

Congener Specific Profiles and Exposure Pathways of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Breast Milk of Chuncheon Area

Sung-Ug We, In-Cheon Baek, Sang-Ah Park, Seong-Hoon Kang, Yu-Jin Cho, Bong-Hui Cho, Cho-Hee Yoon*, Ki-Ho Kim¹ and Byung-Yoon Min

Department of Environmental Engineering, Kyungnam University, Masan 631-701, Korea

¹*Center for Instrumental Analysis, Kyungnam University, Masan 631-701, Korea*

Received December 2, 2009 / Accepted March 4, 2010

This study was carried out to investigate the exposure pathway of PBDEs in human breast milk collected from new mothers residing in Chuncheon, a comparatively clean area in Korea. The congeners of PBDE in 22 human breast milk samples were analyzed using a high resolution gas chromatography with a high resolution mass detector. The residue level of Σ PBDEs was higher in primipara subjects than in multipara subjects ($p < 0.05$). The levels in this study were similar to those of people in some Asian and European countries, but were lower than those of people in north America. In the congener profiles, BDE-47 (mean contribution=36.1%) was predominant, followed by BDE-153 (27%), BDE-99 (11.7%), BDE-100 (11.1%), BDE-28 (7.9%) and BDE-183 (3.5%). The sum of BDE-47 and BDE-153 accounted for more than 50% of Σ PBDEs in most samples. BDE-47 was highly correlated with Σ PBDEs ($r=0.94$, $p < 0.001$). No strong trend was observed between PBDE levels and a number of key biological factors (women's age, weight, height and body mass index) examined in this study, however, weak correlations were observed in PBDE levels measured against dietary habits, particularly in fish consumption frequency. It seems that Korean people might be exposed to multiple sources including products of PBDEs, and particularly food resources.

Key words : PBDEs, congener profiles, breast milk, exposure sources, Chuncheon

서 론

브롬계 난연제(Brominated flame retardants, BFR)는 저렴한 비용과 사용상의 용이함으로 인하여 사용빈도가 높고 특히, PBDEs (Polybrominated diphenyl ethers)는 중합체 물질에 녹는 유일한 난연제 원료로 지난 30년 동안 컴퓨터 외장, 전기회로 기판 등의 플라스틱, 섬유, 가정용품, 건축소재, 카펫 코팅 등의 화염방지제로서 첨가되어 광범위하게 사용되어 왔다[7]. PBDEs는 현재 penta-, octa- 및 deca-BDEs 등이 상업적으로 생산되고 2001년 세계시장 수요는 북아메리카(33,100톤, 49%), 아시아(24,650톤, 37%) 그리고 유럽 8,360톤(12%) 순으로 소비 되고 있다[13].

PBDEs에 의해 유발되는 환경문제는 1980년대부터 주목받기 시작하여 환경오염 및 인체노출 문제의 심각성이 알려지기 시작하였다[47]. PBDEs는 화학적 구조상 PCBs (Polychlorinated biphenyls)와 유사하고 비교적 낮은 수용성과 지용성으로 환경 중 잔류성이 크며, 인체축적이 쉽다[8,24]. 또한, PBDEs에 의한 인체 내 독성은 PCBs나 다이옥신에 비해서 매우 제한적이나 일부 동물에 대한 연구에서 잠재적인 갑상선 장애와 신

경독성이 보고되었으며[25,50], 특히 penta-BDEs는 낮은 농도에서도 내분비계, 신경계, 생식기 등에 대한 독성을 나타내는 것으로 알려져 있다[12].

대부분의 PCBs 그리고 OCPs (Organochlorine pesticides)와 같은 유기염소계 화합물들은 규제가 시작된 1970년대 이후부터 그 잔류수준이 점차 감소하고 있는 반면[27], PBDEs는 공기, 물, 퇴적물, 토양 및 생물군과 같은 다양한 환경시료에서 검출되고 있으며, 인체 내 농도는 지속적으로 증가하고 있다[39,35]. 스웨덴 여성 모유의 경우 PBDEs가 매 5년마다(1972~1997년) 2배씩 지속적으로 증가하여 약 60배 정도의 농도 증가를 보였으며, 농도 범위는 0.07~4.02 ng/g lipid였다[26]. 이는 체중 5 kg의 유아가 하루에 1.5 l의 모유를 섭취할 경우 1.5 ng/kg · bw/day에서 84 ng/kg · bw/day 정도를 섭취하는 양에 해당된다. 우리나라와 지리적으로 가까운 일본 여성 모유에 대한 연구에서도 PBDEs 잔류수준이 1973년에서 1998년 동안 불검출에서 2.31 ng/g lipid로 지속적으로 증가하였다[1].

이로 인하여 최근, 유럽공동체에서는 PBDEs에 대한 과학적 위해성 평가 결과를 바탕으로 단계적으로 모든 penta-, octa-BDEs 제품의 생산과 사용을 금지시켰다[4]. 그러나 deca-BDEs는 경제성 및 성능면에서 대체 물질을 찾기 어려워 여전히 전 세계적으로 많이 사용되고 있는 실정이다[13].

인체시료인 모유는 유럽[15], 북미[33], 일본[1] 등에서 PBDEs에 대한 인체노출 정도를 평가하고 생물지표 연구를

*Corresponding author

Tel : +82-55-249-2663, Fax : +82-505-999-2166

E-mail : chyoon@kyungnam.ac.kr

위해 사용되고 있지만 국내에서 PBDEs 인체노출에 대한 연구는 거의 이루어지고 있지 않다.

이에 본 연구는 모유 중 PBDEs 축적특성과 이성체별 경향 평가를 바탕으로 인체 노출 경로를 파악하기 위하여 특별한 점오염원이 없는 지역에 거주하는 여성 모유에서 tri-부터 hepta-BDEs까지 총 7종의 주요 이성체를 측정하여 평가하였다.

재료 및 방법

연구대상 및 시료채취

본 연구는 인체시료를 채취함에 있어 윤리적, 과학적인 측면을 검토하고 시료 제공자를 보호하며, 연구의 이득과 위험을 판단해 균형을 잡기 위하여 보건복지부 생명윤리 및 안전에 관한 법률 제9조의 규정에 따라 본 연구계획은 기관생명윤리심의회의 IRB (Institutional review boards)에 의하여 승인되었다. 1964년 헬싱키 선언으로 공식화된 윤리기준과 2000년 개정된 기준을 따랐다.

