J. Fd Hyg. Safety 17(3), 137–145 (2002)

국내 유통중인 어패류 섭취에 따른 유기주석화합물의 인체 위해성 평가

최시내 · 최혜경 · 송 훈 · 오창환 · 박종세†

(주)랩프런티어, 경기 수원시 팔달구 이의동 산 111-8

A Health Risk Assessment of Tributyltin Compounds in Fishes and Shellfishes in Korea.

Shinai Choi, Hye-Kyung Choi, Hoon Song, Chang-Hwan Oh, and Jongsei Park†

KSBC Bldg, #Mt. 111-8, Iui-dong, Paldal-ku, Suwon, Kyonggi-do 442-270, Korea LabFrontier, Co. Ltd

ABSTRACT – Tributyltin compounds have been increasingly used in the form of plastic stabilizers, catalytic agents, industrial agricultural biocides, antifouling paint, and pesticides. Among these organotin compounds, large amounts of tributyltin(TBT) and triphenyltin(TPT) have been used as antifouling agents because they have a superior ability to prevent marine organism from being encrusted on ship bottoms and in culturing nets. Environmental pollution by these organotin compounds in the aquatic environment were undertaken. The international maritime Organization's established a provisional tolerable daily intake(TDI) of 1.6[micro]g TBTO/kg/B.W. The Food and Agriculture Organization (of the United Nations)/World Health Organization's (FAO/WHO) proposed a TDI of 0.5ug TPT/kg BW/d. This study is conducted monitoring of TBT on seafoods in Korea and risk assessment for exposure on TBT in seafoods. Total hazard index(using Reference Dose : 0.3 ug TBTO/kg B.W/day) of intake exposure on seafoods is 0.04 as the 50th percentile, 0.08 as the 95th percentile. This value is estimated by Monte-Carlo simulation using Crystal Ball(Decisioneering Co., 2001).

Key words: Risk Assessment, Benchmark Dose(BMD), Tributyltin(TBT)

국내 6개 주요도시에서 조사된 어패류 오염도 현황을 토대로 우리나라 사람들의 어패류 섭취를 통한 유기주석화합물 인체노출량을 예측하고, 이에 따른 위해도를 추계하였다.

Tributyltin(TBT) 화합물은 주로 살생물제로 사용되며, 병원바닥이나 스포츠경기장과 같은 곳의 살균제로 사용된다. 또한, Tributyltin oxide(TBTO)는 목재나 면섬유, 종이, 페인트 등의 보존제로 활용되고, 해양의 선박등에 활용되는 페인트(antifouling paint)에 함유되어 배 밑바닥에 동식물이 부착되는 것을 막는 부착생물방지제 역할을 한다. 이는 TBT 화합물로 인한 해양오염의 주 오염원이 된다. 이 밖에도 해상구조물, 양식용 도구 등에서도 유입된다[1].

부착생물방지제가 해양으로 유입되는 주된 형태는 TBTO이며, 해양으로 유입된 TBTO는 수화된(hydrated) TBT 양이온으로 해리된 후 Cl-, HCO3-, OH-등과 결합된다. 또한, 현재 알려지고 있는 TBT 화합물의 독성은 TBTO가 가장 높은 것으로 알려지고 있으며, 미 환경청(U.S.EPA)에서는 TBTO의 Toxicological Profile을 작성하고 위해성평가를 위한 독성치등을 제안하고 있다[1].

본 연구에서 조사된 어패류중 TBT화합물의 섭취를 통한 위해성을 평가하기 위하여 가장 주된 해양오염 형태이며 독성이 가장 큰 TBTO가 모두 TBT로 존재한다는 가장 높은 노출이 예측되는 노출시나리오를 가정하여, 미국 EPA에서 제시한 위해성평가방법에 따라 위험지수를 예측하고, 현재 제안되고 있는 FAO/WHO의 TDI와 비교하였으며, 페닐틴계 화합물은 TPT를 대상으로 현재 제시되고 있는 TDI와 비교하여 평가하였다.

위해성평가는 대상매체를 중심으로 그 평가방법론을 구분하면, 생태계를 그 수용체로 하는 생태계위해성평가(Ecological Risk Assessment)와 인체 또는 인구집단을 그 수용체로 하는 건강위해성평가(Health Risk Assessment)로 구분되며, 다시, 대상물질의 유해영향이나 독성특성에 따라 비발암물질과 발암물질, 유전독성 유무 등을 고려하여 역치존재유무에 따라 역치방법론(threshold approach)과 비역치 방법론(non-threshold approach)으로 나뉘어진다.

이러한 위해성평가는 크게 4단계를 거쳐 이루어지는데 이

†Author to whom correspondence should be addressed.

