산 염으로 분해한 후, 수세 및 KD(Kuderna-

Danish) 농축으로 시료를 1㎖까지 농축하였다. 농축된 시료를 fluorisil Sep-pak cartridge(Lot No. T7163C1, Waters)와 silica Sep-pak cartridge(Lot No. T7042C1, Waters)를 통과시켜 방해물질을 제거한 후, 질소 기류하에서 농축한 시료 2㎕를 GC-ECD(Gas chromatography electron capture detector, Hewlett Packard 5890 Series II)에 주입하여 PCBs를 정량하였다. 이 때, 길이 25m, 내경 0.25mm의 0.20 μm fused silica capillary column을 사용하였다. 토양의 경우 건조 중량(dry weight basis)으로, 등줄쥐의 경우 습중량(wet weight basis)으로 정량하였다.

PCBs 표준물질로는 Kanechlor-mixture(KC-300:400:500:600=1:1:1:1)를 사용하였으며, PCBs를 유도체로 만들지 않고 분석하는 peak pattern법으로 정량하였다. PCBs 농도는 peak pattern법으로 정량화한 모든 이성체의 농도를 합하여 표시하였으며, PCBs의 수치화는 Tanabe 등[12]의 수치화법을 이용하였다. DDTs는 알카리 분해과정 중 *p, p'*-DDE(Dichloro-diphenyl-dichloroethylene)로 전환되므로 DDTs의 농도는 *p, p'*-DDE(이하 DDE) peak를 측정하여 검출하였다. 즉 PCBs 차트 상에서 DDE의 봉우리를 읽은 후, 표준품(2 ppm)을 주입하여 얻은 DDTs 차트를 이용하여 peak pattern법으로 정량하였다.[12]

3. 결 과

3.1. 토양 중의 PCBs 및 DDE

창원의 공업, 농업 및 주거지역에서 지역별로 각 두 지점씩, 그리고 가덕도 농업지역의 한 지점에서 채취한 토양으로부터 검출된 PCBs와 DDE의 농도(N=3, 건조중량)를 각각 Table 1과 Fig. 2에 제시하였다. PCBs의 경우 창원의 공업 IA지역에서 검출된 평균 농도는 60.7 ng/g로서 다른 지역들의 농도와 유의적인 차이를 보였다($p<0.05$). 공업 IB지역(평균 10.5 ng/g)에서도 주거와 농업지역(평균 1.9~3.8 ng/g) 및 가덕도(평균 2.8 ng/g)에 비해 다소 높게 검출되었다. 그러나 창원 IA 지역을 제외한 나머지 지역들 간에는 유의적인 농도 차가 없었다($p>0.05$). 검출된 PCBs의 이성체 분포를 보면 5염소 이상의 이성체가 많았고, 저염소의 이성체는 소량 잔류하고 있었다(Fig. 3).

Table 1. Residual levels(N=3, ng/g, dry weight basis) of PCBs and DDE in soil samples examined

Location			PCBs Av(range)	DDE Av(range)
Changwon	Industrial area	IA	60.7 (22.7~90.0)	1.8 (ND~0.56)
		IB	10.5 (3.8~21.8)	0.3 (1.58~2.05)
	Agricultural area	AA	2.2 (1.3~2.8)	0.7 (0.4~1.3)
		AB	1.9 (1.4~2.5)	0.6 (0.4~0.7)
	Residential area	RA	2.6 (2.4~2.8)	8.3 (1.4~21.2)
		RB	3.8 (1.7~5.6)	1.1 (0.4~1.5)
Gaduck Island	Agricultural area	GA	2.8 (1.2~3.8)	331.8 (7.3~920.3)

Abbreviations as in Fig. 1; Av, average concentration; ND, not detected.

DDE의 평균 농도는 가덕도 GA지역에서 가장 높았으며(331.9 ng/g), 다른 지역들과 유의적인 차이를 보였다($p<0.05$, Fig. 2). 다음으로는 창원의 주거 RA지역(8.3 ng/g), 공업 IA지역(1.8 ng/g), 주거 RB지역(1.1 ng/g) 순으로 높았고, 나머지 지역에서는 1 ng/g 미만(0.3~0.7 ng/g)의 농도로 검출되었다. 창원의 지역들 간의 농도 차이는 현저하지 않았다($p>0.05$).