연구대상자는 본 연구의 취지를 잘 이해하고 협력이 가능한 일반인을 대상으로 2006년 춘천지역에 거주하고 있는 22명의 산모로부터 수집하였다. 모든 산모는 대상지역에서 최소 5년 이상 거주하고 수유대상 유아는 1인이며, 모유제공에 이상이 없는 건강한 산모(모유제공, 동의서 작성)를 대상으로 하였다. 또한, 직업, 연령, 식이습관, 흡연습관과 같은 산모정보는 모유를 수집할 때 설문지에 기록하였다. 연구대상 산모는 모두 비흡연자였으며, 직업적인 노출은 없었다. 산모의 연령, 체중, 신체질량지수(Body mass index, BMI) 등 일반적인 특성을 Table 1에 요약하였다.

모유 시료의 채취는 광분해의 영향을 최소화하기 위하여 100 ml 용량의 테프론으로 코팅된 병마개가 있는 갈색 유리병을 이용하여 출산 후 30일째 모유를 50~100 ml 채취하였다. 채취된 모유는 분석 전까지 -20°C 이하에서 냉동 보관하였다.

Table 1. General demographic and lifestyle characteristics of pregnant women

Subject characteristics	Primipara	Multipara
	(n=14)	(n=8)
	Mean±SD or percentage	
Age (yr)	30±4.9	34±3.9
Body weight (kg)	48.5±6.3	57.0±12.9
Body height (cm)	162±3.2	160±6.6
Milk lipid content (%)	3.3±0.9	2.9±0.9
Pre-pregnant BMI (kg/m ²)	18.4±1.8	22.2±4.0
Perinatal BMI (kg/m ²)	21.4±2.4	25.6±3.3
Smokers (persons) (n, %)	0(0)	0(0)
Living near factories (<5 km) (n, %)	3(21.4)	1(12.5)

분석방법

모유 시료 50 g을 취하여 500 ml 분액여두에 넣고 이때 농도 보정 및 회수율 산정을 위하여 정제용 내부표준물질(MBDE-MXFS, Wellington Laboratories, Canada) ¹³C-labelled BDEs (¹³C-BDE-28, -47, -99, -100, -153, -154 및 -183) 1,250 pg을 첨가하여 잘 흔들어준 뒤 소량의 옥살산나트륨, 에탄올, 염화나트륨(PCB analysis grade, Wako, Japan)을 가하여 분해시켰다. 이후 *n*-헥산(Ultra residue analysis, J.T. Baker) 100 ml를 첨가하여 액-액 추출을 3회 반복한 다음 세정수 200 ml로 2회에 걸쳐 수세하였으며, 추출액은 무수황산나트륨(PCB analysis grade, Wako, Japan)을 통과시켜 수분을 제거하였다. 추출액은 회전증발농축기(EYELA N-1000)를 이용하여 2 ml까지 농축한 다음 지질 및 방해물질을 제거하기 위하여 다층실리카겔 컬럼(70~230 mesh, Merck, Darmstadt, Germany)을 통과시켰다. 다층실리카겔 컬럼은 하단부터 무수황산나트륨 1g, 중성 실리카 1 g, 2% 알칼리 실리카 3 g, 중성 실리카 1 g, 44% 황산 실리카 10 g, 22% 황산실리카 4 g, 중성 실리카 1 g, 무수황산나트륨 3 g을 충전 한 후 *n*-헥산 50 ml를 통과시켜 PCBs 및 기타 방해물질을 제거한 후 10% 디클로로메탄:*n*-헥산(v/v) 150 ml를 이용하여 PBDEs를 용출시킨 다음 활성탄(dioxin analysis grade, Wako, Japan) 1g을 사용하여 25% 디클로로메탄:*n*-헥산(v/v) 80 ml를 이용하여 PBDEs를 회수하였다.

회수된 용출액은 회전 증발 농축기와 질소농축기를 이용해 50 µl 농축한 후 회수율 측정용 내부표준물질(MBDE-MXFR, Wellington Laboratories, Canada) ¹³C-BDE-77, -138을 1,250 pg 첨가하고 최종적으로 25 µl 농축한 다음 HRGC/HRMS (Agilent 6890 series gas chromatograph/JEOL Mstation 800D mass spectrometer)로 분해능 10,000 이상(10% valley)에서 선택이온검출법(Selected ion monitoring, SIM) 모드로 검출하였다(Table 2).

PBDEs 각 이성체에 대한 정성확인을 각 동족체마다 2개의 선택이온의 이온 강도의 비가 99% 신뢰구간에 들어오면 정성 확인된 것으로 간주하였으며, 대상물질이 검출된 경우에는 이에 대응하는 LCS (Labelled compounds standard)에 대한 반응계수를 이용한 동위원소 희석법(Isotope dilution method)과 상대반응계수(Relative Response Factor, RRF)를 이용한 내부표준법에 따라 정량하였다.

본 연구에서는 마탕시료(blank sample) 분석은 는 용매나 초차로 부터 방해물질 또는 오염을 검토하기 위하여 5개 시료마다 1개씩 동시에 분석하였다. 주입된 7종의 ¹³C-이성체의 평균 회수율은 64~115%의 범위로 USEPA (EPA 1614 draft)에 의해 확립된 조건범위 25~150%를 만족하였으며, 검출한계(Limit of detection, LOD) 범위는 0.02~0.08 ng/g 이었다.

통계적 분석

PBDEs와 연구대상자의 인구통계학적 특성(연령, BMI, 신

Table 2. Analytical conditions of HRGC/HRMS for determination of PBDEs

Instrument	Hewlett Packard 6890 series
Column	DB-5HT (30 m×0.25 mm I.D., 0.1 μm)
Temperature Program	140°C (1 min) → 200°C, 20°C/min 200°C → 280°C, 10°C/min (2 min) 280°C → 300°C, 10°C/min (14 min)
Injector Temperature	250°C
Injection mode	Splitless
Injection volume	2 μl
Carrier gas	Helium, 1.0 ml/min
Instrument	JEOL Mstation 800D MS
Ionization mode	Electron Impact (EI)
Detection mode	Selected Ion Monitoring (SIM)
Ionization current	300 μA
Ionization voltage	40 eV
Acceleration voltage	10 kV
Resolution	>10,000 (10% valley)

장, 몸무게 등) 또는 관련 인자 사이의 상관관계를 찾기 위해 피어슨 상관분석(pearson correlation analysis)을 실시하였으며, 두 그룹사이(예, 출산경험)를 비교할 때 student t-test를 사용하였다. 일원적 분산분석(one way ANOVA)과 Bonferroni post-hoc test는식이습성(예, 어류, 육류, 유제품 섭취 빈도)사이의 비교를 위해 사용되었으며, $p < 0.05$ 의 차이는 통계학적으로 유의하다고 간주하였다. 결과 해석을 위한 데이터의 통계분석은 Statistica (version 6.0, statsoft Inc., OK, USA) software system으로 수행되었다.