Table 1. Toxicity of tributyltin oxide

Toxicity	Species	Study Length	Endpoint	LOAEL (mg/kg-day)	NOAEL (mg/kg-day)	Reference
General[6~11]	Monkey	22 weeks	Decreased leukocytes	0.14	-	Karrer *et al.*, 1992
	Dog	12 months	-		-	Schuh 1992
	Rat	24 months	Chronic toxicity	2.1	0.19	Wester *et al.*, 1987, 1988,1990
	Mouse	18 months	Decreased survival	0.7(FEL)	-	Daly 1992
Reproductive[12]	Rat	2 gen.	Parental Repro. Develop.	2.95 - 3.43	0.29 4.42 0.34	Schroeder 1990
Developmental[13~17]	Rat	gd 6-19	Maternal Develop	9 5	5 -	Schroeder 1981
	Rat	gd 6-20	Maternal Develop	10 10	5 5	Crofton *et al.*, 1989
	Mouse	gd 6-15	Maternal Develop.	40 40	20 20	Baroncelli *et al.*, 1990
	Mouse	gd 6-15	Maternal Develop.	11.7 11.7	5.8 5.8	Davis *et al.*, 1987
	Mouse	gd 6-15	Maternal	5	-	Baroncelli *et al.*, 1995
	Mouse	gd 6-15	Develop.	-	20	Karrer *et al.*, 1995
Immune System[2,18~24]	Rat	28 days	Thymus dependent immunity	5	0.5	Verdier *et al.*, 1991
	Rat	4 weeks	Lumph node hemmorrhage	0.5	-	Vos *et al.*, 1984 Krajnc *et al.*, 1984
	Rat	1 weeks 4 weeks	Lymph node hemmorrhage	0.4	-	Bressa *et al.*, 1991
	Rat	6 weeks	Virus titers	2	-	Garssen *et al.*, 1995
	Rat	6 weeks	Reduced thymus weight	8	2	Van Loveren *et al.*, 1990
	Rat	18 weeks	Reduced thymus weight	16	-	Carthew *et al.*, 1992
	Rat, aged	5 months	Thymus dependent immunity	2.5	0.25	Vos *et al.*, 1990
	Rat, weanling	18 months	Thymus dependent immunity	0.25	0.025	Vos *et al.*, 1990
Developmental Immune System[25]	Mouse	gd 4-17	Humoral and cell mediated immunity	0.1	-	Buckiova *et al.*, 1992
	Rat	10 doses to pre-weanlings	Depressed mitogen response	5	2.5	Smialowicz *et al.*, 1989

는 대상물질의 물리화학적 정보와 독성영향, 독성기전정보를 수집함으로써 위해도를 평가하기 위한, 기본적인 위해성평가의 접근방법결정에 필요한 위험성확인(hazard identification)단계, 실제 인체 또는 환경중에 노출되는 양을 정량적으로 평가하는 노출평가(exposure assessment)단계, 대상물질의 용량에 따른 독성영향의 반응관계를 규명하는 용량-반응평가(dose-response assessment)단계, 노출량과 규명된 독성의 용량-반응 관계를 활용하여 정량적으로 위해도를 예측하는 위

해도예측(risk characterization)단계이다.

각 단계에 따라 본 연구에서 조사된 어패류의 화합물의 오염도에 근거한 위해성평가를 수행하였다.

위험성 확인(Hazard Identification)

TBTO는 섭취 및 흡입노출시 모두 비발암물질로 보고되고 있으며, 이에 근거하여 미환경청(U.S.EPA)에서 참고치(reference dose, RfD)를 제시하고 있다. RfD(mg/kg/day)는 세포괴사와 같은 독성영향에서 역치가 존재한다는 가정하에 주어진 독성치로 발암영향과 같은 다른 독성은 존재하지 않을 것으로 보는 것이다. RfD는 인구집단을 대상으로 하여 평생동안 노출되었을 때 감지할 수 있을 정도의 유해한 비발암영향이 일어나지 않을 것으로 추측되는 일일노출량을 예측한 것으로 미국 U.S.EPA에서 정의하고 있으며, Reference concentration(RfC)은 호흡기계에 대한 독성영향을 고려한 것으로 RfD와 유사한 개념이다.

TBTO의 독성은 주로 면역기전영향이며, 독성기전에 대한 정보는 아직 알려지지 않고 있다. 섭취노출에 따른 인체에서의 TBTO 독성정보는 아직 알려진 바 없으며, 피부노출시 알러지작용이 아닌 독성영향이 나타나는 것으로 보고되고 있다. Table 1은 동물실험연구에서 나타난 독성영향들을 각 독성에 따라 요약한 것이다. TBTO의 주요한 독성영향은 면역독성이며, 다른 독성영향에 비해 저농도에서 나타난다.

TBTO의 발암영향은 인체에서 나타난 연구결과가 없으며, 랫드와 마우스를 대상으로 섭취노출시킨 발암독성시험에서 양성 뇌하수체종양, 크롬친화성세포종, 부갑상선종양 등이 고용량의 실험용량에서 증가되는 것이 관찰되었다. 마우스 실험결과에서는 어떤 종양도 증가되지 않았다. 이러한 연구결과들을 토대로 U.S.EPA에서는 TBTO를 D 그룹(1986년 발암평가지침에 근거) 또는 “cannot be determined” 범주(1996년 제안 발암평가지침)로 분류하였다.

최근 위해성평가에서는 어린이등 민감그룹에 대한 독성영향평가와 성별에 따른 독성영향의 차이등에 대한 연구가 쟁점화 되고 있는데, 이러한 관점에서 살펴보면, TBTO의 경우 동물실험결과, 어릴수록 독성영향이 더 민감하게 나타나는 것으로 보고되고 있으며[2], 성별에 따른 독성영향의 차이는 보고된 바 없다.

노출평가(Exposure Assessment)

국내 6개 주요 도시에서 유통되고 있는 어패류를 대상으로 하여, 그 오염도를 조사한 결과를 토대로 우리나라 인구의 어패류 섭취를 통한 TBT 노출현황을 예측하였다.