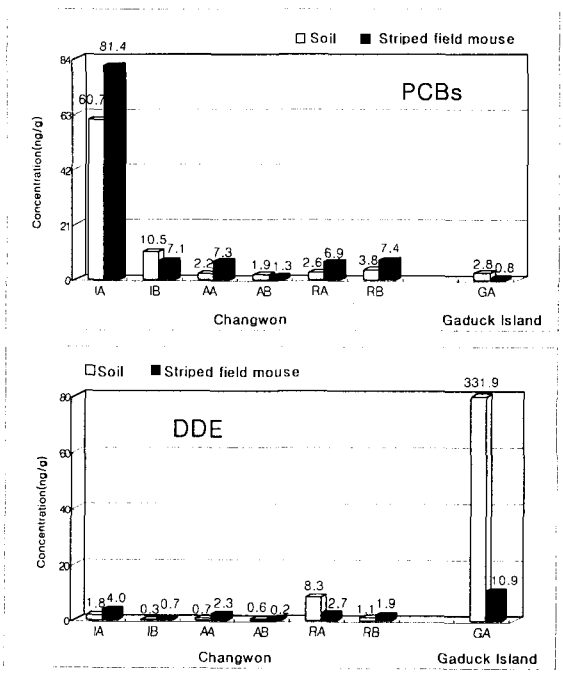

Fig. 2. Comparisons of residual levels of PCBs(top) and DDE(bottom) in the examined soils and the striped field mice collected from Changwon and Gaduck Island. Abbreviations as in Fig. 1.

3.2. 등줄쥐 체내의 PCBs 및 DDE

분석한 등줄쥐 총 67개체 중 3개체, 즉 창원 농업 AA와 AB지역 및 가덕도 GA 지역에서 채집된 각 1개체씩을 제외한 모든 개체로부터 PCBs가 검출되었다(Table 2). 검출된 PCBs의 이성체 분포를 보면, 저염소 화합물은 거의 검출되지 않았고, 5염소 이상의 이성체가 대부분이었다. 또한 모든 개체로부터 Peak No. 610, 614, 711(각각 IUPAC No. 153, 138, 180)의 동족체(congeners)가 검출되었다(Fig. 3).

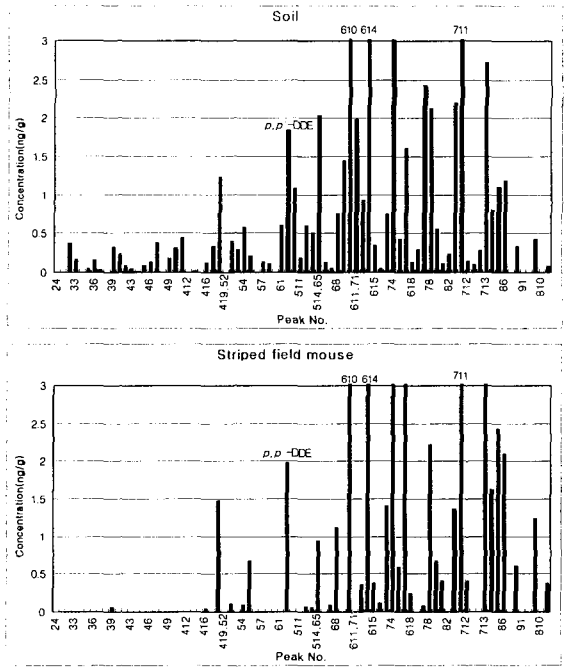

Fig. 3. A comparison of composition of PCBs congeners between the soil(top) and striped field mice (bottom) collected from industrial area(IA) in Changwon.

등줄쥐에서 검출된 PCBs의 평균 농도의 채집 지역별 농도 차이는 토양에서의 경향과 유사하였다(Fig. 2). 즉 창원의 공업 IA지역의 등줄쥐에서 매우 높은 농도의 PCBs가 검출되어(평균 81.4 ng/g, N=9), 타 지역들과 유의적인 차이를 보였다($p<0.01$). 그러나, 나머지 지역의 등줄쥐에서 검출된 농도들은 비교적 낮고(공업 IB지역 평균 7.1 ng/g, N=13; 주거 RA지역 6.9 ng/g, N=8; 주거 RB지역 7.4 ng/g, N=5; 농업 AA지역 7.3 ng/g, N=8; 농업 AB지역 1.3 ng/g, N=7; 가덕도 GA지역 0.8 ng/g, N=17), 농도간에 유의적인 차이를 보이지 않았다($p>0.05$).

DDE는 창원의 공업 IB지역의 1개체와 농업 AB지역의 2개체를 제외한 전 개체에서 검출되었다. DDE의 채집지역별 평균농도 역시 토양에서의 경향과 유사하였다. 즉 가덕도 GA지역에서 채집된 등줄쥐에서(평균 10.9 ng/g, N=17) 타 지역의 등줄쥐보다 현저히 높은 DDE가 검출되었으며($p<0.05$, Table 2, Fig. 2), 나머지 지역들에서는 비교적 낮은 농도로 검출되었다(창원의 공업 IA지역 평균 4.0 ng/g, N=9; 주거 RA지역 2.7 ng/g, N=8; 주거 RB지역 1.9 ng/g, N=5; 농업 AA지역 2.3 ng/g, N=8; 농업 AB지역 0.2 ng/g, N=7). 또한 창원의 지역들간의 농도 차는 현저하지 않았다($p>0.05$).

