J. Fd Hyg. Safety 19(1), 1–8 (2004)

식품중 Polycyclic Aromatic Hydrocarbons의 위해성평가

이효민 · 윤은경 · 박경아 · 김윤희 · 정소영 · 권기성 · 김명철 · 송인상 · 이철호* · 양지선 · 양기화
*식품의약품안전청, *고려대학교 생명공학원*

Dietary Risk Assessment for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Foods

Hyomin Lee, Eunkyung Yoon, Kyungah Park, Yunhee Kim, Soyoung Jung, Kisung Kwon, Myungchul Kim, Insang Song, Cherlho Lee*, Jisun Yang, and Kihwa Yang
Korea Food and Drug Administration
**Graduate School of Biotechnology, Korea Univ.*

ABSTRACT – This study was executed to determine the cumulative dietary risk of PAHs exposed by food ingestion. Food samples including barbecued beef, barbecued pork, grilled chicken, ham, bacon and vegetable oil which were collected from food markets. These samples were saponified, extracted and cleaned up to purify PAHs, and then the purified sample solutions were analyzed by HPLC-FL. Generally, the levels of total PAHs in barbecued beef (0.2 ppb), bacon (0.3 ppb), barbecued pork (0.7 ppb), ham (0.8 ppb), and vegetable oil (1.2 ppb) were low, whereas the level of total PAHs in grilled chicken (9.3 ppb) was significantly high. For the exposure assessment of PAHs due to food ingestion, PAHs levels converted into $TEQ_{BaP,}$ the average body weight for 20-73 age group and consumed levels of food proposed from report on the National Health and Nutrition Survey were used. The estimated lifetime average daily intake of dietary PAHs was 4.32×10^{-4} μg-TEQ_{BaP}/kg/day as the mean value. The dietary risk adjusted to cancer potency of benzo(a)pyrene as 7.3 $(mg/kg/day)^{-1}$ was 3.44×10^{-6} based on current data.

Key words: PAHs (polycyclic aromatic hydrocarbons), TEFs (toxic equivalency factors)

Polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs)는 2개 이상의 벤젠고리 구조를 가진 유사화학물질들의 화합물로써 체내에서 epoxide 형태로 대사되어 세포의 유전자 및 단백질과 반응하여 독성을 일으키는 것으로 알려졌으며,[1~3] 역학조사를 통해 인체에서 폐암, 피부암, 백혈병 등의 발생과 상관성을 갖는 것으로 보고되었고,[4~9] 동물실험을 통해서는 설치류에서 위 상부암 등을 일으키는 것으로 보고되었다.[10,11] 또한 마우스를 대상으로 한 실험에서 PAHs는 세포자살 유전자인 bax를 활성화시켜 난자세포를 사멸시킴으로써 불임을 유발하는 것으로 보고되었다.[12] PAHs와 같이 동일독성기전을 가진 여러 congener들로 구성된 화합물들의 위해성평가는 대표물질의 독성을 기준으로 상대독성계수(toxic equivalency factors, TEFs)를 정하여 동시노출에 대한 위해성평가(cumulative risk assessment)를 실시하고 있다.[13] 현재 적용되고 있는 PAHs 화합물의 발암성에 대한 위해성평가는 benzo(a)pyrene(BaP)의 발암력(cancer potency)을 기준(TEF=1)으로, 다른 congener들에게 상대적 개별 TEF를 부여한 값을 활용한다. 평가방법은 시료에서 분석된 PAHs congener 오염도에 물질별 TEF값을 각각 곱하여 구해진 BaP환산농도(toxic equivalents, TEQ_{BaP})를 근거로 PAHs의 인체노출량을 산출하고, BaP의 동물독성실험의 용량-반응 결과로부터 유도된 독성값을 적용하여 위해도를 결정하였다.[14~18] 대기, 수질, 토양, 식품 등 다양한 환경매체에서 검출되는 PAHs는 자동차 배출기름, 석유제품을 사용하는 엔진 등의 불완전연소 및 담배 연소 등에 의해 발생될 뿐만 아니라,[19] 식품의 조리 및 보존을 위한 훈제, 육류 및 생선의 가열과정 등을 통해서 생성된다.[20] 환경으로부터 오염되거나 조리과정 중 생성된 PAHs는 식품에서 매우 안정된 상태로 존재하고 주로 숯불구이 육류와 햄, 소시지 등의 훈연제품, 유지류 및 마아가린 등의 식품을 통해 인체에 노출된다.[21] Pyrene의 대사체를 생체지표로 하여 인체에 대한 PAHs의 노출정도에 대한 역학조사에 의하면 직업적 노출이 없는 일반인의 경우 대부분의 PAHs가 식이를 통해 노출된다는 사실이 보고 되어졌다.[22,23] 그러나 현재까지 식품 중 PAHs의 오염도 분석자료는 주로 pyrene과 BaP에 한정되어 있었고, PAHs congener별 오염도에 관한 자료가 충분하지 않기 때문에 식품을 통한 전체 PAHs의 인체노출평가가 제대로 이루어지지 않고 있다.