Table 2. Consumption rate on foods

Foods	Consumption rate(g/day)	
	Food balance sheet(1997)	National health and nutrition survey(2000)
Hair Tail	3.02	2.6
Markerel	5.89	6.1
Saury	1.55	0.8
Pacific Cod	0.95	0.5
Granulated Ark Shell	0.05	3.4
A Short Neck Clam	0.52	
Little Neck Clam	0.36	
Hard-Shell Mussel	0.87	
Topshell	0.04	0.4
Squid	16.06	7.5

이 때 어패류중의 TBT 오염도 수준에 대한 확률분포를 고려하는 Monte-Carlo 방법론을 적용함으로써 어패류섭취에 따른 평생평균일일섭취량(Lifetime Average Daily Intake Dose, LADD)을 확률분포값으로 산출하였으며, 보건복지부[3]에서 제시한 우리나라 인구집단의 평균체중 55 kg, 통계청의 생명표에 근거한 기대수명 75년, 식품수급표[4]에서 산출된 1인당 식품공급량을 식품소비율(food consumption rate)로 하여 어패류 섭취에 따른 TBT화합물에 대한 평생평균일일섭취량을 구하였다.

식품소비율의 경우 최근 국민건강영양조사서(2000)에서 식품소비율에 대한 자세한 조사가 이루어진 바 있으나, 국민건강영양조사서에서는 패류의 경우 총 조개섭취량으로 식품소비율이 나타나 있어 본 연구에서 인체노출량을 산출하기 위한 식품별 소비율로 활용하기가 어려웠으며, 이에 따라 식품수급표의 식품소비율자료를 활용하였다. Table 2는 본 연구에서 활용한 식품수급표의 식품소비율과 국민건강영양조사서에서 제안하고 있는 식품소비율을 비교하여 나타낸 것이다. 이에 따르면, 본 연구에서 활용한 식품수급표상의 식품

$$\text{Exposure Dose estimates} = \frac{\text{Food concentration} \times \text{Consumption rate} \times \text{Exposure duration} \times \text{Fraction of lifetime exposed}}{\text{Body Weight} \times \text{Averaging time}}$$

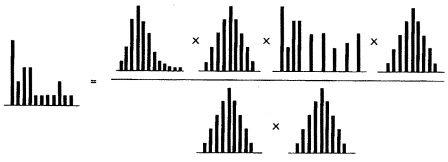

Fig. 1. Monte-Carlo (probabilistic) exposure analysis using distributors.

소비율이 국민건강영양조사서에서 조사된 식품소비율보다 대체로 높은 수치를 나타내고 있다. 이는 식품수급표의 식품소비율은 가식부를 포함한 전체 중량을 고려한 때문인 것으로 사료되며, 본 연구에서 산출된 인체노출량이 실제 노출량보다 더 높은 수치를 나타낼 것으로 예측된다.

Fig. 1은 본 연구에서 활용된 평균일일노출량 예측수식을 나타낸 것이며, 본 연구에서는 아래 수식에서 나타난 각 요인들의 대표값(평균)을 활용하여 단일값을 구하고, 예측된 오염도 확률분포를 고려한 Monte-Carlo 방법을 활용하여 분포값을 구함으로써 불확실성을 감소시키고자 하였다.

최근 식품섭취를 통한 유해물질 노출시의 인체노출량 예측에서, 만성노출에 대한 평가의 경우 장기적인 식품소비패턴변화와 개인간의 식품소비패턴차이를 고려하는 것이 어렵기 때문에 확률론적 접근방법의 적용이 용이하지 않다는 연구결과가 보고되고 있다[28]. 이에 본 연구에서는 식품중 오염물질의 분포만을 확률분포로 하여 인체노출량의 분포를 구하였으며, 식품수급표[4] 상의 식품공급량을 식품소비율로 만성노출하였다는 가정하에 인체노출량을 산출하였다.

식품별 각 TBT 오염도를 Crystal Ball®(Decisioneering, Co.)[27]의 fitting기능을 활용하여 확률분포형태를 결정하였으며,