대부분의 지역에서 주로 성수군(Ⅳ~Ⅵ 연령군)에 속하는 등줄쥐만 잡혀서 연령에 따른 농도 변화는 알 수 없었다. 그러나, 각 채집 지역에서 잡힌 등줄쥐를 수컷, 임신하지 않은 암컷, 태자를 제거한 임신한 암컷으로 나누어 PCBs와 DDE의 농도를 비교한 결과, PCBs의 경우 대부분의 지역에서 임신하지 않은 암컷이 가장 높았고, 수컷, 태자를 제거한 임신한 암컷의 순으로 높은 농도가 검출되었다(Fig. 4). 한편, DDE의 경우 창원의 공업 지역과 농업 지역에서 수컷, 임신하지 않은 암컷, 태자를 제거한 임신한 암컷 순으로 높은 농도가 검출되었으나, 개체별로 농도 차가 극심한 가덕도에서는 이러한 경향이 보이지 않았다.

Table 2. Residual levels(ng/g, wet weight basis) of PCBs and DDE in the striped field mice collected from Changwon and Gaduck Island

Location			Sex	Breeding condition	No.	PCBs Av(range)	DDE Av(range)
Changwon	Industrial area	IA	M	adult	3	42.4(32.4~49.7)	3.8(1.9~7.5)
			F	subadult(NP)	1	99.3	2.0
				adult(NP)	5	101.3(15.2~200.9)	4.5(0.7~9.3)
			Mean			81.4	4.0
		IB	F	adult(NP)	4	7.4(5.5~9.7)	0.7(0.3~1.0)
				adult(P)	9	6.9(0.5~13.8)	0.7(ND~1.5)
			Mean			7.1	0.7
	Agricultural area	AA		subadult	2	8.3(7.1, 9.4)	6.7(5.5, 7.8)
			M	adult	1	1.9	1.3
			F	adult(NP)	2	17.4(13.6, 21.1)	1.1(0.7, 1.5)
				adult(P)	3	1.8(ND~5.0)	0.6(0.4~0.7)
			Mean			7.3	2.3
		AB	M	adult	3	1.4(0.3~3.4)	0.07(ND~0.2)
			F	adult(NP)	4	1.3(ND~3.5)	0.4(0.3~0.6)
			Mean			1.3	0.2
	Residential area	RA	M	adult	4	4.2(1.0~8.3)	1.5(1.0~2.6)
			F	adult(NP)	4	9.5(6.9~12.0)	3.9(1.2~7.9)
			Mean			6.9	2.7
		RB	M	adult	5	7.4(3.0~15.4)	1.9(0.9~2.8)
			Mean			7.4	1.9
Gaduck Island	Agricultural area	GA	M	adult	8	0.8(0.2~1.4)	16.1(0.4~60.5)
			F	subadult(NP)	5	1.3(0.6~3.4)	6.6(0.2~26.4)
				adult(NP)	2	0.5(ND, 1.0)	1.4(0.1, 2.7)
				adult(P)	2	0.4(0.2, 0.6)	11.0(3.2, 18.7)
			Mean			0.8	10.9

Abbreviations as in Fig. 1; Av, average concentration; ND, not detected; NP, non-pregnant females; P, pregnant females from which fetuses were removed.

4. 고 찰

4.1. 토양에 잔류하는 PCBs와 DDE

PCBs는 그 용도로부터 산업형 또는 공업형 오염물질로 분류되며, 사용목적에 따라 염소함유율이 다른 시판품이 선택되어 사용되므로, 사용된 PCBs의 종류에 따라 환경중의 PCBs의 동태가 좌우된다고 할 수 있다.[43] 본 연구결과 PCBs는 창원의 공업지역에서 채취한 토양에서 가장 높게 검출되었으며(3.8~90.0 ng/g), 이 지역 토양에서 검출된 PCBs의 이성체 구성을 보면 표준 PCBs의 그것과는 달리, 저염소 화합물은 저농도로 함유되어 있는 반면, 5염소 이상의 이성체가 고농도로 잔류되어 있어(Fig. 3), 주변의 기계공단에서 주로 고염소 화합물이 사용되었음이 시사되었다.