†Author to whom correspondence should be addressed.

본 연구에서는 우리나라 사람들의 PAHs 주요노출식품 섭취를 통한 PAHs의 노출 및 위해 정도를 파악하였다. 구체적인 연구내용으로는 첫째, PAHs의 주요노출식품을 대상으로 식품별 오염도 패턴을 파악하였고 둘째, 만성1일인체노출량(lifetime average daily intake)을 구하였으며 셋째, 노출평가 결과로 부터 얻어진 만성1일인체노출량과 BaP의 발암력을 고려하여 식품섭취로 인한 PAHs의 초과발암위해도를 산출하였다.

연구방법

평가대상식품 선정

PAHs의 오염도분석은 PAHs의 주요노출식품으로 알려져 있는 숯불구이쇠고기, 숯불구이돼지고기, 숯불구이닭고기, 햄류, 베이컨 및 식용유지(올리브유, 옥수수유, 대두유)를 대상으로 하였다. 닭고기는 숯불을 이용하여 석쇠 위에서 구운 숯불구이닭고기를 구입하여 사용하였고, 쇠고기와 돼지고기는 일상에서 흔히 사용하는 숯불구이방법으로 조리하였다. 햄, 베이컨 등 다른 육가공품들은 시중에 판매되는 제품을 구입하여 분석하였다.

PAHs 추출 및 분석

분석대상물질 – PAHs 분석은 BaP을 비롯한 chrysene (Chr), benzo(b)fluoranthene(BbF), benzo(k)fluoranthene(BkF), dibenzo(a,h)anthracene(DahA), benzo(g,h,i)perylene(BghiP)과 indeno(1,2,3-cd)pyrene(IP)의 7종의 congener들을 대상으로 하였다.

검량선 작성 – PAHs 정량을 하기 위한 검량선 작성에 필요한 표준용액은 200 m*l* 정량플라스크에 200 ppm의 PAHs 표준시약 혼합물 1 m*l*를 취하여 acetonitrile로 정량하여 1 ppm 농도가 되도록 한 후, 이를 단계별로 희석하여 0.01, 0.1, 1, 10, 100 ppb의 혼합표준용액을 조제하여 사용하였다. 조제한 표준용액을 농도별로 분석하여 검량선을 작성하였다.

PAHs 추출

① 육류 및 육가공품 – 숯불구이쇠고기, 숯불구이돼지고기, 숯불구이닭고기, 햄 및 베이컨을 500 m*l*플라스크에 30 g씩 첨가하고 2M-KOH/methanol : DW(9:1, v/v) 100 m*l*와 sodium sulfide nonahydrate 2 g을 가하여 2시간 동안 환류시키면서 70°C에서 검화시킨 후 100 m*l*의 n-hexane으로 PAHs를 추출하였다. 추출된 용액은 증류수 100 m*l*를 첨가하고 하룻밤 동안 정치한 후 hexane 층의 50 m*l*를 취하여 회전감압농축기로 35°C에서 추출액을 농축시킨 후 acetonitrile (ACN) 1 m*l*에 용해시켰다.[24]

② 식용유지 – 옥수수유, 대두유 및 올리브유를 10 g씩 취하여 hexane 100 m*l*에 녹여 분액깔때기(I)에 옮기고 N,N-dimethylformamide : water(9:1, v/v) 50 m*l*와 혼합 후 정치하여 N,N-dimethylformamide : water층을 다른 분액깔때기(II)에 옮겼다. N,N-dimethylformamide : water 25 m*l*으로 위와 같이 2회 되풀이하여 추출한 다음 N,N-dimethylformamide : water 층을 위의 분액깔때기(II)에 합하였다. 분액깔때기(II) 용액에 1% sodium sulfate 용액 100 m*l*을 첨가하고 hexane 50 m*l*로 1차 추출하고 35 m*l*로 위와 같이 2회 되풀이하여 추출한 후 hexane층을 분액깔때기(III)에 합하였다. Hexane 추출액을 증류수 40 m*l*로 2회 세척하고, 무수황산나트륨을 첨가한 후 여과지로 여과하였다. Hexane 20 m*l*로 2회에 걸쳐 분액깔때기(III)의 잔류물을 녹인 후 재여과하였다. 여과액을 합하여 40°C 이하의 수욕 상에서 감압 하에서 추출액을 건조시킨 후 ACN 2 m*l*에 용해시켰다.[25]