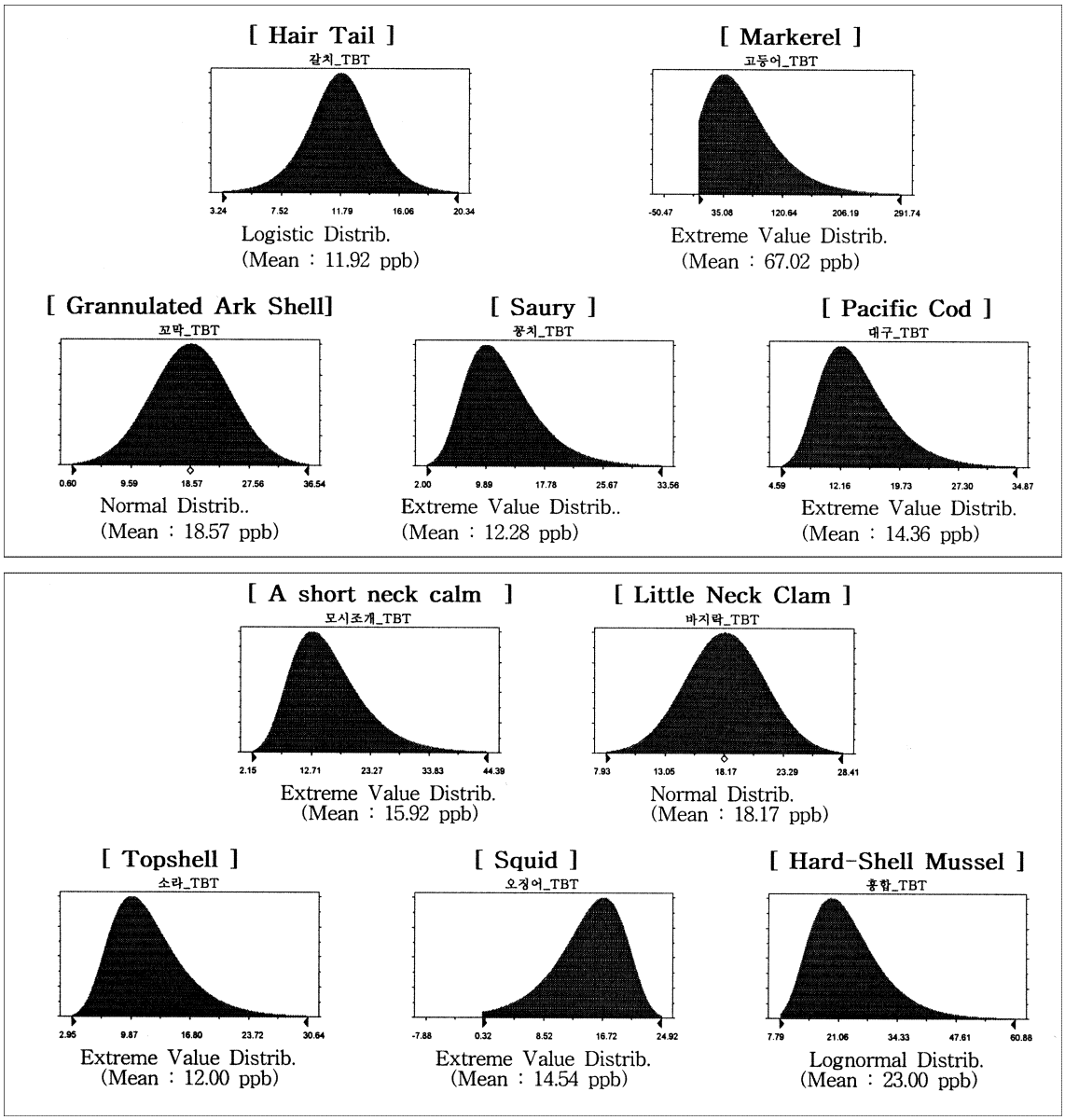

Fig. 2. Determination of butyltin compounds level in fish and shellfish.

Table 3. Lifetime average daily intake dose for ingestion of seafoods contaminated with butyltin compounds, mg/kg/day)

Food	TBT
Hair Tail	6.55E-07
Markerel	7.18E-06
Grannulated Ark Shell	1.69E-08
Saury	3.46E-07
Pacific Cod	2.48E-07
A Short Necked Clam	1.50E-07
Little Neck Clam	1.19E-07
Topshell	8.73E-09
Squid	4.24E-06
Hard-shell mussel	3.64E-07
Total	1.33E-05

그 결과는 Fig. 2와 같다. 대부분의 오염도 확률분포가 Extreme value 분포와 log-normal 분포에 적합한 것으로 나타났다.

본 연구에서 조사된 각 어패류별 TBT의 오염도 평균에 근거하여 어패류 섭취에 따른 한국인의 평균일일노출량을 조사한 결과를 나타내면 Table 3과 같으며, TBT의 평균일일노출량은 고등어가 7.18×10^{-6} mg/kg/day로 가장 높았고, 조사된 어패류 전체섭취시 평균일일노출량은 1.33×10^{-5} mg/kg/day로 산출되었다.

Monte-Carlo 방법론을 적용하여 산출된 각 어패류별 TBT에 대한 평균일일섭취노출량의 확률분포값을 Table 4에 나타내었다. 본 연구결과를 살펴보면 갈치의 경우, 성인이 식품수급표에서 제시하는 일일섭취량 3.02 g/day를 평생 섭취한다는 노출시나리오하에 평균일일노출량은 확률분포로 나타냈을 때 그 중간값이 6.48×10^{-7} mg/kg/day, 상한치 95th percentile값이 8.78×10^{-7} mg/kg/day로 나타났음을 알 수 있다.

용량-반응평가(Dose-Response Assessment)

섭취노출에 대한 비발암영향평가

비발암영향평가시 활용되는 참고치(Reference Dose)는 만성노출시 유해영향이 나타나지 않을 것으로 기대되는 용량으로, NOAEL(No Observed Adverse Effect Level) 또는 BMD(Benchmark Dose)에 불확실성계수(uncertainty factor)를 고려하여 산출된 값으로 이를 도식화 하면 Fig. 3과 같다.

RfD 산출을 위해 U.S.EPA에서 제안한 바 있는 NOAEL 및 LOAEL은 각각 0.025 mg/kg/day, 0.25 mg/kg/day이며, 이는 critical effect를 immunosuppression(reduced IgE titers and increase n T. spiralis larvae in muscle)으로 한 면역독성 연구[2]에 근거한 것이다. 또한, U.S.EPA에서는 최근 Benchmark Dose(BMD)에 근거하여 산출된 RfD를 제안하고

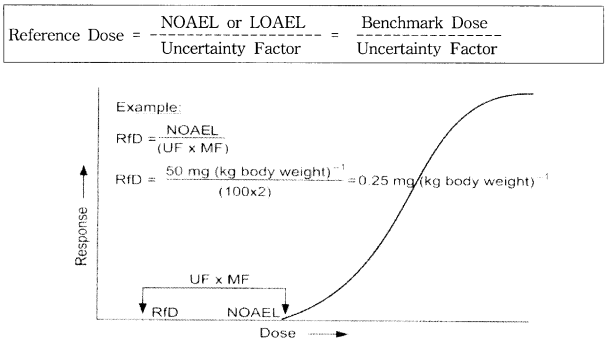

Fig. 3. Estimation of Reference Dose

있는데, 본 연구에서는 이를 활용하여 어패류 섭취에 따른 TBT의 위해도를 예측하였다.