같은 창원 공업지역 내에서도 IA지역의 PCBs 농도(평균 60.7 ng/g)는 매우 높았으며, 1979년에 분석된 인

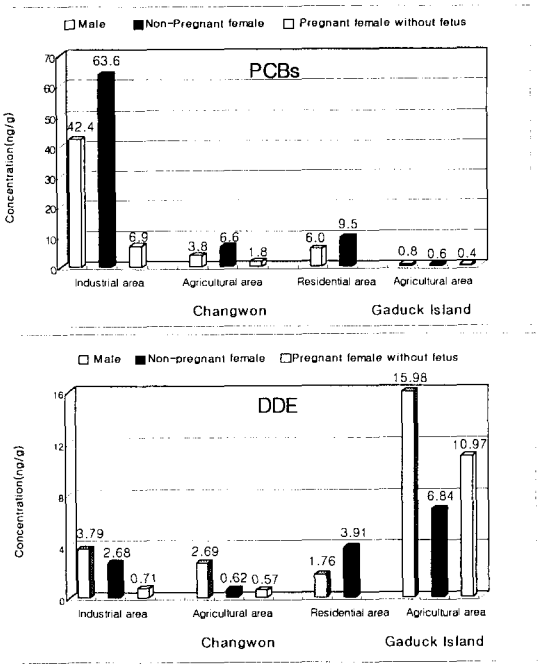

Fig. 4. Comparisons of residual levels of PCBs(top) and DDE(bottom) among males, non-pregnant females and pregnant females from which fetuses were removed in the striped field mice.

근의 마산 공업지역 토양 내 농도(평균 50 ng/g, N=3)[44]와 유사하였다. 한편 IA지역에서 약 700m 떨어진 IB지역의 농도(평균 10.5 ng/g)는 IA지역에 비해 낮아, 이들 지역의 농도차이는 부근의 공업지역에서 사용된 PCBs의 양의 차이를 반영한 것으로 생각된다. 그러나, 이들 지역이 하천 주위에 위치하고 있어 지리적인 요인도 영향을 미쳤으리라고 생각된다. 즉 Fig. 1에 의하면 남천이 공단지역을 가로질러 마산만으로 유입되고 있으며, 하천의 상류지역에는 IB지역이, 하류에는 IA지역이 자리잡고 있다. 따라서 하천을 따라 분포되어 있는 각종 공장에서 배출된 폐수들이 하류로 모여들고, 더욱이 하수나 대기를 통하여 배출되어 토양 또는 저질(sediments)의 입자형 물질에 흡착된 상태로 존재하던 PCBs가 우기시의 하천 범람 등으로 인하여 하류로 이동함으로써 하류에서의 농도가 상류보다도 높게 검출된 것으로 생각된다.

한편 공업지역을 제외한 나머지 지역에서는 지역별 농도 차가 현저하지 않아(평균 1.9~3.8 ng/g), PCBs가 오염원에서 배출된 후 대기의 이동에 의하여 거의 일률적으로 확산되고 있음을 시사하고 있다. 더욱이 공장 등의 직접적인 PCBs의 오염원이 없는 가덕도의 농업 지역(GA)에서도 창원의 주거 또는 농촌지역과 유사한 농도의 PCBs(평균 2.8 ng/g)가 검출되는 사실은 이를 뒷받침하고 있다. Hagenmaier 등[45]에 의하면, 토양 중의 PCBs의 일부는 대기 중으로 기화되어 환경 중으로 확산된다고 하며, Harrad 등[46]은 대기 중의 PCBs는 주로 오염된 토양에서의 기화에 의하여 비롯된다고 주장한 바 있다.

DDTs는 우리 나라에서는 1972년부터 사용이 금지되었는데도 불구하고[47], 전 토양 시료에서 DDE가 검출되어 본 화합물의 강한 잔류성을 시사하고 있다. 이 중 창원 지역의 DDE 농도(평균 0.3~8.3 ng/g)는 1979년 우리나라 중부(ND~11 ng/g)와 남부(ND~3 ng/g)지역에서 검출된 토양의 DDE 농도[41], 및 1994년 마산만의 표층저질(0.001~7.8 ng/g)[48]과 1996년 가덕도 북부 및 동부해역의 저질에서 검출된 DDT 농도(ND~13 ng/g)[49]와 유사하다. 그러나 가덕도 토양에서 검출된 DDE 농도(7.3~920.3 ng/g, 평균 331.8 ng/g)는 이들 지역의 농도보다 매우 높아 주의를 끈다. 더욱이 본 연구에 이용한 분석방법은 알카리 분해법이므로 DDD (Dichloro-diphenyl-dichloroethane)가 검출되지 않았으나, 토양의 DDT는 토양 미생물 등에 의해서 DDD로 분해되므로,[50] 가덕도 GA지점의 토양에 대한 실제 DDTs 농도는 본 연구에서 검출된 DDE 농도보다도 높을 것으로 생각된다. DDTs는 전세계적으로 1970년대에 금지되기 시작하여 그 이후 환경 중의 DDTs 농도는 현저히 감소하였다. 그러나, 1980년대에는 인도, 브라질 등 몇 몇 나라에서 말라리아의 구제 등에 다시 쓰이기 시작하여, 인도의 Delhi에서는 1986년에도 DDTs가 생산되고 있었음이 알려져 있다.[51] 또한 동남아 지역에서는 1994년에 강물(0.0013~120 ng/g)이나 저질(0.22~1700 ng/g)로부터 매우 높은 농도의 DDTs가 검출된 바 있다.[52] 이렇듯 주변국의 환경에서 검출된 DDTs 농도가 가덕도 토양에서 검출된 DDE 농도와 유사한 점으로 미루어, 가덕도에서 검출된 DDE는 1972년 이전에 사용된 DDTs의 잔류물로 생각되기보다는 그리 오래지 않은 과거에 사용된 DDTs의 잔류물이라고 생각할 수 있다. 앞으로 가덕도 지역에 대한 DDTs의 오염원 및 생태계에 미치는 영향에 대한 면밀한 조사가 요망된다.