정제 및 분석 – Chen 등의[26] 방법에 따라 Sep-Pak Florisil Cartridge를 활성화시킨 다음 추출된 용액을 첨가하고 n-hexane 10 m*l*와 n-hexane : dichloromethane(3:1,v/v) 8 m*l*로 차례대로 1 m*l*/min 속도로 용출시켰다. 정제된 용출액은 회전감압농축기로 35°C에서 7~9psi으로 농축한 후 잔사를 acetonitrile 1 m*l*로 용해시켜 이를 0.45 μm membrane filter를 통과시킨 다음 HPLC-FL(USA-model 470, Waters, USA)로 분석하였다(Table 1). PAHs 분석을 위한 컬럼은 Supelguard LC-18 (Supelco, USA)와 LC-PAH column (25 cm×4.6 mm I.D., 5 μm, Supelco, USA)을 사용하였다.

위해성평가

독성등가치의 적용 – PAHs의 위해성평가를 위해 U.S EPA,[27,30] Chu와 Chen,[15] Clement[28] 및 Nisbet과 Lagoy[29] 등은 BaP의 발암력을 기준으로 PAHs의 개별 congener들에

Table 1. Condition for HPLC analysis of PAHs in food

Column	Supelcosil LC-PAH column (25 cm×4.6 mm) with C_{18} Guard column		
Detector	Fluorescence		
Flow rate	1 m*l*/min		
Injection Vol.	50 μ*l*		
	min	50% ACN :	100% ACN
Solvent system	0	40	60
	20	0	100
	35	0	100
	39	40	60
	40	40	60
	min	nm	
Wavelength(Ex/Em)	0.0 - 18.5	267/384	
	18.5 - 32.5	290/410	
	32.5 - 40.0	293/498	

대한 TEFs값을 제안하였다(Table 2), 본 연구에서는 Nisbet과 Lagoy에 의해 제안된 TEFs치를 활용하였다. PAHs의 위해성평가를 위하여 주요노출식품으로부터 분석 정량된 PAHs congener들의 각 농도에 TEFs값을 적용하여 식품중 PAHs의 TEQ_{BaP}값을 산출하였다.

$$TEQ_{BaP} = \sum_{i=1}^{n} [C_i] \times TEF_i$$

TEQ_{BaP}: 독성등가치를 적용한 BaP 환산 농도(Toxic Equivalents)

C_i : 식품중 PAHs congener(*i*) 농도

TEF_i : BaP 발암력을 근거로 한 congener(*i*)별 상대독성계수

인체노출평가 – 식품섭취를 통한 PAHs의 인체노출평가는 발암물질의 인체노출평가 방법에 준하여 실시하였다. 식품에 의한 PAHs의 만성1일인체노출량 계산에 사용된 수식은 다음과 같다.

$$\text{만성1일인체노출량 (μg/kg/day)} = \frac{CF_i \times IR_i \times ED}{BW \times AT}$$

CF_i : 식품(i)중 PAHs 농도(μg/kg)

IR : 식품(i) 섭취율(Ingestion rate, g/day)

ED : 노출기간(exposure duration, year)

BW : 체중(body weight, kg)

AT : 평균 수명기간(averaging time, year)

식품 중 PAHs 오염농도는 BaP으로 환산된 TEQ_{BaP}가 적용되었고, 식이섭취량은 2001년 국민건강영양조사보고서 중 성인(20세~64세)의 1일평균식이섭취량을 활용하였다.[31] 평균체중은 한국표준과학연구원의 국민체위조사에서 보고된 남녀 성인 평균 값인 60 kg을 적용하였다.[32]

위해도결정 – 식품을 통한 PAHs의 인체노출로 부터 발생할 수 있는 초과발암위해도(excess cancer risk)는 만성1일인체노출량과 PAHs의 대표독성물질인 BaP의 발암력 7.3 $(mg/kg/day)^{-1}$을 곱하여 산출하였다. BaP의 발암력은 U.S.EPA의 IRIS에서 제안한 값으로 rat과 mice를 대상으로 한 실험에서 위상부암이 관찰된 3가지의 동물발암자료를 근거로 산출된 4개 발암력의 산술 평균 값이다[33](Table 3).