결과 및 고찰

PBDEs 축적특성 및 농도비교

인체모유에서 일반적으로 조사되는 7종의 주요 PBDE 이성

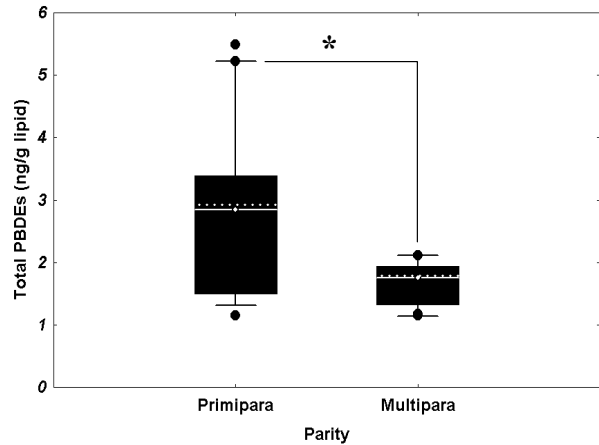


Fig. 1. Comparison of total PBDEs existences according to parity. In the box plots, the horizontal lines denote the 25th, 50th, and 75th percentile values. The error bars denote the 10th and 90th percentile values. The dotted lines denote mean values. * $p < 0.05$, p value in student t-test.

체(BDE-28, -47, -99, -100, -153, -154 및 -183)는 모든 분석시료에서 검출되었다. 이는 한국의 일반인 인체 내 PBDEs에 노출되고 있음을 시사한다. 분석한 7종의 PBDE 이성체별 잔류농도를 Table 3에 나타내었다.

ΣPBDEs 농도는 1.14~5.49 ng/g lipid의 범위로 평균 농도는 2.35 ng/g lipid (중앙값, 1.84 ng/g lipid)이었으며, 이중 초산부 여성 모유 중 ΣPBDEs 농도 수준이 경산부 여성보다 더 높았다(Fig. 1). 초산부 여성 모유 중 ΣPBDEs 농도 수준은 경산부 여성보다 1.7배 정도 높게 나타났으며, t-test 결과 통계적으로 유의하였다($t = -2.13$, $p < 0.05$). 유해물질은 모유 및 태반을 통하여 산모로부터 유아에게 배출되어지기 때문에[5] 경산부의 경우 이전의 출산 및 모유수유를 통해 체내에 축적되어 있던 PBDEs가 배출되어 초산부의 모유 내 잔류수준보다 낮게

Table 3. Concentrations (ng/g lipid weight) of PBDE congeners in breast milk samples

Parameter	Primipara (n=14)			Multipara (n=8)			All donors (n=22)		
	Mean±SD	Median	Range	Mean±SD	Median	Range	Mean±SD	Median	Range
Age (years)	30±4.9	29.5	23~39	34±4.0	35.0	27~40	32±4.7	32.5	23~40
Lipid (%)	2.9±1.0	2.5	1.9~4.9	3.3±0.9	3.2	2.3~5.3	3.1±0.9	2.9	1.9~5.3
<i>PBDE congeners</i>									
BDE-28	0.22±0.15	0.25	0.04~0.53	0.15±0.15	0.10	0.05~0.50	0.20±0.15	0.14	0.04~0.53
BDE-47	0.95±0.48	0.85	0.41~2.09	0.60±0.13	0.62	0.40~0.79	0.82±0.42	0.77	0.40~2.09
BDE-99	0.37±0.28	0.29	0.10~1.01	0.18±0.05	0.17	0.11~0.28	0.30±0.24	0.20	0.10~1.01
BDE-100	0.33±0.22	0.29	0.08~0.79	0.18±0.04	0.18	0.12~0.23	0.27±0.19	0.20	0.08~0.79
BDE-153	0.69±0.29	0.65	0.34~1.19	0.47±0.11	0.45	0.31~0.63	0.61±0.26	0.55	0.31~1.19
BDE-154	0.09±0.08	0.04	0.01~0.24	0.03±0.01	0.02	0.02~0.05	0.07±0.07	0.03	0.01~0.24
BDE-183	0.10±0.09	0.05	0.02~0.29	0.05±0.02	0.05	0.04~0.09	0.09±0.07	0.05	0.02~0.29
ΣPBDEs	2.75±1.39	2.84	1.16~5.49	1.66±0.36	1.75	1.14~2.11	2.35±1.24	1.84	1.14~5.49

SD: standard deviation, Mean: arithmetic mean, Range: minimum~maximum.

나타난 결과로 판단된다.

본 연구의 모유 중 Σ PBDEs 농도 수준은 폴란드[17], 독일 [43], 이탈리아[15] 등 몇몇 유럽국가와 일본[9], 중국[2], 대만 [6] 등 동아시아지역과 유사한 수준을 나타내었지만 일부 아시아국가(베트남[37], 인도네시아[38]) 보다는 다소 높았고 호주 [40]보다 낮았으나, 북아메리카에 위치하고 있는 미국[32], 캐나다[11] 보다 매우 낮은 수준이었다(Table 4). 이러한 결과는 Table 5에 나타낸 바와 같이 각 나라의 상업적 PBDEs의 구성 및 사용량으로 인한 차이로 유추 할 수 있을 것이다. 북아메리카 지역은 세계 PBDEs 시장 중 총 소비량이 약 50%에 달하며, 특히, 상업적 penta-BDEs 제품의 90% 이상을 소비하였다. 따라서, 유럽과 아시아 지역보다 북아메리카 지역의 높은 PBDEs 수준은 이로 인한 것으로 사료된다.

우리나라의 브롬계 난연제는 미국의 Great lake Chemical, Albermarle와 이스라엘 DSBG (Dead Sea Bromine Group) 및 일본의 Tosoh에서 원료 및 화학제품 형태로 수입되고 있다.

2004년 브롬계 난연제의 수입량은 69,000톤으로 1993년 (16,800톤)에 비하여 약 400% 이상 증가하였다[20].

따라서 국내의 다양한 환경 및 인체시료에서 새로운 잔류성 유기오염물질인 PBDEs 화합물이 검출되는 것은 놀라운 일이 아니다. 그 예로 국내 연안해역에서 수집된 홍합 내 PBDEs의 수준은 다른 아시아, 유럽 국가의 홍합과 비교했을 때 유사하거나 높게 나타났다[31]. 또한, 국내의 대부분의 식품류에서 PBDEs가 검출되었으며, 특히, 동물성 식품(어·패류, 육류 및 유제품 등)은 더 오염되어 있다[46]. Wang 등[45]은 동아시아의 대기입자성물질 분석을 통하여 한국, 중국, 러시아에서 높은 수준의 PBDEs가 검출되었다고 보고하였으며, 이를 통한 결론으로 한국이 중국과 더불어 아시아 지역의 PBDEs의 잠재적 소비자 중 하나임을 알 수 있다.