4.2. 등줄쥐에 잔류하는 PCBs와 DDE

한국 전역에 걸쳐 주로 삼림지대나 농경지에 서식하는 등줄쥐는 잡식성으로서 야생의 경우 수명이 1년 6개월을 넘지 못하는 것으로 알려져 있다.[33,51] 또한 행동반경이 2,282~5,110㎡로 크지 않고,[35,36] 포유류의 경우 오염물질은 주로 먹이를 통해서 섭취되므로,[32,34,55,56] 이들의 체내 오염정도는 채집 지역의 오염상황을 그대로 반영하고 있으리라고 생각된다. 전술한 대로 등줄쥐에서 검출된 PCBs와 DDE의 지역별 농도차이는 토양에서와 매우 유사한 경향을 나타내고 있어(Fig. 2), 등줄쥐 체내의 오염상태는 서식 지역의 오염현황을 반영하고 있음이 밝혀졌다.

한편, 공업지역에서 채집된 등줄쥐 체내에는, 농도는 낮지만 저염소 화합물도 검출되는 공업지역 토양의 PCBs의 구성과는 달리, 대부분 5염소 이상의 PCBs가 축적되어 있어(Fig. 3), 이는 등줄쥐가 특정한 PCBs 이성체를 대사하고 있음을 시사하고 있다.[32] 특히, PCBs 동족체 No. 610, 614 및 711(IUPAC No. 153, 138, 180에 해당)

은 분석한 모든 등줄쥐에서 검출되었으며, 이러한 PCB 동족체 pattern은 식육성 포유류인 흰담비 *Martes foina*, 긴털족제비 *Mustela putorius*, 오소리 *Meles meles*[31] 및 북극여우 *Alopex lagopus*[30]에서와 유사하였다. 이러한 현상은 고등한 생물일수록 저염소 화합물보다 고염소 화합물이 농축된다는 연구[43]를 뒷받침함과 동시에, 등줄쥐도 포유류의 전형적인 체내 축적 특성을 가지고 있음을 알 수 있다. 한편 포유류의 경우 일반적으로 PCBs와 DDTs등의 유기염소화합물은 태반을 통해서 모체로부터 태자에 전해지고 있음이 고래,[57] 돌고래[58] 및 박쥐[59] 등에서 보고되어 있다. 본 연구에서도 태자를 제거한 모체 내 PCBs와 DDE 농도는 임신하지 않은 암컷이나 수컷의 농도보다 일반적으로 낮아(Fig. 4), 이들 화합물이 모체로부터 태자에게로 전해지고 있음이 시사되었다.

이상, 등줄쥐에서 검출된 PCBs와 DDE의 체내 농도가 서식지역의 오염현황을 반영하며, 축적된 PCBs의 동족체 구성과 오염물질의 태반을 통한 태자로의 이동이 포유류의 전형적인 특성을 나타내는 점으로부터, 등줄쥐가 인류를 포함한 육상포유류의 오염 평가에 유용한 생체지표로 쓰일 수 있음이 시사되었다.

5. 결 론

창원의 공업, 농업 및 주거 지역 그리고 가덕도 농업지역에서 1997년 8월부터 1998년 5월에 걸쳐 채집된 토양과 등줄쥐(*Apodemus agrarius*)에 잔류되어 있는 PCBs와 DDE를 분석한 결과, 모든 토양 시료와 대부분의 등줄쥐로부터 이들 화합물이 검출되었다. 토양의 경우, PCBs는 창원의 공업 IA지역에서 가장 높게 검출되었으며(평균 60.7 ng/g), 고염소 화합물은 고농도로 저염소 화합물은 저농도로 잔류되어 있는 점으로부터 이 지역에서 사용되는 PCBs가 주로 고염소 화합물일 것으로 생각되었다. 한편, DDE는 가덕도의 GA지역 토양(평균 331.9 ng/g)에서 창원 지역(평균 0.3~8.3 ng/g)에 비해서 매우 높은 농도로 검출되었다.