초과발암위해도 = 만성1일인체노출량 × BaP의 발암력

결과 및 고찰

식품의 PAHs 오염도

식품 중 PAHs는 식품의 종류, 조리방법 및 조리온도 등에 따라서 오염도 차이가 생기는 것으로 보고 되어 있다.[21,34] 본 연구에서는 PAHs의 오염도가 높은 6종의 식품을 대상으로 7종의 PAH congener들의 농도를 분석한 결과, 숯불구이 닭고기에서 총 PAHs가 9.3 ppb로 가장 높게 검출되었고 각각의 congener들도 다른 식품에서 보다 높게 검출되었다(Table 4). 식용유지의 경우 숯불구이닭고기를 제외한 다른 육류식품보다 높은 PAHs농도를 나타냈다.

식품별 congener 분포를 살펴보면 햄, 베이컨, 숯불구이 닭고기의 경우 chrysene 농도가 다른 congener들에 비해

Table 2. Proposed Toxic equivalency factors for individual PAHs

Congeners	U.S.EPA (1984)	Chu & Chen (1984)	Clement (1988)	Nisbet & Lagoy (1992)	U.S.EPA (1993)
Naphthalene	0	ND	ND	0.001	-
Acenaphthylene	0	ND	ND	0.001	-
Acenaphthene	0	ND	ND	0.001	-
Flourene	0	ND	ND	0.001	-
Phenanthrene	0	ND	ND	0.001	-
Anthracene	0	ND	0.32	0.010	-
Flouranthene	0	ND	ND	0.001	-
Pyrene	0	ND	0.081	0.001	-
Benzo(a)anthracene	1	0.013	0.145	0.100	0.100
Chrysene	1	0.001	0.004	0.010	0.001
Benzo(j/b)flouranthene	1	0.080	0.140	0.100	0.100
Benzo(k)flouranthene	1	0.004	0.066	0.100	0.010
Benzo(a)pyrene	1	1.000	1.000	1.000	1.000
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	1	0.017	0.232	0.100	0.100
Dibenzo(a,h)anthracene	1	0.690	1.100	5.000	1.000
Benzo(g,h,i)perylene	0	ND	0.022	0.010	-

Table 3. Toxicological data used for induction of cancer potency of BaP

Toxicity data	Model	Cancer potency $(mg/kg/day)^{-1}$	Ref.
· **Tumor Type** forestomach squamous cell papillomas, carcinomas · **Test animals** : CFW mice, sex unknown · **Route**: oral, diet Dose (ppm) / Tumor Incidence 0 / 0/289 1 / 0/ 25 10 / 0/ 24 20 / 1/ 23 30 / 0/ 37 40 / 1/ 40 45 / 4/ 40 50 / 24/ 34 100 / 19/ 23 250 / 66/ 73	Conditional upper bound two-stage model Upper bound estimate by extrapolation from 10% response point to background (two-stage model)	5.9 9.0	Neal and Rigdon, 1967
· **Tumor Type** forestomach squamous cell carcinoma · **Test Animals** : SWR/J Swill mice · **Route** : oral, diet Dose (ppm) / Tumor Incidence 0 / 2/268(male) 0 / 1/402(female)	Weibull-type model	4.5	Rabstein *et al.*, 1973[35]
· **Tumor Type** forestomach, larynx and esophagus, papillomas and carcinomas · **Test Animals** : Sprague-Dawley rats (both sex) · **Route** : oral, diet Dose (mg/kg diet/year) / Tumor Incidence 0 / 3/64 6 / 3/64 39 / 10/64	Linearized Multistage Model	11.7	Brune et al, 1981[36]
	Mean	7.3 $(mg/kg/day)^{-1}$	

높은 것으로 분석되었고, 숯불구이쇠고기와 숯불구이돼지고기의 경우는 benzo(b)fluoranthene이, 식용유지의 경우는 benzo(g,h,i)perylene이 가장 높은 농도를 나타내었다. PAHs의 대표독성물질인 BaP의 농도를 살펴보면 숯불구이닭고기에서 1.876 ppb, 숯불구이돼지고기에서 0.191 ppb, 식용유지에서 0.175 ppb, 베이컨에서 0.080 ppb로 비교적 높은 값이 검출되었다.