그러나 본 연구지역인 춘천시는 PBDEs가 많이 방출될 가능성이 있는 전자, 자동차, 석유화학, 철강, 전기 등을 생산하는 공업 중심지역이 아니라 섬유, 식품, 조립금속 및 기계장비

Table 4. Comparison of mean concentrations of most dominant congeners and total PBDEs in breast milk from different countries PBDE congeners

Country	Year	n	Concentrations (ng/g lipid wt.)					Reference
			BDE-47	BDE-99	BDE-100	BDE-153	Σ PBDEs	
Asia								
<i>Korea</i>	2006	22	0.82	0.30	0.27	0.61	2.35	This study
<i>Japan</i>	2004	13	1.24	0.55	0.28	0.54	2.54	[9]
<i>China</i>	2005	21	1.3	0.23	0.19	0.8	3.5	[2]
<i>Taiwan</i>	2000-2001	20	1.52	0.51	0.37	0.87	3.59	[6]
<i>Malaysia</i>	2003	5	1.6	0.42	0.32	0.65	3.5	[37]
<i>Philippines</i>	2000	4	1.1	0.47	0.3	0.39	2.6	[37]
<i>Vietnam</i>	2000	10	0.11	0.08	0.1	0.32	1.1	[37]
<i>Indonesia</i>	2001-2003	30	0.39	0.18	0.15	0.32	1.25	[38]
North America								
<i>USA</i>	2002	47	40.8	14	8.2	5.3	73.9	[32]
<i>Canada</i>	2001-2002	92	12.9	3.2	1.9	1.3	22.1	[11]
Oceania								
<i>Australia</i>	2002-2003	17	5.64	1.9	1.33	1.07	10.2	[40]
Europe								
<i>Sweden</i>	1996-1999	93	2.35	0.62	0.38	0.6	4.01	[23]
<i>Poland</i>	2004	22	1.07	0.47	0.15	0.53	2.5	[17]
<i>Germany</i>	2001-2004	89	0.91	0.38	0.26	0.59	2.5	[43]
<i>United Kingdom</i>	2001-2003	54	3.0	0.9	0.6	1.4	8.9	[18]
<i>Italia (Venice)</i>	1998-2000	10	1.5	0.41	0.28	0.41	2.8	[15]

n: number of samples.

Table 5. The estimated market demand amount of PBDEs (metric ton) in the world in 2001 [13]

	Europe (%)	America (%)	Asia (%)	Others (%)	Total
Penta-BDEs	150 (2%)	7,100 (95%)	150 (2%)	100 (1%)	7,500
Octa-BDEs	610 (16%)	1,500 (40%)	1,500 (40%)	180 (5%)	3,790
Deca-BDEs	7,600 (14%)	24,500 (44%)	23,000 (41%)	1,050 (2%)	56,150
Total PBDEs	8,360 (12%)	33,100 (49%)	24,650 (37%)	1,330 (2%)	67,440

등 근본적으로 산업활동이 제한되어 있는 지역임에도 불구하고 모유 내 PBDEs 농도가 Table 4에 나타난 동아시아 지역과 유사한 수준으로 검출되었다. 한편, ΣPBDEs 농도와 산모의 특성(연령, 체중, 키, BMI) 사이에는 상관관계가 나타나지 않았는데 이는 선행 연구결과[32,38]에서도 유사한 결과를 보이고 있어 모유 내 PBDEs 수준 변화는 다른 요인이 존재함을 시사한다.

이성체별 분포특성 및 노출 경로

모유 중 PBDE 이성체 농도의 총합을 100%로 했을 때의 각 이성체 분포를 Fig. 2에 나타내었으며, 각 국의 모유 내 잔류 특성과 비교하였다.

모유 내 PBDE 이성체 구성은 BDE-47, -99, -100 그리고 BDE-153이 주요 이성체로 유사한 경향을 보였다. 상업적 penta-BDEs 제품의 주요 이성체인 BDE-47이 36.1%로 가장 높은 구성비로 나타났고 ΣPBDEs 사이에서 매우 유의한 양의 상관성이 확인되었다($r=0.936, p<0.001$). 다음으로 BDE-153은 ΣPBDEs에 대하여 약 27% 기여하였으며, BDE-99와 -100은 각각 11.7%, 11.1%로 유사한 구성비를 보였다. BDE-47과 -153의 합은 ΣPBDEs 농도에 대하여 60% 이상의 높은 구성비를 차지하였다. 반면, BDE-28, -154, -183은 10% 이하의 낮은 구성비를 보였다.

이와 같은 PBDE 이성체 구성비는 Fig. 3에 나타낸 바와 같이 BDE-47과 BDE-153이 60% 이상 높은 분포로 나타나는 몇몇 아시아와 유럽 국가의 일반 여성 모유 중의 이성체 구성비와 유사하였다. 그러나 BDE-99와 -100의 구성비가 BDE-153보다 더 높은 수준으로 나타나는 미국, 캐나다 그리고 호주에서 관찰되는 일반적인 경향과는 차이가 있었다. 이는 북아메리카와 호주에서 BDE-47, -99, -100이 주요 이성체로 구성되어 있는 상업적 penta-BDEs 제품인 Bromkal 70-5DE와 DE-71의 사용이 더 많기 때문인 것으로 사료된다.

2001년 전 세계적으로 사용된 상업적 penta-BDEs 제품의 총량은 7,500톤으로 이 중 7,100톤을 북아메리카에서 사용하였으며, 아시아와 유럽국가에서는 각각 150톤을 소비하였다

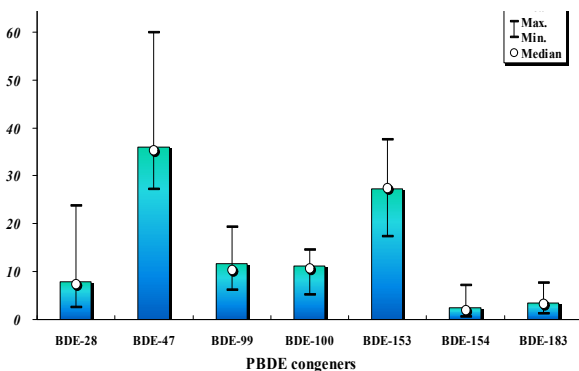


Fig. 2. PBDE congener profiles of breast milk samples.

