

어린이·청소년의 비스페놀 A 인체 노출에 영향을 미치는 요인: 제3기 국민환경보건 기초조사(2015-2017)

정선경***  · 신형호****  · 박상신*† 

*서울시립대학교 도시보건대학원, **국립환경과학원 환경보건연구과,
***국립중앙의료원 영상의학과

Factors Affecting on Human Exposure to Bisphenol A in Children and Adolescents: Korean National Environmental Health Survey (KoNEHS) Cycle 3, 2015-2017

Sunkyong Jung***, Hyeongho Shin****, and Sangshin Park*†

**Graduate School of Urban Public Health, University of Seoul*

***Environmental Health Research Division, National Institute of Environmental Research, Ministry of Environment*

****Department of Radiology, National Medical Center*

ABSTRACT

Objectives: The purpose of this study was to analyze the factors affecting Bisphenol A (BPA) exposure in children and adolescents using the results of the Korean National Environmental Health Survey (KoNEHS) cycle 3.

Methods: A total of 2,380 subjects (n=571, 887, and 922 for 3-5, 6-11, and 12-17 years of age, respectively) were analyzed using an environmental exposure survey and environmental chemical substances concentration levels. Univariable linear regression analysis was performed to determine associated variables such as sex, age, income level, housing type, secondhand smoke time, cup noodles and canned food consumption, seafood consumption, new furniture (within the previous six months), drinking water type, and consumption of herbal medicines. Variables with p-values of less than 0.2 were extracted from the results and a multivariable linear regression analysis was performed using stepwise selection.

Results: Univariable linear regression analysis showed positive associations between BPA concentration levels and variables including sex, age, secondhand smoke time, new furniture (within the previous six months), renovated living space (within the previous six months), fish and shellfish consumption, plastic-bottled drink consumption, and herbal medicine. As a result of performing multivariable linear regression analysis, the lower was the age the higher was the concentration of BPA levels. Additionally, women showed higher BPA levels than those of men. The more frequently fish was consumed, the higher was the BPA concentration. Moreover, higher BPA concentrations were observed when taking herbal medicine.

Conclusions: The main factors affecting BPA concentration levels were age, gender, and consumption of fish and herbal medicine.

Key words: Bisphenol A, children and adolescents, human exposure, risk factor, KoNEHS

†Corresponding author: Graduate School of Urban Public Health, University of Seoul, 163 Seoulsiripdae-ro (Jeonong-dong), Dongdaemun-gu, Seoul 02504, Republic of Korea, Tel: +82-2-6490-6758, Fax: +82-2-6490-6754, E-mail: spark@uos.ac.kr
Received: 11 January 2021, Revised: 9 February 2021, Accepted: 9 February 2021

I. 서 론

사회 환경이 발달함에 따라 일상생활 속에서 노출되는 유해물질의 양이 점차 많아지고, 이로 인한 건강 영향의 관심도 높아지고 있다. 비스페놀 A (Bisphenol A, BPA)는 대표적인 내분비계 장애물질 (Endocrine Disrupting Chemicals, EDCs)로써, 플라스틱병과 식품 보관용 캔 등에 많이 사용된다.¹⁾ 또한 우리 생활 속에 쉽게 노출되어 호르몬 불균형 및 신체적 장애를 일으키는 원인 중 하나이다.^{2,3)} EUROMAP (european plastics and rubber machinery)에서 전 세계 63개국의 자료를 비교한 보고서에 따르면, 2015년 기준 우리나라 1인당 연간 플라스틱 소비량은 132.7 kg으로, 중국(57.9 kg), 일본(65.8 kg), 서유럽(84.5 kg), 미국(93.8 kg) 보다 많은 세계 1위 수준이다.⁴⁾ 한국은 1년에 586,500톤의 플라스틱 일회용품을 소비하고 있으며, 2008년부터 5년간 페트병 재활용으로만 총 4,813억원이 소요된 것으로 추산됐다.⁵⁾ 한 국제 공동 연구팀의 연구 결과에 따르면, 한국을 포함한 173개국의 플라스틱 쓰레기 배출량을 시뮬레이션한 결과, 2030년까지 최대 5,300만톤의 플라스틱 쓰레기가 발생하는 것으로 나타났다. 이러한 플라스틱 소비량 및 배출량 증가에 따라 BPA 노출은 지속적으로 증가할 것으로 판단된다.⁶⁾

BPA와 같은 EDCs에 노출되었을 경우 생식 및 발달에 영향을 줄 뿐만 아니라 갑상선 호르몬 변화에 따른 비만,^{7,8,9)} 알레르기 질환,¹⁰⁾ 인슐린 저항성의 장애로 인한 당뇨병^{11,12)} 등과 같은 질병 발생에 영향을 미친다는 연구가 많이 보고되었다. 미국의 BPA 노출로 인한 아동 비만 및 성인의 관상동맥 심장 질환의 잠재적 사회적 비용을 정량화한 연구에서는 BPA 노출로 인한 소아 비만은 12,404건, 새로 발생한 관상동맥 심장 질환의 경우 33,863건이 발병한 것으로 추산되며, 추정된 사회적 비용은 29억 8천만 달러였다고 나타났다. 이에, BPA의 사용을 제거하면 6,236건의 소아 비만과 22,350건의 관상동맥 심장 질환을 예방할 수 있을 뿐만 아니라, 연간 17억 4천만 달러의 경제적 이익이 발생한다고 발표했다.¹³⁾