TEFs값을 적용하여 환산된 PAHs의 TEQ_{BaP}값의 congener별 분포를 살펴보면 대부분 식품에서 BaP이 가장 높은 오염수준을 나타내었으나, 식용유지의 경우 TEF값이 큰 dibenzo(a,h)anthracene이 가장 높은 값을 보였다. 총 PAHs 오염도를 살펴보면 숯불구이닭고기에서 2.94 μg-TEQ_{BaP}/kg로 가장 높은 오염도를 나타냈고, 식용유지에서 0.422 μg-TEQ_{BaP}/kg, 숯불구이돼지고기에서 0.272 μg-TEQ_{BaP}/kg, 베이컨에서 0.140 μg-TEQ_{BaP}/kg, 숯불구이쇠고기에서 0.053 μg-TEQ_{BaP}/kg, 햄에서 0.037 μg-TEQ_{BaP}/kg의 순서대로 오염도 값을 나타내었다. TEQ_{BaP}값에서는 TEFs값을 적용하기전과는 다르게 숯불돼지고기와 베이컨이 햄보다 높은 값을 보였다. 이와같은 결과는 다른 congener들보다 높은 TEFs값을 갖는 BaP과 dibenzo(a,h)anthracene의 농도차이에 의해 발생하였다.

인체노출량평가

본 연구에서 인체노출량은 PAHs 주요노출식품을 통한 성인기의 노출량을 근거로 하여 평가하였다. 인체노출평가를 위해 일정기간에 대한 노출을 평생노출로 고려하여 만

Table 4. PAHs congener's levels in food

Foods	PAHs level (ppb)							
	Chr	BbF	BkF	BaP	DahA	BghiP	IP	**Total**
Hams	0.640	0.006	0.065	0.023	0.000	0.039	0.000	**0.773**
Bacons	0.093	0.056	0.026	0.080	0.010	0.058	0.000	**0.323**
Barbecued beef	0.067	0.093	0.018	0.041	0.000	0.000	0.000	**0.219**
Barbecued pork	0.159	0.204	0.065	0.191	0.010	0.046	0.022	**0.697**
Grilled chicken	2.449	2.086	0.576	1.876	0.135	1.379	0.841	**9.342**
Vegetable oils(corn, soy, olive)	0.259	0.159	0.081	0.175	0.041	0.340	0.114	**1.169**

chrysene(Chr) dibenzo(a,h)anthracene(DahA)
benzo(b)fluoranthene(BbF) benzo(g,h,i)perylene(BghiP)
benzo(k)fluoranthene(BkF) indeno(1,2,3-cd)pyrene(IP)
benzo(a)pyrene(BaP)

Table 5. TEQ_{BaP} values estimated using TEFs values in food

Foods	TEQ_{BaP} value[a] (μg-TEQ_{BaP}/kg)							Total
	Chr	BbF	BkF	BaP	DahA	BghiP	IP	
TEF[b]	0.01	0.1	0.1	1.0	5.0	0.01	0.1	
Hams	0.006	0.001	0.007	0.023	0.000	0.000	0.000	0.037
Bacons	0.001	0.006	0.003	0.080	0.050	0.001	0.000	0.140
Barbecued beef	0.001	0.009	0.002	0.041	0.000	0.000	0.000	0.053
Barbecued pork	0.002	0.020	0.006	0.191	0.050	0.000	0.002	0.272
Grilled chicken	0.024	0.209	0.058	1.876	0.674	0.014	0.084	2.938
Vegetable oils	0.003	0.016	0.008	0.175	0.206	0.003	0.011	0.422

[a]TEQ_{BaP} : Toxic Equivalents
[b]TEF : Toxic equivalency factors based on BaP cancer potency

성1일인체노출량을 산출하였다. 만성1일인체노출량은 노출연령층에 대한 평균 체중과 평균 식품섭취량을 PAHs의 오염도에 적용하여 얻은 값의 1일 노출량으로 산출한 값이다.

노출평가에서 식품오염도자료는 PAHs 주요 노출기여식품들로부터 분석된 PAHs의 congener별 농도에 TEFs를 고려한 식품별 TEQ_{BaP}값과 국민건강영양조사보고서의 연령별 평균 섭취량 중 성인기의 식이섭취량을 평균한 값이 사용되었고, 체중은 한국기술표준연구소에서 실시한 국민체위조사보고서에 제시된 연령별 체중 중 성인기 체중의 남녀 평균 값을 이용하였다(Table 6). 노출기간은 한국인 평균 수명 73세 중 20~64세까지의 성인기를 적용하였다. 식품별 오염도와 노출변수들을 고려하여 산출하였을 때 우리나라 성인의 PAHs 주요노출식품으로 인한 만성1일인체노출량은 4.32×10^{-4} μg-TEQ_{BaP}/kg/day로 나타났으며, 숯불구이닭고기에 의한 인체노출량이 3.23×10^{-4} μg-TEQ_{BaP}/kg/day으로 가장 높은 기여도를 나타내었다(Table 7). 이것은 숯불구이닭고기의 PAHs 오염도가 가장 높았고, 평균 섭취량도 컸기 때문이었다. 이 밖에도 숯불구이돼지고기, 식용유지, 숯불구이쇠고기로 인한 노출량이 8.07×10^{-5} μg-TEQ_{BaP}/kg/day, 1.61×10^{-5} μg-TEQ_{BaP}/kg/day, 1.13×10^{-5} μg-TEQ_{BaP}/kg/day으로 나타났다. 식용유지의 경우 1일평균식이섭취량은 매우 적었지만 오염수준이 높아 인체노출량이 높게 나타났고, 숯불구이쇠고기의 경우는 다른 식품에 비해 오염수준은 낮았으나 1일평균식이섭취량이 많아 인체노출량이 높게 산출되었다.