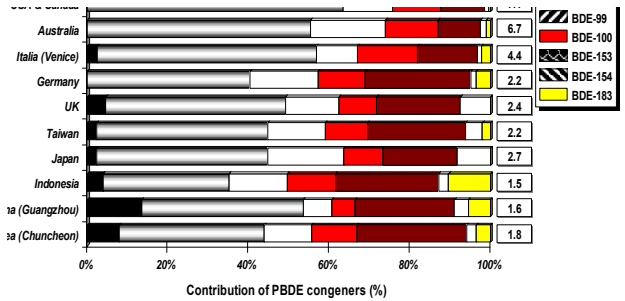


Fig. 3. The comparison of congener contributions (given as percent of total) and the R value in breast milk in different countries. R is the ratio of the sum of BDE-47, 99, and 100 to the sum of BDE-153, 154 and 100.

(Table 5). 또한, 모유 시료에서 penta- 및 octa-BDEs의 상업적 제품의 분포평가에서 BDE-47, -99 및 -100의 합과 BDE-153, -154, -183의 합의 비(R)는 미국, 캐나다 및 호주의 모유시료에서 높은 비율이 나타났고, 한국, 일본 등 아시아와 유럽 국가들은 낮게 나타났(Fig. 3). 이러한 결과는 Table 5와 같이 상업적 penta-BDEs 제품의 세계적인 수요시장과 일치한다.

전기·전자, 방염, 플라스틱과 관련된 제조업체에서 주로 사용되는 국내 브롬계 난연제는 1993년에서 2004년까지 연간 13.5%씩 증가하는 추세이며, 브롬계 난연제의 총 소비량은 총 방염제 시장의 약 53% 정도를 차지하고 있었다[20]. 따라서 본 연구에서 BDE-47이 대부분의 모유 시료에서 높은 비율로 나타나는 가능성 있는 원인 중의 하나로 PBDEs 제품의 광범위한 상업적 이용으로 인한 생물 농축성을 들 수 있다. 상업용 penta-BDEs 제품에 40% 이상 혼합되어 있는 BDE-47은 분자량이 큰 octa- 및 deca-BDEs에 비하여 생체 축적성이 높기 때문에 식품[44], 어류[49] 그리고 인체시료인 혈액[30]에서도 가장 높은 비율로 검출되고 있어 모유에서도 유사한 결과로 판단되어 진다.

Fig. 4에 모유 중의 PBDE 이성체 분포패턴과 상업용으로

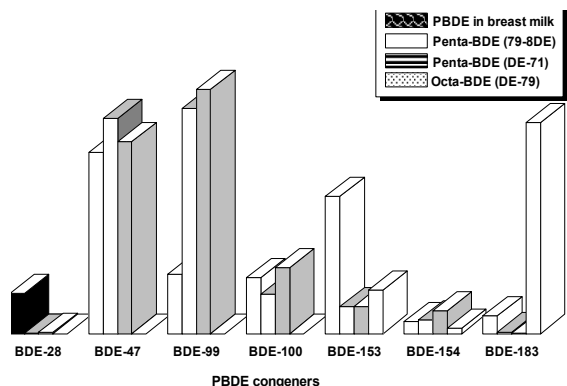


Fig. 4. Comparison of congener profile of PBDEs in breast milk samples with profiles of penta and octa commercial mixtures [21].

생산된 PBDEs 제품인 Bromkal 70-5DE, DE-71, Bromkal 79-8DE의 이성체 분포패턴을 비교하였다. 상업용으로 생산된 penta-BDEs 제품인 Bromkal 70-5DE와 DE-71의 조성은 BDE-28, -47, -99, -100, -153 및 -154가 주로 혼합되어 있으며, octa-BDEs의 제품인 Bromkal 79-8DE와 DE-79는 주로 BDE-153, -154, -183, -196, -197, -206, -207 및 -209에 의해 혼합되어 있다[21].

그러나 Fig. 4와 같이 모유 중 PBDEs 이성체 패턴은 상업용으로 생산된 penta-, octa-BDEs 제품의 이성체 패턴과 다소 차이가 있음을 알 수 있다. Penta-BDEs 제품 중 BDE-47, -100은 유사한 경향이었으나 BDE-99의 비율은 상업용 제품보다 낮고 BDE-153은 상업용 제품에 대응하여 모유 시료에서 약 3배 이상 높게 나타났다. 특히, BDE-183은 octa-BDEs 제품인 DE-79의 주요 이성체로 모유 시료에서 약 8배 정도 낮았다.

이러한 상업용 PBDEs 제품의 이성체 분포와 유사하지 않은 모유 중 이성체 분포 변화는 탈 브롬화와 배출과정에 의한 결과 일 수도 있다[38]. 또한, 본 연구에서 Σ PBDEs에 대하여 BDE-153의 높은 분포 역시 유사한 결과를 얻었다. 최근 인체 시료인 모유 내 Σ PBDEs 연구결과 BDE-153의 높은 분포가 deca-BDEs의 탈 브롬화에 의한 원인이라고 보고하고 있다[14]. BDE-209의 탈 브롬화는 어류[36] 및 조류[42]와 같이 낮은 영양단계의 생물에서도 관찰되며, 인체 내의 BDE-209의 반감기는 약 15일 정도로 매우 짧다[16].

이와 같이 deca-BDEs 동족체 계열인 BDE-209는 광학적, 생물학적 분해에 의해 탈 브롬화되어 nona-, octa- 및 hexa-BDEs 등의 저 브롬화 물질로 분해되어 생물축적이 용이한 상태로 변형된다. 또한, 탈 브롬화되어 생성된 octa-BDEs의 경우, 난분해성으로 환경에 오래 잔류되며, 자외선에 의한 penta-BDEs로 분해되어 더욱 독성이 강한 물질을 형성하기도 한다[10].

다[10].

하지만 본 연구에서 penta-BDEs 등 저 브롬계 화합물에 의한 인체노출이 특정 PBDEs 제품 또는 환경 중에 일반적으로 존재하는 고 브롬계 화합물의 탈 브롬화에 의해 야기되는지에 대해서는 명확하지 않았다. 이러한 이성체 분포의 변화는 다양한 상업용 PBDEs 제품을 포함하여 복합적인 노출경로이기 때문일지도 모른다.

일반적으로 PBDEs의 인체축적 경로는 다양한 경로가 있으나 식품은 tetra-에서 penta-BDEs까지의 저 브롬계 화합물의 주요 노출원이다[3,7]. 특히, 어류소비량은 PBDE의 체내축적에 큰 영향을 미치며[28,29], 육류 및 유제품 소비량 또한 PBDEs의 체내축적에 기여하고 있다[22,48].