등줄쥐에서도, PCBs는 창원 IA지역에서 매우 높게(평균 81.4 ng/g), DDE는 가덕도에서 높은 농도(평균 10.9 ng/g)로 검출되는 등, 등줄쥐 체내에 잔류하는 PCBs와 DDE의 지역별 농도차이가 일반적으로 토양에서와 매우 유사한 경향을 띠어, 등줄쥐의 오염상태로부터 주위환경의 오염정도를 유추할 수 있음이 시사되었다. 더욱이등줄쥐 체내에서 검출된 PCBs동족체 구성이 토양에서와는 달리 포유류의 전형적인 특성을 나타내는 점 및, 태자를 제거한 모체 내 PCBs와 DDE 농도가 임신하지 않은 암컷이나 수컷의 농도보다 일반적으로 낮아서 이들 화합물이 모체로부터 태자에게로 전해지는 전형적인 포유류의 특징을 나타내는 점으로부터, 등줄쥐가 인류를 포함한 육상 포유류의 오염 평가에 유용한 생체지표로 쓰일 수 있음이 시사되었다.

감사의 글

본 연구의 수행을 위하여 채집을 도와준 경성대학교 생물학과 대학원생 및 자연과학부 발생학실험실 학생들에게 진심으로 감사드립니다.

참 고 문 헌

1) Fishbein, L., 1974, Pharmacological studies of PCBs, Annu. Rev. Pharmacol., 14, 139~176.
2) Beckman, D. A. and R. L. Brent, 1984, Toxic nature of polychlorinated biphenyls, Annu. Rev. Pharmacol. Toxicol., 24, 483~509.
3) Seiler, P., B. Fischer, A. Lindenau and H. M. Beier, 1994, Effects of persistent chlorinated hydrocarbons on fertility and embryonic development in the rabbit, Hum. Reprod., 9, 1920~1926.
4) You, L., M. Casanova, S. Archibeque-Engle, M. Sar, L. Q. Fan and H. A. Heck, 1998, Impaired male sexual development in perinatal Sprague-Dawley and Long-Evans hooded rats exposed in utero and lactationally to *p, p'*-DDE, Toxicol. Sci., 45, 162~173.
5) Rogan, W. J. and B. C. Gladen, 1992, Neurotoxicology of PCBs and related compounds, Neurotoxicology, 13, 27~36.
6) Soto, A. M., T. M. Lin, H. Justicia, R. M. Silvia and C. Sonnenschein, 1992, An 'in culture' bioassay to assess the estrogenicity of xenobiotic (E-screen), Ch. 17. In "Chemically induced alterations in sexual and functional development: The wildlife/human connection" edited by T. Coburn and C. Clement, Princeton Scientific Publishing Co., New York.
7) Safe, S., 1989, Polychlorinated biphenyls(PCBs): mutagenicity and carcinogenicity, Mutation Res., 220, 31~47.
8) Silberhorn, E. M., H. P. Glauert, and L. W. Robertson, 1990, Carcinogenicity of polyhalogenated biphenyls: PCBs and PBBs, Crit. Rev. Toxicol., 20, 440~496.
9) Schop, R. N., M. H. Hardy, and M. T. Goldberg, 1990, Comparison of the activity of topically applied pesticides and the herbicide 2, 4-D in two short-term *in vivo* assays of genotoxicity in the mouse, Fundam. Appl. Toxicol., 15, 666~675.
10) Butterworth, F. M., P. Pandey, R. M. McGowen, S. Ali-Sadat, and S. Walia, 1995, Genotoxicity of polychlorinated biphenyls(PCBs): recombinogenesis by biotransformation products, Mutat. Res., 342, 61-69.
11) Amer, S. M., M. A. Fahmy, and S. M. Donya, 1996, Cytogenetic effect of some insecticides in mouse spleen, J. Appl. Toxicol., 16, 1-3.
12) Gauthier, J. M., H. Dubeau, and E. Rassart, 1999, Induction of micronuclei *in vitro* by organochlorine compounds in beluga whale skin fibroblasts, Mutat. Res., 439, 87-95.