Table 6. Exposure factors used to estimate lifetime average daily intake of PAHs by food intake.

Exposure factors		Values	Source
exposure period (years)		20-64 (45yrs)	Lifetime table, 1999[37]
body weight (kg)		60kg	KRISS[a], 1998
food Intake (g/day)	ham	1.8	MOHW[b], 2002
	bacon	0.1	
	vegetable oil	3.7	
	chicken	10.7	
	beef	20.6	
	pork	28.9	

[a]KRISS : Korea Research Institute of Standard and Science
[b]MOHW : Ministry of Health and Welfare

Table 7. Estimate of lifetime average daily intake of PAHs induced by food ingestion

Food	Lifetime average daily intake (μg-TEQ_{BaP}/kg/day)
Hams	6.77×10^{-7}
Bacons	1.44×10^{-7}
Barbecued beef	1.13×10^{-5}
Barbecued pork	8.07×10^{-5}
Grilled chicken	3.23×10^{-4}
Vegetable oils	1.61×10^{-5}
Total	**4.32×10^{-4}**

위해도결정

PAHs 주요노출식품섭취로 인한 PAHs의 위해도 산출을 위하여 U.S.EPA의 IRIS에서 제시한 BaP의 위상부암에 대한 발암력 7.3 $(mg/kg/day)^{-1}$과 노출평가결과에 의해 산출된 만성1일인체노출량 4.32×10^{-7} mg-TEQ_{BaP}/kg/day을 이용하여 초과발암위해도를 구하였다. PAHs 주요노출식품을 섭취함으로써 발생할 수 있는 우리나라 성인의 초과발암위해도는 3.44×10^{-6}로 계산되었다.

본 연구는 PAHs의 오염도가 높은 PAHs 주요노출식품을 선정하였고 우리나라 사람들의 PAHs에 대한 인체노출량을 산출하여 위해정도를 파악하고자 하였다. 그 결과 PAHs 주요노출식품 섭취로 인해 나타날 수 있는 성인기 위상부암의 초과발암위해도는 백만명당 3~4명 수준으로 나타났다. 비록 한정된 식품에 의해 제시된 위해도이긴 하나 선정된 식품이 PAHs의 주오염원이라는 것을 고려하였을 때 실제 식품에 의한 PAHs의 노출량에서 크게 벗어나지는 않을 것으로 여겨진다.

국문요약

Polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs)의 인체에 대한 위해성 정도를 판단하기위해 PAHs의 대표독성물질인 benzo(a)pyrene의 독성을 기준으로 하는 TEFs를 적용하여, PAHs의 주요노출식품에 의한 위해성평가를 수행하였다. 숯불구이쇠고기, 숯불구이돼지고기, 숯불구이닭고기, 햄, 베이컨, 및 식용유지 등을 대상으로 PAHs 오염도를 모니터링한 결과 숯불구이닭고기에서 총 PAHs농도가 9.3 ppb로 가장 높게 검출되었으며 각각의 congener들 모두 다른 식품에서 보다 높게 나타났다. 반면에 숯불구이쇠고기, 베이컨, 숯불구이돼지고기, 햄 및 식용유지의 총 PAHs는 각각 0.2 ppb, 0.3 ppb, 0.7 ppb, 0.8 ppb 및 1.2 ppb로 비교적 낮은 값을 나타냈다. TEFs값을 적용하여 환산된 오염도 값의 경우에서도 숯불구이닭고기가 가장 높은 값을 보였고, congener들의 농도를 비교했을 때 숯불구이닭고기, 숯불구이돼지고기, 베이컨, 숯불구이쇠고기 및 햄에서 모두 BaP의 농도가 각각 1.88 μg-TEQ_{BaP}/kg, 0.19 μg-TEQ_{BaP}/kg, 0.08 μg-TEQ_{BaP}/kg, 0.04 μg-TEQ_{BaP}/kg 및 0.02 μg-TEQ_{BaP}/kg로 congener들 중 가장 높게 나타났고 식용유지에서는 dibenzo(a,h)anthracene의 농도가 0.21 μg-TEQ_{BaP}/kg으로 가장 높은 값을 나타냈다. 우리나라 사람들의 PAHs 주요노출식품 섭취로 인한 만성1일인체노출량은 4.32×10^{-4} μg/kg/day으로 산출되었으며 선정된 식품 중에서 숯불구이닭고기의 노출기여도가 가장 높았다. PAHs의 초과발암위해도는 만성1일인체노출량과 BaP의 발암력인 7.3 $(mg/kg/day)^{-1}$을 고려하였을 때 3.44×10^{-6}, 백만명당 3~4명 수준이었다. 우리나라 대표식단을 통한 PAHs 노출량을 반영할 수 있는 위해성 평가가 추후 계속되어야 할 것으로 사료된다.