이와 같이 식품을 통한 PBDEs 섭취가 중요한 노출경로임을 전제로 한다면 산업활동이 제한되어 있는 춘천지역 여성 모유 중 PBDEs에 의한 체내축적은 식생활과 관련이 있을 것으로 판단되어 가능성 있는 노출원인과 경로를 파악하기 위하여 모든 산모의 식이습성에 따른 각각의 PBDE 이성체별 농도와 Σ PBDEs 농도를 Table 6에 나타내었다.

분산분석(one-way ANOVA) 방법으로 평가한 결과 95% 신뢰수준에서 Σ PBDEs 농도와 식이습성 사이에 통계학적 유의한 상관성은 나타나지 않았으며, 각 이성체별 PBDE 농도 사이에서도 유의한 상관성은 없었으나 이들 세 그룹간에는 어류 소비량이 많은 여성의 모유 중 Σ PBDEs 농도가 다소 높았으며, 육류 및 유제품 또한 소비량이 많은 여성들의 모유 중에서 Σ PBDEs의 농도가 높게 나타났다.

한국인 식습관[19] 보고에 따르면 총 음식섭취량의 25% (321.1 g)가 곡류이며, 어패류는 5.2% (67.7 g), 육류 7.4% (95.1 g) 그리고 유제품의 소비량은 7% (89.7 g)로 어패류의 소비량은 다른 구미 선진국과 비교하여 상당히 높다[41].

Table 6. The difference in PBDE levels between the different food consumption groups

	<i>n</i>	BDE-28	BDE-47	BDE-99	BDE-100	BDE-153	BDE-154	BDE-183	Σ PBDEs
<i>Fish & shellfish</i>									
<1 times/week	9	0.14	0.68	0.21	0.19	0.52	0.04	0.06	1.84
1-2 times/week	5	0.19	0.85	0.26	0.26	0.62	0.06	0.09	2.35
≥ 3 times/week	8	0.26	0.97	0.42	0.36	0.69	0.09	0.11	2.92
<i>p</i> value ^a		0.28	0.37	0.19	0.19	0.35	0.28	0.29	0.21
<i>Meat</i>									
No	3	0.15	0.67	0.32	0.21	0.59	0.07	0.09	2.11
1-2 times/week	13	0.17	0.70	0.22	0.23	0.57	0.05	0.07	2.01
≥ 3 times/week	6	0.29	1.16	0.45	0.39	0.70	0.09	0.12	3.21
<i>p</i> value ^a		0.21	0.07	0.16	0.15	0.58	0.46	0.37	0.13
<i>Milk & dairy product</i>									
<1 times/week	7	0.16	0.63	0.17	0.17	0.46	0.03	0.05	1.67
2-3 times/week	10	0.18	0.92	0.35	0.32	0.65	0.08	0.10	2.61
≥ 4 times/week	5	0.28	0.89	0.35	0.33	0.74	0.11	0.11	2.83
<i>p</i> value ^a		0.37	0.33	0.28	0.22	0.15	0.14	0.36	0.21

^a *p* value in one-way ANOVA test (Without any adjustment).

We 등[46]은 식품을 통한 PBDEs 섭취평가에서 한국인의 PBDEs 섭취에 가장 높게 기여하는 것은 어패류로 1일 식품섭취량의 42.6%에 해당하였으며, 육류와 유제품을 통한 Σ PBDEs 섭취비율은 각각 19.6%, 10.2%로 어패류 및 육류를 즐겨 섭취하는 식생활을 갖고 있는 사람에게 높은 농축을 보일 것으로 보고하였다. 또한 성인이 하루에 섭취하는 PBDEs 총량에 대하여 BDE-47은 42.9%로 상당한 비율로 존재하였다. 이와 같이 많은 어패류 섭취량은 한국인 모유 시료에서 검출된 PBDEs 농도에 대한 노출 원인 중 하나로 기여할 것으로 판단되며, Σ PBDEs에 대해 높은 기여율을 보이는 BDE-47의 오염원 역시 어패류의 다량 섭취에 의한 것으로 주목할 필요성이 있다.

식품 섭취 외에도 인간의 PBDEs의 노출에는 다양한 경로가 관여할 것으로 예상되는데 그 중 전자제품의 사용에 의해 노출, 집먼지과 같은 입자상 물질 또는 오염된 실내 공기의 흡입으로 PBDEs에 노출될 수 있다[34,35,51].

Sjödin 등[34]의 연구결과 컴퓨터를 많이 다루는 사무실 공기 중의 미세먼지에는 상당량의 PBDEs를 함유하고 있는 것으로 나타났으며, Zhu 등[51]은 모유 내 Σ PBDEs 농도와 전자제품 사용에 따른 유의한 상관성을 보고하였다($p < 0.01$). 그러나 Darnerud 등[7]은 총량적인 면에서 PBDEs의 주 노출경로는 공기보다는 식품의 섭취가 대부분을 차지한다고 보고하였다.

따라서 본 연구의 결과는 직업적으로 노출된 경우를 제외하고는 한국인에 있어 PBDEs 오염경로가 식품섭취를 포함한 복합적인 원인과 경로를 통하여 노출되고 있음을 시사한다. 하지만 본 연구에서 나타난 PBDEs의 오염 수준은 적은 시료수에 바탕을 두고 있기 때문에 한국 내 다른 지역의 값을 반영할 수도 반영하지 않을 수도 있다는 점에 주목해야 한다. 한국의 일반인을 대상으로 PBDEs의 다양한 노출 경로를 파악하기 위해서는 지속적인 연구가 필요하다.

감사의 글

본 연구는 2006년도 식품의약품안전청 용역연구개발사업의 연구비 지원(06132내분비436)에 의해 수행 되었으며, 이에 감사드립니다.