BPA 노출은 주로 BPA가 포함되어 있는 용기에 담긴 음식 또는 음용수, 음료수 등을 섭취했을 때 일어나며, 특히 영유아의 경우는 장난감 등의 제품

을 만지고 난 이후 '손을 씻는 행동'으로 인해 BPA에 더 쉽게 노출된다.¹⁴⁾ 어린이의 경우 체중 대비 체면적 비율이 성인보다 높아 피부를 통한 유해물질의 노출량이 높고,¹⁵⁾ 신생아의 경우 화학물질의 경피흡수량이 성인의 3배가량 된다.¹⁶⁾ 어린아이들이 누워 바닥에 누워 있거나 기어 다니는 시간이 많은 특성상 공기 보다 무거운 오염물질과 바닥재나 실내 용품 등에 흡착되어 있는 유해물질에 노출되기 쉽다.¹⁷⁾ 신체 기관이 완전히 발달하지 않은 어린이의 경우 성장 속도에 기인하여 많은 음식을 섭취하고 흡수하게 됨에 따라 식품에서 유래한 다양한 유해물질에 영향을 받게 된다.¹⁸⁾ 또한 체내에 축적되는 화학물질이 대사에 의해 제거되거나 배출되는 능력이 성인보다 현저하게 낮기 때문에 BPA 노출이 더욱 위험할 수 있다.^{17,19)} 벨기에 청소년을 대상으로 한 연구에서는 가구소득, 흡연 및 간접흡연이 BPA 농도와 상관성이 매우 크며,²⁰⁾ 미국 국민건강영양조사 자료를 이용한 연구에서는 가구 소득이 낮을수록 BPA 농도가 높고 특히 어린이들과의 노출 연관성을 강하게 나타냈다.²¹⁾ 교통 및 도로에서의 유기오염물질 배출 관련 연구에서는 오염물질의 우선 순위를 스크리닝한 결과 1,100개의 물질 목록 중 BPA를 7번째로 나열했다.²²⁾ 이는 도로의 통행량이 많거나 도로와 근접하게 거주하는 경우 BPA 농도와 연관성을 유추해 볼 수 있다. 캔 내부의 코팅제나 포장용기 자체에서 음료와 식품에 침출되는 BPA의 위험성에 대한 연구가 가장 많았고,^{23,24)} 연구실에 수도물 여과시스템이 있는 수도물(약 0.04 µg/L)에 비해 여과되지 않은 수도물에서 BPA 농도 수준(약 0.40 µg/L)이 훨씬 높게 나타났다는 연구결과도 있었다.²⁵⁾ 그러나 대부분의 관련 연구가 성인에 국한되어 수행되었거나,^{26,27,28)} 어린이 중에서도 특정 연령 만을 대상으로 연구가 진행되었다.^{29,30)} 또한 어린이·청소년의 비만,³¹⁾ 내분비계 및 알레르기 질환^{32,33)} 등 BPA 노출과 질병과의 관련성을 살펴본 연구는 많았지만, BPA 노출의 직접적인 영향 요인을 파악하는 연구는 없었다. 이에 본 연구에서는 제3기 국민환경보건 기초조사 (Korean National Environmental Health Survey, KoNEHS)의 결과를 이용하여 한국의 만 3세 이상 어린이와 18세 미만의 청소년을 대상으로 BPA 노출과 관련된 요인을 분석하고자 한다.

II. 재료 및 방법

1. 연구 설계

본 연구는 KoNEHS (<https://kosis.kr/search/국민환경보건 기초조사>) 참여자의 인구·사회학적 특성, 식습관 및 생활습관 등 환경노출관련 설문조사 결과와 생체 내 BPA 농도값을 활용하여 어린이·청소년의 BPA의 인체 노출에 영향을 미치는 요인을 분석하였다.