참고문헌

1. Pelkonene, O., Nebert, D.W.: Metabolism of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Etiological Role in Carcinogenesis Pharmacol Rev.*, **43**, 189-222 (1982).
2. Gelboin, H.V.: Benzo(a)pyrene metabolism, activation, and carcinogenesis: Role and regulation of mixed-function oxidases and related enzymes. *Physiol Rev.*, **60**, 1107-1166 (1980).
3. Yang, S.K., McCourt, D.W., Leutz, J.C. and Gelboin, H.V.: Benzo(a)pyrene diol-epoxides Mechanism of enzymatic formation and optically active intermediates. *Science.* **196**, 1199-1201 (1977).
4. Hecht. S.S.: Tobacco smoke carcinogens and lung cancer, *J. Natl, Cancer. Inst.* **91**, 1194-1210 (1999).
5. Denissenko, M.F., Pao, A., Tang, M.S. and Pfeifer, G.P.: Preferential formation of benzo(a)pyrene adducts at lung cancer mutational hospots in p53, *Science,* **274**, 430-432 (1996).
6. Boffetta, P., Jourenkova, N., Gustavsson, P.: Cancer risk from occupational and environmental exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons, *Cancer Causes Control,* **8**, 444-472

(1997).
7. Hussain, M., Rae, J., Gilman, A., Kauss, P.: Lifetime health risk assessment from exposure of recreational users to polycyclic aromatic hydrocarbons, Arch Environ Contam Toxicol, **35**, 527-531 (1998).
8. Rigdon, R.H., Neal, J., Mack, J.: Leukemia in mice fed benzo(a)pyrene, *Texas Reports on Bioogy and Medicine,* **25**, 422-431 (1967).
9. Rigdon, R.H., and Neal J.: Relationship of leukemia to lung and stomach tumors in mice fed benzo(a)pyrene, *Proceedings of the Society for Expeimental Biology and Medicine,* **130**, 146-148 (1969).
10. Weyand, E.H., Chen, Y.C., Wu, Y., Koganti, A., Dunsford, H.A., Rodriguez, L.V.: Differences in the tumorigenic activity of a pure hydrocarbon and a complex mixturefollowing ingestion: benzo(a)pyrene vs manufactured gas plant residue. *Chemical Research in Toxicology,* **8**, 949-954 (1995).
11. IARC (International Agency for Research on Cancer). *Certain Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Heterocyclic Compounds*. Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk of the Chemical to Man, 3. (1983).
12. Matikainen, T., Perez, G.I., Jurisicova, A., Pru, J.K., Schlezinger, J.J., Ryu, H.Y., Laine, J., Sakai, T., Korsmeyer, S.J., Casper, R.F., Sherr, D.H., Tilly, J.L.: Aromatic hydrocarbon receptor-driven Bax gene expression is required for premature ovarian failure caused by biohazardous environmental chemicals. *Nat Genet*. **28**, 355-360 (2001).
13. World Health Organization. *Recommendations for the revision of guidelines for predicting dietary intake of pesticide residues*. In Report of a *FAO/WHO* consultation (*WHO/FNU/FOS*). (1995).
14. Douglass, J.S. and Tennant, D.R.: Estimation of dietary intake of food chemials. *In Food Chemical Risk Analsis*, Chapman & Hall. (1997).
15. Chu, M.L., and Chen, C.W.: Evaluation and estimation of potential carcinogenic risks of polynuclear aromatic hydrocarbons. Paper presented at the symposium on polycyclic aromatic hydrocarbons in the workplace. *Pacific Rim Risk Conference*, Honolulu. HI. (1984).
16. Tsai, P.J., Shieh, H.Y., Lee, W.J. and Lai, S.O.: Health-risk assessment for workers exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs) in a carbon black manufacturing industry, *The Sci. Total Env.* **278**, 137-150 (2001).
17. Petry, T., Schmid, P. and Schlatter, C.: The use toxic equivalency factors in assessing occupational and environmental health risk associated with exposure to airborne mixtures of polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs), *Chemosphere* **32**, 639-648 (1996).