References

- Akutsu, K., M. Kitagawa, H. Nakazawa, T. Makino, K. Iwazaki, H. Oda, and S. Hori. 2003. Time-trend (1973-2000) of polybrominated diphenyl ethers in Japanese mother's milk. *Chemosphere* **53**, 655-654.
- Bi, X., W. Qu, G. Sheng, W. Zhang, B. Mai, D. Chen, L. Yu, and J. Fu. 2006. Polybrominated diphenyl ethers in South China maternal and fetal blood and breast milk. *Environ. Pollut.* **144**, 1024-1030.
- Bocio, A., J. M. Llobet, J. L. Domingo, J. Corbella, A. Teixido, and C. Casas. 2003. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in foodstuffs: human exposure through the diet. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **51**, 3191-3195.
- BSEF, 2007. Bromine Science and Environmental Forum, available at <http://www.bsef.com> (April 3, 2008).
- Chao, H. R., S. L. Wang, C. C. Lee, H. Y. Yu, Y. K. Lu, and O. Papke. 2004. Level of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans and biphenyls (PCDD/Fs, PCBs) in human milk and the input to infant body burden. *Food Chem Toxicol.* **42**, 1299-1308.
- Chao, H. R., S. L. Wang, W. J. Lee, Y. F. Wang, and O. Papke. 2007. Levels of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in breast milk from central Taiwan and their relation to infant birth outcome and maternal menstruation effects. *Environ. Int.* **33**, 239-245.
- Darnerud, P. O., G. S. Eriksen, T. Johannesson, P. B. Larsen, and M. Vilekula. 2001. Polybrominated diphenyl ethers: occurrence, dietary exposure, and toxicology. *Environ. Health Perspect.* **109**, 49-68.
- de Wit, C. A. 2002. An overview of brominated flame retardants in the environment. *Chemosphere* **46**, 583-624.
- Eslami, B., A. Koizumi, S. Ohta, K. Inoue, O. Aozasa, and et al. 2006. Large-scale evaluation of the current level of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in breast milk from 13 regions of Japan. *Chemosphere* **63**, 554-561.
- European Union (EU), 1999. Risk Assessment Report : Octabromo diphenylether, derivate, Final Draft.
- Gill, U., I. Chu, J. J. Ryan, and M. Feedley. 2004. Polybrominated diphenyl ethers: Human tissue levels and toxicology. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* **183**, 55-97.
- Hale, R. C., M. J. L. Guardia, E. Harvey, and T. M. Mainor. 2002. Potential role of fire retardant-treated polyurethane foam as a source of brominated diphenyl ethers to the US environment. *Chemosphere* **46**, 729-735.
- Hites, R. A. 2004. Polybrominated diphenyl ethers in the environment and in people: a meta-analysis of concentrations. *Environ. Sci. Technol.* **38**, 945-956.
- Huwe, J. K. and D. J. Smith. 2007. Accumulation, whole-body depletion, and debromination of decabromodiphenyl ether in male Sprague-Dawley rats following dietary exposure. *Environ. Sci. Technol.* **41**, 2371-2377.
- Ingelido, A. M., T. Ballard, E. Dellatte, A. D. Domenico, F. Ferri, A. R. Fulgenzi, T. Herrmann, N. Iacovella, R. Miniero, O. Pöpke, M. G. Porpora, and E. D. Felip. 2007. Polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in milk from Italian women living in Rome and Venice. *Chemosphere* **67**, 301-306.
- Jakobsson, K., K. Thuresson, P. Höglund, A. Sjödin, L. Hagmar, and Å. Bergman. 2003. A summary of exposures to polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in Swedish workers and determination of half-lives of PBDEs. *Organohal. Comp.* **61**, 17-20.
- Jaraczewska, K., J. Lulek, A. Covaci, S. Voorspoels, A. Kaluba-Skotarczak, K. Drews, and P. Schepens. 2006. Distribution of polychlorinated biphenyls, organochlorine

- pesticides and polybrominated diphenyl ethers in human umbilical cord serum, maternal serum and milk from Wielkopolska region, Poland. *Science of the Total Environment* **372**, 20-31.
18. Kalantzi, O. I., F. L. Martin, G. O. Thomas, R. E. Alcock, H. R. Tang, S. C. Drury, P. L. Carmichael, J. K. Nicholson, and K. C. Jones. 2004. Different levels of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and chlorinated compounds in breast milk from two U.K. regions. *Environ. Health Perspect.* **112**, 1085-1091.
 19. KHIDI. 2006. Report on 2005 national health and nutrition survey-Nutrition survey. Korea Health Industry Development Institute (in Korean).
 20. Korea Environment Institute (KEI), 2005. International regulations and counterplans of brominated flame retardants. Korea Environment Institute, Seoul, Korea.
 21. La Guardia, M. J., R. C. Hale, and E. Harvey. 2006. Detailed polybrominated diphenyl ether (PBDE) congener composition of the widely used penta-, octa-, and deca-PBDE technical flame-retardant mixtures. *Environ. Sci. Technol.* **40**, 6247-6254.
 22. Li, J., H. Yu, Y. Zhao, G. Zhang, and Y. Wu. 2008. Levels of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in breast milk from Beijing, China. *Chemosphere* **73**, 182-186.
 23. Lind, Y., P. O. Darnerud, S. Atuma, M. Aune, W. Becker, R. Bjerselius, S. Cnattingius, and A. Glynn. 2003. Polybrominated diphenyl ethers in breast milk from Uppsala County, Sweden. *Environmental Research* **93**, 186-194.
 24. McDonald, T. A. 2002. A perspective on the potential health risks of PBDEs. *Chemosphere* **46**, 745-755.
 25. Meerts, I. A. T. M., J. J. van Zanden, E. A. C. Luijckx, I. van Leeuwen-Bol, G. Marsh, E. Jakobsson, A. A. Bergman, and A. Brouwer. 2000. Potent competitive interaction of some brominated flame retardants and related compounds with human transthyretin *in vitro*. *Toxicol. Sci.* **56**, 95-104.
 26. Meironyté, D., Å. Bergman, and K. Norén. 2001. Polybrominated diphenyl ethers in Swedish human liver and adipose tissue. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **40**, 564-570.
 27. Norén, K. and D. Meironyte. 2000. Certain organochlorine and organobromine contaminants in Swedish human milk in perspective of past 20-30 years. *Chemosphere* **40**, 1111-1123.
 28. Ohta, S., D. Ishizuka, H. Nishimura, T. Nakao, O. Aozosa, and Y. Shimidzu. 2002. Comparison of polybrominated diphenyl ethers in fish, vegetables, and meat and levels in human milk of nursing women in Japan. *Chemosphere* **46**, 689-696.
 29. Petreas, M., J. She, F. R. Brown, J. Winkler, G. Windham, E. Rogers, G. Zhao, R. Bhatia, and M. J. Charles. 2003. High body burdens of 2,2,4,4-tetrabromodiphenyl ether (BDE-47) in California women. *Environ. Health Perspect* **111**, 1175-1179.
 30. Ramos, J. J., B. Gomara, M. A. Fernandez, and M. J. Gonzalez. 2007. A simple and fast method for the simultaneous determination of polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in small volumes of human serum. *Journal of Chromatography A* **1152**, 124-129.
 31. Ramu, K., N. Kajiwara, T. Isobe, S. Takahashi, E. Y. Kim, B. Y. Min, S. U. We, and S. Tanabe. 2007. Spatial distribution and accumulation of brominated flame retardants, polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in blue mussels (*Mytilus edulis*) from coastal waters of Korea. *Environ. Pollut.* **148**, 562-569.
 32. Schechter, A., M. Pauk, O. Pöpke, J. J. Ryan, L. Birnbaum, and R. Rosen. 2003. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in US mothers milk. *Environ. Health Perspect.* **111**, 1723-1729.
 33. She, J., A. Holden, M. Sharp, M. Tanner, C. Williams-Derry, and K. Hooper. 2007. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in breast milk from the Pacific Northwest. *Chemosphere* **67**, 307-317.
 34. Sjödin, A., L. Hagmar, E. Klasson-Wehler, J. Bjork, and A. Bergman. 2000. Influence of the consumption of fatty Baltic Sea fish on plasma levels of halogenated environmental contaminants in Latvian and Swedish men. *Environ. Health Perspect.* **108**, 1035-1041.
 35. Sjödin, A., R. S. Jones, J. F. Focant, C. Lapeza, R. Y. Wang, E. E. McGahee III, Y. Zhang, W. E. Y., Turner, B. Slazyk, L. L. Needham, and D. G. Patterson Jr. 2004. Retrospective time-trend study of polybrominated diphenyl ether and polybrominated and polychlorinated biphenyl levels in human serum from the United States. *Environ. Health Perspect.* **112**, 654-658.
 36. Stapleton, H. M., B. Brazil, R. D. Holbrook, C. L. Mitchelmore, R. Benedict, A. Konstantinov, and D. Potter. 2006. In vivo and in vitro debromination of decabromodiphenyl ether (BDE 209) by juvenile rainbow trout and common carp. *Environ. Sci. Technol.* **40**, 4653-4658.
 37. Sudaryanto, A., N. Kajiwara, O. Tsydenova, H. Iwata, T. A. Adibroto, H. Yu, K. H. Chung, A. Subramanian, M. Prudente, T. S. Tana, and S. Tanabe. 2005. Global contamination of PBDEs in human milk from Asia. *Organohal. Comp.* **67**, 1315-1318.
 38. Sudaryanto, A., N. Kajiwara, S. Takahashi, and S. Tanabe. 2008. Geographical distribution and accumulation features of PBDEs in human breast milk from Indonesia. *Environ. Pollut.* **151**, 130-138.
 39. Thomsen, C., E. Lundanes, and G. Becher. 2002. Brominated flame retardants in archived serum samples from Norway: a study on temporal trends and the role of age. *Environ. Sci. Technol.* **36**, 1414-1418.
 40. Toms, L. M. L., F. A. Harden, R. K. Symons, D. Burniston, P. Furst, and J. F. Muller. 2007. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in human milk from Australia. *Chemosphere* **68**, 797-803.
 41. USEPA. 2004. Dioxin reassessment. Draft 2004. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency.
 42. Van den Steen, E., A. Covaci, V. L. B. Jaspers, T. Dauwe, S. Voorspoels, M. Eens, and R. Pinxten. 2007. Accumulation, tissue-specific distribution and debromination of decabromodiphenyl ether (BDE 209) in European starlings (*Sturnus vulgaris*). *Environ. Pollut.* **148**, 648-653.
 43. Vieth, B., T. Herrmann, H. Mielke, B. Ostermann, O.