기존의 활용되어오던 NOAEL 또는 LOAEL에 상응하는 개념인 BMD 활용 방법론은 기존의 NOAEL을 활용하는 경우에 동물실험결과 전체 용량-반응 자료를 사용하지 않으므로써 생기는 불확실성을 보완한 방법이라 할 수 있으며, 주어진 용량-반응자료에서 얻어지는 곡선을 수학적 모델에 적용한 것이다. BMD는 반응 10% 또는 5%가 일어날 때에 해당되는 용량(Dose)의 하한치에 해당하는 값이다[26].

본 연구에서 활용한 BMD는 연속변수자료를 위한 BMD analysis로서 polynomial mean response regression model (THC. I.C.F. Kaiser)28)과 weibull power mean response regression model(THCW, I.C.F. Kaiser)[29]을 적용하여 예측한 것이다. BMD_{10}은 10%비교변화를 Benchmark response (BMR)으로 하였을때 해당하는 용량의 95% 하한치이다. 본 연구에서 활용한 BMD는 digestion에 의한 근육내의 IgE titer, T.spiraris larvae와 조직학에 의한 근육내 T.spiraris

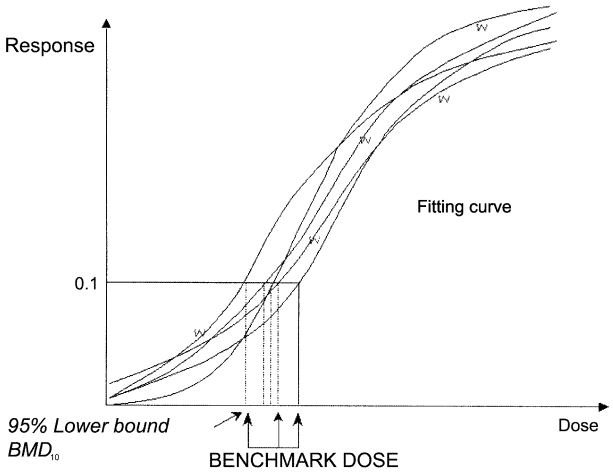

Fig. 4. Estimation of Benchmark dose

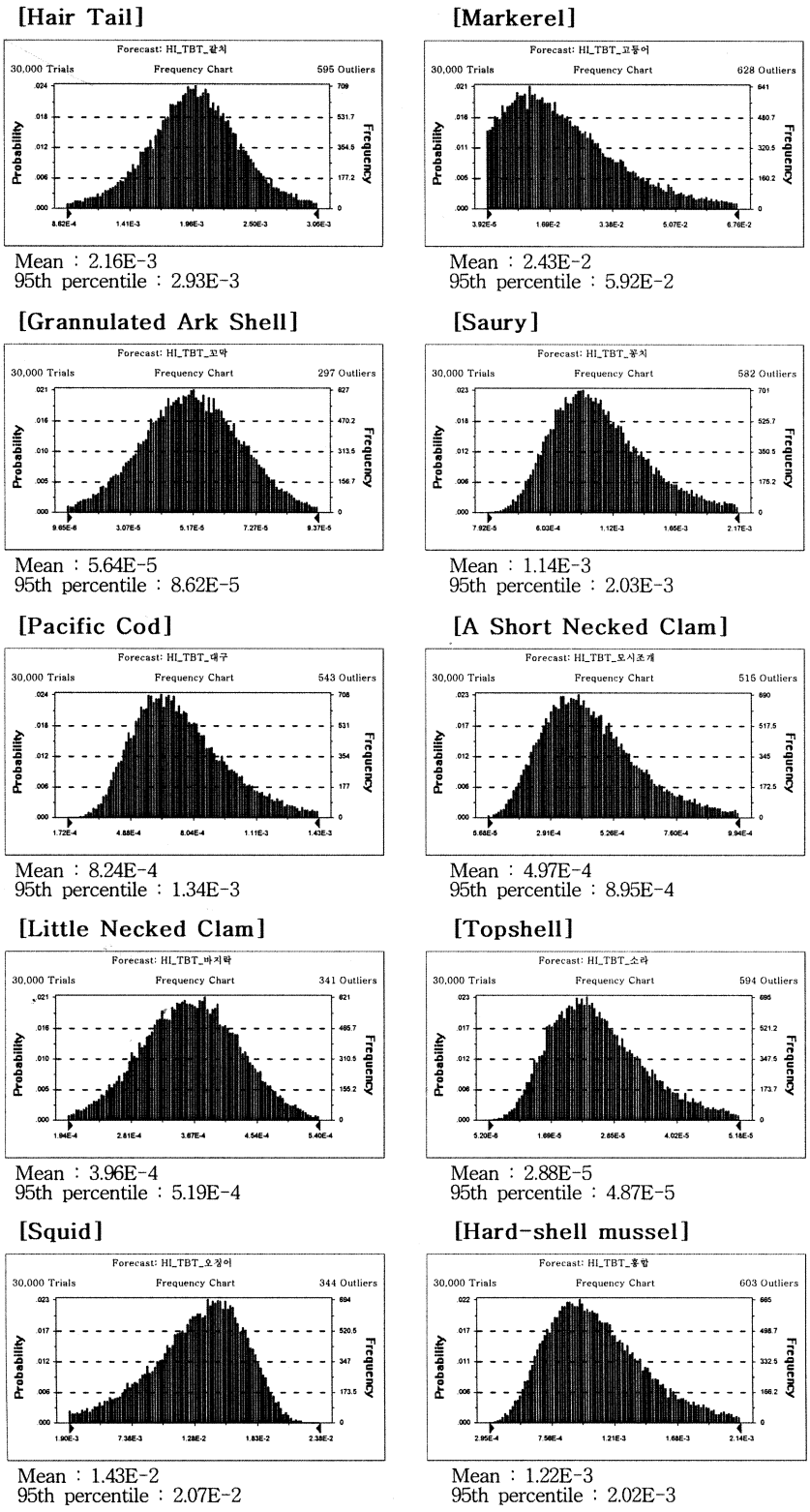

Fig. 5. Distribution of Hazard Index in each seafoods by Tributyltin.