13) David, D., 1975, DDT and the germ cell population of embryonic bird gonads. Treatment of the eggs at different incubation stages, C. R. Acad. Sci. Hebd. Seances. Acad. Sci., 280, 745~748.
14) David, D., 1977, Effect of DDT on the gonadal germ cell population of 5 successive generations of quail embryos, C. R. Acad. Sci. Hebd. Seances. Acad. Sci., 284, 949~952.
15) Fabro, S., J. A. McLachlan, and N. M. Dames, 1984, Chemical exposure of embryos during the preimplantation stages of pregnancy: mortality rate and intrauterine development, Am. J. Obstet. Gynecol., 148, 929~938.
16) Alm, H., H. Torner, U. Tiemann, and W. Kanitz, 1998, Influence of organochlorine pesticides on maturation and postfertilization development of bovine oocytes in vitro, Reprod. Toxicol., 12, 559~563.
17) Mason, C. F., T. C. Ford, and N. I. Last, 1986, Organochlorine residues in British otters, Bull. Environ. Contam. Toxicol., 36, 656~661.
18) Mason, C. F., 1989, Water pollution and otter distribution: a review, Lutra, 32, 97~125.
19) Guillette, L. J. Jr, D. B. Pickford, D. A. Crain, A. A. Rooney and H. F. Percival, 1996, Reduction in penis size and plasma testosterone concentration in juvenile alligators living in a contaminated environment, Gen. Comp. Endocrinol., 101, 32~42.
20) Colborn, T., D. Dumanoski and J. P. Myers, 1996, Our stolen future, Penguin Books USA, 459pp.
21) Tanabe, S., H. Iwata, and R. Tatsukawa, 1994, Global contamination by persistent organochlorines and their ecotoxicological impact on marine mammals, The Science of the Total Environment, 154, 163~177.
22) Aguilar, A. and L. Jover, 1982, DDT and PCB residues in the fin whale, *Balaenoptera physalus*, of the North Atlantic, Rep. Int. Whal. Commn., 32, 299~301.
23) Aguilar, A., L. Jover, and J. Nadal, 1982, A note on the organochlorine contamination in a Blainville's beaked whale, *Mesoplodon densirostris*(de Blainville, 1871) from the Mediterranean Sea, P. Dept. Zool. Barcelona, 7, 85~90.
24) Aguilar, A., 1983, Organochlorine pollution in sperm whales, *Physeter macrocephalus*, from the temperate waters of the eastern North Atlantic, Marine Pollution Bulletin, 14, 349~352.
25) Mason, C. F., S. M. Macdonald, H. C. Bland and J. Ratford, 1992, Organochlorine pesticide and PCB contents in otter(*Lutra lutra*) scats from Western Scotland, Water, Air, and Soil Pollution, 64, 617~626.
26) Tanabe, S., S. Miura and R. Tatsukawa, 1986, Variations of organochlorine residues with age and sex in antarctic minke whale, Mem. Natl. Inst. Polar Res., Spec. Issue, 44, 174~181.
27) Tanabe, S., S. Watanabe, H. Kan, and R. Tatsukawa, 1988, Capacity and mode of PCB metabolism in small cetaceans, Marine Mammal Science, 4, 103~124.
28) Blomkvist, G., A. Roos, S. Jensen, A. Bignert, and M. Olsson, 1992, Concentrations of sDDT and PCB in seals from Swedish and Scottish waters, Ambio, 21, 539~545.
29) Mitchell, S. H. and S. Kennedy, 1992, Tissue concentrations of organochlorine compounds in common seals from the coast of Northern Ireland, The Science of the Total Environment, 115, 163~177.
30) Wang-Andersen, G., J. U. Skaare, P. Prestrud, and E. Steinnes, 1993, Levels and congener pattern of PCBs in Arctic fox, *Alopex lagopus*, in Svalbard, Environmental Pollution, 82, 269~275.
31) Behnisch, P., A. Engelhart, R. Apfelbach, and H. Hagenmaier, 1996, Occurrence of non-ortho, mono-ortho and di-ortho substituted PCB congeners in polecats, stone martens and badgers from the state of Baden-Württemberg, Germany, ENVI(po), 28, 191~196.
32) Leonards, P. E. G., Y. Zierikzee, U. A. T. Brinkman, W. P. Cofino, N. M. V. Straalen, and B. V. Hattum, 1997, The selective dietary accumulation of planar polychlorinated biphenyls in the otter(*Lutra lutra*), Environmental Toxicology and Chemistry, 16, 1807-1815.
33) Sjöåsen, T., J. Ozolins, E. Greyerz, and M. Olsson, 1997, The otter(*Lutra lutra*) situation in Latvia and Sweden related to PCB and DDT levels, Ambio, 26, 196~201.
34) 국립지리원, 1994, 한국지명요람, 건설부, 769~852pp.
35) Wolton, R. J., 1985, The ranging and nesting behaviour of wood mice, *Apodemus sylvaticus* (Rodentia: Muridae), as revealed by radio-tracking, J. Zool., Lond(A), 206, 203~224.
36) Lin, L. K. and S. Shiraishi, 1992, Home range and microhabitat utilization in the formosan wood mouse, *Apodemus semotus*, J. Fac. Agr., Kyushu Univ., 37, 13~27.
37) 부산직할시, 1991, 부산시사 제4권, pp. 891~943.
38) Lin, L. K. and S. Shiraishi, 1992, Skull growth and variation in the formosan wood mouse, *Apodemus semotus*, J. Fac. Agr., Kyushu Univ., 37, 51~69.
39) Koh, H. S., 1983. A study on age variation and secondary sexual dimorphism in morphometric

characters of Korean rodents : I. An analysis on striped field mice, *Apodemus agrarius coreae* Thomas, from Cheongju, Korean Journal of Zoology, 26, 125~134.