- Paepke, and T. Rudiger. 2004. PBDE levels in human milk: the situation in Germany and potential influencing factors - a controlled study. *Organohal. Comp* **66**, 2643-2648.
44. Voorspoels, S., A. Covaci, H. Neels, and P. Schepens. 2007. Dietary PBDE intake: A market-basket study in Belgium. *Environ. Int.* **33**, 93-97.
45. Wang, X. M., X. Ding, B. X. Mai, Z. Q. Xie, C. H. Xiang, L. G. Sun, G. Y. Sheng, J. M. Fu, and E. Y. Zeng. 2005. Polybrominated diphenyl ethers in airborne particulates collected during a research expedition from the Bohai Sea to the Arctic. *Environ. Sci. Technol.* **39**, 7803-7809.
46. We, S. U., K. H. Kim, J. H. Baek, S. Y. Han, and B. Y. Min. 2008. Polybrominated Diphenyl Ethers Contamination of Korea Food. *Proceedings of Environmental Health in Asia-Pacific Region* May 29-30. Jeju, Korea.
47. WHO. 1994. Environmental Health Criteria 162. Brominated diphenyl ethers. International Programme on Chemical Safety. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
48. Wu, N., T. Herrmann, O. Paepke, J. Tickner, R. Hale, E. Harvey, M. LaGuardia, M. D. McClean, and T. F. Webster. 2007. Human exposure to PBDEs: associations of PBDE body burdens with food consumption and house dust concentrations. *Environ. Sci. Technol.* **41**, 1584-1589.
49. Zenneg, M., M. Kohler, A. C. Gerecke, and P. Schmid. 2003. Polybrominated diphenyl ethers in whitefish from Swiss lakes and farmed rainbow trout. *Chemosphere* **51**, 545-553.
50. Zhou, T., D. G. Ross, M. J. DeVito, and K. M. Crofton. 2001. Effects of short-term in vivo exposure to polybrominated diphenyl ethers on thyroid hormones and hepatic enzyme activities in weanling rats. *Toxicol. Sci.* **61**, 76-82.
51. Zhu, L., B. Ma, J. Li, Y. Wu, and J. Gong. 2009. Distribution of polybrominated diphenyl ethers in breast milk from North China: Implication of exposure pathways. *Chemosphere* **74**, 1429-1434.

초록 : 춘천지역 모유 중 폴리브롬화디페닐에테르(PBDEs)의 이성체별 분포특성과 노출경로

위성옥 · 백인천 · 박상아 · 강성훈 · 조유진 · 조봉희 · 윤조희* · 김기호¹ · 민병윤

(경남대학교 환경공학과, ¹경남대학교 공동기기원)

본 연구는 비교적 청정한 지역인 춘천시에 거주하는 일반인 모유 중 PBDEs의 노출 경로를 확인하기 위해 처음으로 시도된 연구이다. 본 연구지역의 모유 중 Σ PBDEs의 수준은 북아메리카지역에 비하여 낮은 수준이었으나 일부 아시아, 유럽국가와 유사하였다. 모유 내 PBDEs의 축적은 산모의 특성과 상관관계가 나타나지 않았으나, 상업용 PBDEs 제품을 포함하여 여러 복합적 인자에 의하여 노출되고 있었으며, 식품 섭취와 같은 식이노출은 한국인에 있어 중요한 노출 경로의 하나로 판단되었다. 따라서 본 연구 결과는 한국인의 PBDEs 노출 경로 파악에 중요한 정보를 제공하여, 장차 PBDEs 및 관련 브롬계 난연제의 노출에 따른 인체 위해성 평가를 수행함에 있어 중요한 참고자료가 될 것이다. 또한, 한국 내의 PBDEs에 대한 인체노출 경로를 명확하게 하기 위한 연구는 계속적으로 이루어져야 할 것이다.