larvae에 근거하여 예측된 것으로 0.03 mg/kg/day이다. 참고치는 BMD_{10} 0.03 mg/kg/day에 불확실성 계수 100을

Table 4. The percentile value of lifetime average daily intake dose on ingestion of seafoods contaminated by tributyltin, mg/kg/day)

Percentile	5%	25%	50%	75%	95%
Hair Tail	4.18E-07	5.63E-07	6.48E-07	7.34E-07	8.78E-07
Markerel	7.97E-07	3.26E-06	6.13E-06	1.00E-05	1.78E-05
Grannulated Ark Shell	7.96E-09	1.32E-08	1.69E-08	2.06E-08	2.59E-08
Saury	1.57E-07	2.42E-07	3.19E-07	4.17E-07	6.09E-07
Pacific Cod	1.38E-07	1.88E-07	2.33E-07	2.91E-07	4.03E-07
A Short Necked Clam	6.54E-08	1.04E-07	1.38E-07	1.82E-07	2.69E-07
Little Neck Clam	8.24E-08	1.04E-07	1.19E-07	1.34E-07	1.56E-07
Topshell	4.40E-09	6.35E-09	8.10E-09	1.03E-08	1.46E-08
Squid	1.69E-06	3.48E-06	4.48E-06	5.30E-06	6.21E-06
Hard-shell mussel	1.96E-07	2.74E-07	3.44E-07	4.34E-07	6.05E-07
Total	6.51E-06	9.44E-06	1.24E-05	1.64E-05	2.42E-05

Table 5. Percentile value of hazard index in target foods.

Percentile	5%	25%	50%	75%	95%
Hair Tail	1.39E-03	1.88E-03	2.16E-03	2.45E-03	2.93E-03
Markerel	2.66E-03	1.09E-02	2.04E-02	3.34E-02	5.92E-02
Grannylated Ark Shell	2.65E-05	4.42E-05	5.64E-05	6.86E-05	8.62E-05
Saury	5.24E-04	8.06E-04	1.06E-04	1.39E-03	2.03E-03
Pacific Cod	4.61E-04	6.28E-04	7.78E-04	9.69E-04	1.34E-03
A Short Nacked Shell	2.18E-04	3.46E-04	4.61E-04	6.08E-04	8.95E-04
Little Necked Shell	2.75E-04	3.46E-04	3.96E-04	4.47E-04	5.19E-04
Topshell	1.47E-05	2.12E-05	2.70E-05	3.44E-05	4.87E-05
Squid	5.64E-03	1.16E-02	1.49E-02	1.77E-02	2.07E-02
Hard-shell Mussel	6.53E-04	9.12E-04	1.15E-03	1.45E-03	2.02E-03
Total	2.17E-02	3.15E-02	4.13E-02	5.46E-02	8.05E-02

Table 6. TDI of TBT compounds

	Reference Value		Reference
BT comp.	Provisional TDI (Tolerable Daily Intake)	1.6 μgTBTO/kg B.W./day[30~31]	JAPAN, 1992 WHO/FAO
	TDI (Tolerable Daily Intake)	0.5 μgTPT/kg B.W./day[31]	WHO/FAO, 1971
	TDI (Tolerable Daily Intake)	0.25 μgTBTO/kg B.W./day[32]	Penninks, 1993

고려한 값으로 0.0003 mg/kg/day이며, 이 때 활용한 불확실성계수는 실험동물에서 인체로의 외삽과정에서 고려한 계수 10과 인구집단 내 민감그룹 고려를 위한 계수 10을 적용한 것이다.

섭취노출에 따른 발암영향평가

TBTO는 인체에서의 발암증거가 나타나지 않고 있고, 실험동물에서도 발암증가가 보고되고 있지 않으며, U.S.EPA에서는 이러한 연구결과를 토대로 TBTO를 발암분류 D 그룹으로 분류하고 있다. 또한, TBTO는 유전독성도 나타내지 않는 것으로 보고된다. 이에 따라 본 연구에서는 TBTO의 비발암영향을 중심으로 위해도를 평가하였다.

위해도결정(Risk Characterization)

어패류 섭취를 통한 TBT의 인체노출량에 대한 위해도를 Reference Dose(TBTO)와 비교하여 위해도를 구한 결과, 위해도로 나타나는 위험지수(Hazard Index, HI)를 어패류별로 나타내면 Table 5과 같다. 각 위험지수는 1을 그 기준값으로 하며, 1을 초과하는 경우 critical effect가 나타날 것으로 예측할 수 있다. 본 연구의 결과에서 갈치섭취에 따른 위해도를 예로 하여 살펴보면, 이는 유통중인 갈치를 평균체중 55 kg인 인구집단에 속하는 개인이 하루 일일섭취량 3.02 g/day를 섭취하는 경우 immunosuppression로 인한 유해영향은 일어나지 않을 것으로 추정된다는 것을 의미하는 것이다.