18. U.S.EPA, Risk Assessment guidance for superfund. Vol. 1. *Human health evaluation manual* (Part A). Interim Final. EPA/540/1-89-002. Office of Emergency and Remedial Response. U.S. Environmental Protection Agency, (1989).
19. Bartle, K.D. Creaser, C., Purchase R. (eds). Food contaminants, sources and surveillance, *The Royal Society of Chemistry*, Cambridge, 41 (1991).
20. Speer, K., Steeg, E., Horstmann, P., Kuhn, T.H. and Montag, A.: Determination and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in native vegetable oils, smoked fish products, mussels and oysters, and bream from the river Elbe. *J. High Resolution Chromat.* **13**, 104-111 (1990).
21. Kazerouni, N., R. Sinha, C.H. Hsu, A. Greenberg, N. Rothman: Analysis of 200 food items for benzo[a]pyrene and estimation of its intake in an epidemiologic study. *Food Chem Toxicol.* **39**, 423-436 (2002).
22. Viau, C., Diakite, A., Ruzgyte, A., Tuchweber, B., Blais, C., Bouchard, M., Vyskocil, A.: Is 1-hydroxypyrene a reliable bioindicator of measured dietary polycyclic aromatic hydrocarbon under normal conditions? *J Chromatogr B Analyt Technol Biomed Life Sci*. **778**, 165-177 (2002).
23. Phillips, D.H.: Polycyclic aromatic hydrocarbons in the diet. *Mutat Res*. **443**, 139-147 (1999).
24. Simko, P.: Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in smoked meat products and smoke flavouring food additives. *J Chromatogr B Analyt Technol Biomed Life Sci*. **770**, 3-18 (2002).
25. Moret, S., Conte, L.S.: Polycyclic aromatic hydrocarbons in edible fats and oils: occurrence and analytical methods. *J Chromatogr A*. **882**, 245-253 (2000).
26. Chen, B.H., Wang, C.Y. and Chiu, C.P.: Evaluation of analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in meat products by liquid chromatography. *J. Agric. Food Chem*. **44**, 2244-2251 (1996).
27. United States Environmental Protection Agency(USEPA). *Health effects assessment for benzo(a)pyrene,* EPA 540/1-86-022. Environmental criteria and assessment office. Cincinnati, OH. (1984).
28. Clement Associates, *Comparative Potency Approach for Estimating the cancer risk associated with exposure to mixture of polycyclic aromatic hydrocarbons*(Interim final report). Prepared for EPA under contract 68-02-4403. ICF-Clement Associates, Fairfax, VA. (1988).
29. Nisbet, C., and Lagoy, P.: Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), *Regul. Toxicol. Pharmocol*., **16**, 290-300 (1992).
30. United States Environmental Protection Agency(US EPA). *Provisional guidance for quantitative risk assessment of polycyclic aromatic hdrocarbons*, EPA/600/R-93/089. United States Environmental Protection Agency. (1993).
31. 보건복지부, 1998년도 국민건강·영양조사 결과 보고서, 한국보건산업진흥원. (1999).

32. 국립기술품질원, 국민표준체위조사보고서, 한국표준과학연구원. (1998).
33. U.S.EPA, *Integrated Risk Information System (IRIS) : Benzo [a] pyrene (BaP)*; CASRN 50-32-8 (2001).
34. Sinha, R., Rothman, N., Brown, E.D., Mark, S.D., Hoover, R.N., Caporaso, N.E., Levander, O.A., Knize, M.G., Lang, N.P., Kadlubar, F.F.: Pan-fried meat containing high levels of heterocyclic aromatic amines but low levels of polycyclic aromatic hydrocarbons induces cytochrome P4501A2 activity in humans. *Cancer Res*. **54**, 6154-6159 (1994).
35. Rabstein, L.S., Peters, R.L. and Spahn, GJ.: Spontaneous tumors and pathologic lesions in SWR/J mice, *J. Natl. Cancer Inst*. **50**, 751-758 (1973).
36. Brune, H., Deutsch-Wenzel, R.P., Habs, M., Ivankovic, S. and Schmahl, D.: Investigation of the tumorigenic response to benzo[a]pyrene in aqueous caffeine solution applied orally to Sprague-Dawley rats, *J. Cancer Res. Clin. Oncol*. **102**, 153-157 (1981).
37. 통계연구보고서, Lifetime table, 통계청. (1999).