40) Yoon, M. H., S. J. Jung and H. S. Oh, 1997, Population structure and reproductive pattern of the Korean striped field mouse, *Apodemus agrarius,* Korean J. Biol. Sci., 1, 53~61.

41) Wakimoto, T., R. Tatsukawa and T. Ogawa, 1971, Analytical method of PCBs, J. Environ. Pollut. Cout., 7, 517~522.

42) Tanabe, S., A. Subramanian, H. Hidaka and R. Tatsukawa, 1986, Transfer rates and pattern of PCB isomers and congeners and *p, p'*-DDE from mother to egg in adelie penguin(*Pygoscelis adeliae*), Chemosphere, 15, 343~351.

43) 日本化學會, 1980, 環境汚染物質 シリーズ PCB, 丸善株式會社, 149 pp.

44) 민병윤, 立川 涼, 원병오, 1981, 한국산 절종위기 야생조류의 번식 및 월동지 토양의 잔류 유기염소화합물. 자연보존연구보고서, 3, 229~239.

45) Hagenmaier, H., J. She and C. Lindig, 1992, Persistence of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in contaminated soil at Maulach and Rastatt in Southwest Germany, Chemosphere, 25, 1449~1456.

46) Harrad, S. J., A. P. Sewart, R. Alock, R. Boumphrey, V. Burnett, R. Daurte-Davidson, C. Halsall, G. Sanders, K. Waterhouse, S. R. Wild and K. C. Jones, 1994, Polychlorinated biphenyls (PCBs) in the British environment: sinks, sources and temporal trends, Environmental Pollution, 85, 131~146.

47) 농약공업협회, 1981, 농약년보, 시사문화사, 서울.

48) 이지원, 민병윤, 松田宗明, 脇本忠明, 1995, 마산만 표층저질에 잔류하는 유기염소화합물, 경남대학교 환경문제연구소, 17, 95~100.

49) Min, B. Y., H. W. Ahn and M. H. Yoon, 1997, Organochlorine compounds in marine sediments and organisms near the Ga-Duck Island, Environmental Analysis, 1, 51~58.

50) 湯嶋 健, 桐谷圭治, 金澤 純, 1973, 生態系と農藥, 現代科學選書, 56~67pp.

51) Loganathan, B. G. and K. Kannan, 1994, Global organochlorine contamination trends: an overview, Ambio. 23, 187~191.

52) Iwata, H., S. Tanabe, N. Sakai, A. Nishimura and R. Tatukawa, 1994, Geographical distribution of persistent organochlorines in air, water and sediments from Asia and Oceania, and their implication for global redistribution from lower latitudes, Environmental Pollution, 85, 15~33.

53) Haitlinger, R., 1962, Morphological variability in *Apodemus agrarius*(Pallas, 1771), Acta. Theriol., 6, 239~255.

54) Hong, H. K. and U. Y. Lee, 1984, Studies on the biology of *Apodemus agrarius* in Korea, In-chun univ., 6, 417~439.

55) Tanabe, S., H. Tanaka, and R. Tatsukawa, 1984, Polychlorobiphenyls, ΣDDT, and hexachlorocyclohexane isomers in the Western North Pacific ecosystem, Arch. Environ. Contam. Toxicol., 13, 731~738.

56) Smit, M. D., P. E. G. Leonards, A. B. Madsen, B. G. M. van Hattum, A. J. Murk and A. W. J. J. de Jongh, 1996, Bioaccumulation of PCBs in Danish otter habitats. In "Development of otter-based quality objectives for PCBs" edited by M. D. Smit *et al.*, Institute for Environmental Studies, Vrije Universiteit, Amsterdam, 7~32pp.

57) Aguilar, A. and A. Borrell, 1994, Reproductive transfer and variation of body load of organochlorine pollutants with age in fin whales (*Balaenoptera physalus*), Arch. Environ. Contam. Toxicol., 27, 546~554.

58) Kim, G. B., S. Tanabe, R. Iwakiri, R. Tatsukawa, M. Amano, N. Miyazaki and H. Tanaka, 1996, Accumulation of butyltin compounds in Risso's dolphin(*Grampus griseus*) from the Pacific coast of Japan: comparison with organochlorine residue pattern, Environmental Science & Technology, 30, 2620~2625.

59) Kamrin, M. A. and R. K. Ringer, 1996, Toxicological implications of PCB residues in mammals. In "Environmental contaminants in wildlife" edited by W. N. Beyer *et al.*, Institute for SETAC Special publications, Clemson University, Clemson, South Carolina, USA, 153~163pp.