Fig. 5는 각 어패류별로 산출된 위해도의 분포를 나타낸 것이며, 이에 대한 식품별 위해도의 분포값은 Table 5와 같다. 각 어패류의 위험지수(50th percentile)을 살펴보면 고등어에서 2.04×10^{-2}으로 가장 높게 나타났으며, 소라에서 2.70×10^{-5}로 가장 낮은 값을 나타냈다.

현재 여러 세계기구등에서 제안되고 있는 TBT화합물의 관리를 위한 기준치들은 Table 6과 같다. 본 연구에서 예측된 TBT의 총 인체노출량(95th percentile) 0.08 μg/kg/day와 현재 제시된 각 기준치를 비교하였을 때 TDI보다 훨씬 낮은 인체노출량을 나타내고 있음을 알 수 있다.

본 결과에서 위해도 지수는 1에 가까울수록 위해 가능성이 있다고 판단할 수 있으나 본 연구의 최종값은 총계가 95th percentile이 0.002로서 위해 가능성이 낮다고 평가할 수 있다. 그러나 본 연구에서 고려된 어패류중 가장 높은 위해도 지수를 나타낸 고등어를 집중적으로 섭취하는 소비자의 경우 위해지수는 더 높아질 수 있다. 또한 본 연구에서 고려된 어패류 10종은 Table 2의 식품수급표상의 어류 32종 및 패류 22종 중 일부이며 이밖에도 다양한 종류의 어패류가 생산 유통되는 것을 감안하면 이들을 통한 유기주석 섭취량이 증가할 가능성도 배제할 수 없다.

인체 노출량의 평가는 언제나 모든 가능성을 최대한 고려하여 이루어지기 때문에 실제로 그런 최악의 경우가 일어나기는 힘든 것이 사실이나 사람의 건강을 좌우할 수 있는 먹거리에 대한 안전성 확보 측면에서는 최악의 경우를 감안하지 않을 수 없는 것이 현실이므로 어민등 유기주석 도료 사용자들을 계몽하고 지속적으로 유통 어패류중 유기주석 함량을 모니터링할 필요가 있다.

국문요약

국내 6개 주요도시에서 조사된 어패류 오염도 현황을 토대로 우리나라 사람들의 어패류 섭취를 통한 유기주석화합물 인체노출량을 예측하고, 이에 따른 위해도를 추계하였다. 본 연구결과를 살펴보면 갈치의 경우, 성인이 식품수급표에서 제시하는 일일섭취량 3.02 g/day를 평생 섭취한다는 노출시나리오하에 평균일일노출량은 확률분포로 나타냈을 때 그 중간값이 6.48×10^{-7} mg/kg/day, 상한치 95th percentile값이 8.78×10^{-7} mg/kg/day로 나타났음을 알 수 있다.

본 연구에서는 비발암독성영향을 평가하기 위하여 BMD_{10}을 활용한 참고치(Reference dose)를 예측하였다. 이 때 BMD_{10}은 10%비교변화를 BMR으로 하였을때 해당하는 용량의 95% 하한치이다. 본 연구에서 활용한 BMD는 digestion에 의한 근육내의 IgE titer, T.spiraris larvae와 조직학에 의한 근육내 T.spiraris larvae에 근거하여 예측된 것으로 0.03 mg/kg/day이다.

참고치는 BMD_{10} 0.03 mg/kg/day에 불확실성 계수 100을 고려한 값으로 0.0003 mg/kg/day이며, 이 때 활용한 불확실성계수는 실험동물에서 인체로의 외삽과정에서 고려한 계수 10과 인구집단 내 민감그룹 고려를 위한 계수 10을 적용한 것이다. 각 어패류의 위험지수(50th percentile)를 살펴보면 고등어에서 2.04×10^{-2}으로 가장 높게 나타났으며, 소라에서 2.70×10^{-5}로 가장 낮은 값을 나타냈다.

감사의 글

본 연구는 과학기술부 국가지정연구실사업의 지원으로 수행되었으며, 이에 감사드립니다.

참고문헌

1. U.S.Environmental Protection Agency(EPA). Toxicological Review: Tributyltin Oxide(TBTO), In support of summary information on the Integrated Risk Information System(IRIS) (1997)
2. Vos, J.G., A. DeKlerk, E.I. Krajnc, V. Van Loveren and J. Rozing. Immunotoxicity of bis(tri-n-butyltin)oxide in the rat: effects on thymus-dependent immunity and on nonspecific resistance following long-term exposure in young versus aged rats. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* **105**:144-155 (1990)
3. 농촌경제연구원, 식품수급표 (1997)
4. 한국표준과학연구원, 국민표준체위조사보고서 (1997)
5. 보건복지부, 국민영양건강조사서, 2000
6. Karrer, D., S. Baroncelli, L. Ciaralli and P.G. Turillazzi. Effect of subchronic bis(tri-n-butyltin) oxide (TBTO) oral administration on haematological parameters in monkeys: a preliminary report. *Fd. Chem. Toxic.* **30**:715-718 (1992)
7. Schuh, W. One year chronic feeding study in beagle dogs. Unpublished report by Schering AG Laboratories prepared for Elf Atochem North America, Inc., Aceto Chemicals and Schering Berlin Polymers. MRID No. 425498 (1992)
8. Wester, P.W., E.I. Krajnc and C.A. van der Heijden. Chronic toxicity and carcinogenicity study with bis(tri-n-butyltin)oxide (TBTO) in rats. Unpublished report submitted to the U.S. EPA Office of Toxic Substances with cover letter dated 5/18/87. Document Control Number: FYI-OTS-0687-0550 Sequence A. (1987)
9. Wester, P.W., E.I. Krajnc, F.X.R. van Leeuwen, et al. Two year feeding study in rats with bis(tri-n-butyltin)oxide (TBTO). Unpublished report from the National Institute of Public Health and Environmental Hygiene, Bilthoven, Netherlands (1988)
10. Wester, P.W., E.I. Krajnc, F.X.R. van Leeuwen, et al. Chronic toxicity and carcinogenicity of bis(tri-n-butyltin)oxide (TBTO)

in the rat. *Fd. Chem. Toxic.* **28**:179-196 (1990)
11. Daly, I.W. An eighteen month oncogenicity feeding study in mice with bis(tri-n-butyltin) oxide (TBTO). Unpublished report by Bio/dynamics, Inc. prepared for TBTO Consortium. MRID No. 422650-01 (1992)
12. Schroeder, R.E. A two-generation reproduction study in rats with bis(tri-n-butyltin)oxide. Unpublished report by Bio/dynamics, Inc. prepared for Schering AG and M&T Chemicals, Inc. MRID No. 416938-01 (1990)
13. Schroeder, R.E. A teratology study in rats with bis(tri-n-butyltin)oxide. Unpublished report by Bio/dynamics, Inc. prepared for Elf Atochem. MRID No. 00137158, 92172005, 92172016. HED Doc. No. 003914, 004691, 010916. (1981)
14. Crofton, K.M., K.F. Dean, V.M. Boncek, et al. Prenatal or postnatal exposure to bis(tri-n-butyltin) oxide in the rat: postnatal evaluation of teratology and behavior. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* **97**:113-123 (1989)
15. Baroncelli, S., D. Karrer, and P. G. Turillazzi. Oral bis(tri-n-butyltin)oxide in pregnant mice. I. Potential influence of maternal behavior on postnatal mortality. *J. Toxicol. Environ. Health* **46**:355-367 (1995)
16. Davis, A., R. Barale, G. Brun et al. Evaluation of the genetic and embryotoxic effects of bis(tri-n-butyltin)oxide (TBTO), a broad-spectrum pesticide, in multiple in vivo and in vitro short-term tests. *Mutation Res.* **188**:65-95 (1987)
17. Karrer, D., S. Baroncelli, and P. G. Turillazzi. Oral bis(tri-n-butyltin)oxide in pregnant mice. II. Alterations in hematological parameters. *J. Toxicol. Environ. Health* **46**:369-377 (1995)
18. Verdier, F., M. Virat, H. Schweinfurth and J. Descotes. Immunotoxicity of bis(tri-n-butyltin) oxide in the rat. *J. Toxicol. Environ. Health.* **32**:307-319 (1991)
19. Vos, J.G., A. DeKlerk, E.I. Krajnc, W. Kruizinga, B. Van Ommen and J. Rozing. Toxicity of bis(tri-n-butyltin) oxide in the rat. II. Suppression of thymus-dependent immune responses and of parameters of nonspecific resistance after short-term exposure. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* **75**:387-408 (1984)
20. Krajnc, E.I., P.W. Wester, J.G. Loeber, F. X. R. van Leeuwen, J.G. Vos, H. A. M. G. Vaessen, and C.A. van der Heijden,. Toxicity of bis(tri-n-butyltin)oxide (TBTO) in the rat. I. Short-term effects on general parameters and on the endocrine and lymphoid systems. *Tox. Appl. Pharm.* **75**:363-386 (1984)
21. Bressa, G., R.H. Hinton, S.C. Price, M. Isbir, R.S. Ahmed and P. Grasso. Immunotoxicity of tri-n-butyltin oxide (TBTO) and tri-n-butyltin chloride (TBTC) in the rat. *J. Appl. Toxicol.* **11**:397-402 (1991)
22. Garssen, J., H. Van der Vliet, A. De Klerk, W. Goettsch, et al. A rat cytomegalovirus infection model as a tool for immunotoxicity testing. *E. J. Pharm.* **292**:223-231 (1995)
23. Van Loveren H., E. I. Krajnc, P. J. A. Rombout, F. A. Blommaert, and J. G. Vos. Effects of ozone, hexachlorobenzene, and bis(tri-n-butyltin)oxide on natural killer activity in the rat lung. *Tox. Appl. Pharm.* **102**:21-33 (1990)
24. Carthew, P., R.E. Edwards and B.M. Dorman. The immunotoxicity of tributyltin oxide (TBTO) does not increase the susceptibility of rats to experimental respiratory infection. *Hum. Exp. Toxicol.* **11**:71-75 (1992)
25. Smialowicz, R. J., M. M. Riddle, R. R. Rogers, R. W. Leubke, and C. B. Copeland. Immunotoxicity of tributyltin oxide in rats exposed as adults or pre-weanlings. *Toxicol.* **57**:97-111 (1989)
26. U.S.EPA, Benchmark dose technical guidance report. EPA630/R-00/001 (2000)
27. Crystal Ball, *Decisioneering co. Ltd.* (2001)
28. I.C.F. Kaiser. THC: A computer program to compute a reference dose from continuous animal toxicity data using the benchmark dose method. K. S. Crump Division, Ruston, L.A. (1990a.)
29. I.C.F. Kaiser. THCW: A co,puter program to compute a reference dose from continuous animal toxicity data using the benchmark dose method. K. S. Crump Division, Ruston, L.A. (1990b)
30. WHO. Tributyltin compounds, *Environmental Health Criteria* **116**, 55-69 (1990)
31. FAO/WHO. Evaluations of some pesticide residues in food (1971)
32. Penninks AH. The evaluation of data-derivated safety factors for is(tri-n-butyltin)oxide. *Food. Addit. Contam* **10**:351-61 (1993)