KoNEHS는 환경보건법 제14조에 의거하여 환경부에서 수행하고 있는 법정 조사로서, 표본 추출을 통해 선정된 참여자를 대상으로 수행되는 전 국민을 대표하는 표본 조사이다. 본 연구에서는 전국 183개 교육기관을 대상으로 지역별로 어린이집 29개소, 유치원 27개소, 초등학교 64개소, 중고등학교 각각 32개소를 표본으로 추출하여 선정된 2,380명의 어린이·청소년을 대상으로, 환경유해인자의 노출 요인 및 경로를 파악하기 위한 설문 정보와 소변 샘플의 분석을 통해 환경유해물질의 농도 정보를 수집하였다. 소변 중 생체시료 채취 및 분석은 국민환경보건 기초조사 생체시료 관리 지침서와 분석매뉴얼에 따라 수행하였다.^{34,35)} 소변 시료는 분석에 필요한 최소 적정량인 65 mL를 받도록 안내하였다. 어린이의 경우 조사 장소에서 즉시 소변을 채취하는데 어려움이 있어 채뇨법을 공지한 후 가정에서 일시뇨를 채취하여 제출토록 하였고, 청소년의 경우 협력 병원에 방문하여 채뇨법을 숙지 시킨 후 일시뇨를 채취하였다. 시료의 안정성 확보를 위하여 이송 시 온도 데이터 로거를 장착하여 일정 온도를 유지시켰으며, 이송 완료 후 24시간 이내에 분취가 가능하도록 체계를 구축하였다. 이후 분석 전까지 -20°C 동결 보관하고, 소변 시료는 β -glucuronidase/aryl sulfatase 분해 효소로 가수분해한 후 고체상 정제컬럼(solid phase extraction, SPE)을 통과시켜 측정하는 고성능 액체 크로마토그래피 질량분석법(ultra performance liquid chromatograph-mass spectrometry, UPLC-MS/MS, Agilent 6490)으로 분석하였다. 일정량의 표준 용액을 시료에 첨가하는 표준시료 첨가법(standard addition method)을 사용하여 작성한 검정 곡선을 통해 시료의 농도 값을 확인하였다. 분석결과의 신뢰성 확보를 위해 연 2회 이상 국내외 정도 관리(독일 G-EQUAS, 국립환경과학원 숙련도 평가 등)에 참여하고, 주기적으로 내부 정도관리를 실시하였다.

2. 연구 대상

본 연구는 KoNEHS 제3기(2015-2017) 참여자 중 BPA 데이터가 있는 3-5세 571명, 6-11세 887명, 12-17세 922명 총 2,380명의 어린이·청소년을 대상으로 하였다. 대상자의 남녀 비율은 남자 1,167명(49.0%), 여자 1,213명(51.0%)이다.

3. 통계 분석

층화 변수, 집락 변수, 가중치 등의 복합표본설계를 반영한 SAS 통계 분석법을 사용하였으며, 대상자의 BPA 농도가 대수정규분포를 보여 자연로그 변환 후 분석을 진행하였다. 설문 결과와 소변 중 BPA 농도 차이를 확인하기 위해 t-test, ANOVA 분석을 진행하였으며, 관련성을 파악하기 위하여 성별, 나이, 소득수준, 주택 유형, 간접흡연 노출, 해충 방제약 사용 여부, 해산물 섭취, 컵라면 및 캔 용기 식품 복용, 음용수 종류, 냉장 및 냉동 보관 용기, 양약 및 한약의 복용 등을 변수로 단순 선형회귀분석(univariable linear regression analysis)을 수행하였다. 이후 변수가 많을 때 보편적으로 쓰이는 단계적 선택법(stepwise selection)을 사용하여 분석하였다. 이 방법은 가장 유의한 변수를 먼저 분류 함수에 포함하고, 분류의 설명력을 높이기 위하여 일정한 기준에 따라서 각 단계마다 변수를 선택 혹은 제외하는 방법으로 그 결과를 바탕으로 다중 선형회귀분석(multivariable linear regression analysis)을 실행하였다. 회귀분석 시 통계적으로 유의한 결과의 정확도를 높이기 위하여 일부 명목 변수의 카테고리에 속하는 대상자 수가 적을 경우($n < 10$), 통계적 강건성(statistical robustness)을 고려하여 해당 카테고리를 제외하고 분석을 수행하였다. p값이 0.05 미만일 경우 통계적으로 유의미한 것으로 판단하였고, 자료 분석은 SAS 9.4 (version 9.4; SAS Institute Inc, Cary, NC, US)를 사용하였다.

4. 연구 윤리

본 연구는 서울시립대학교 생명윤리위원회(Institutional Review Board) 검토를 거쳐 면제 승인 후 분석을 시행하였으며(UOS202011009-UE001), 개인정보 보호 및 분석 결과의 활용에 대한 사전 동의를 받은 대상자에 한해 진행된 KoNEHS 자료[국립환경과학원 생명윤리위원회 승인(NIER-2015-BR-006-01)]를 활용하였다.

III. 결 과

1. 일반적 특성

본 연구 대상자 2,380명의 가구 월평균 소득수준은 중간소득층이 58.9%, 저소득층이 23.6%, 고소득층이 12.9%로 나타났으며, 소득수준에 따른 BPA 농도는 유의미한 차이가 없었다(Table 1). 주택 건물 유형은 다세대 주택이 67.2%, 단독주택(15.3%) 및 아파트(16.9%)의 비율은 비슷하게 나타났고, 건물 유형별 BPA 농도 또한 유의미한 관계를 보이지 않았다. 주거지와 도로와의 거리는 150 m 미만이 65.5%, 50 m 미만이 26.7%, 500 m 이상이 7.8%로 나타났고, 도로 교통량은 많음(44.9%), 중간(42.9%), 적음(12.2%) 순으로 나타났으며 BPA 농도의 유의미한 차이는 없었다.

2. 소변 중 BPA 농도 분포

소변 중 BPA의 농도는 남자 1.34 µg/L, 여자 1.57 µg/L로 유의미한 차이가 없었다(Table 1). 3-5세 2.87 µg/L, 6-11세 1.57 µg/L, 12-17세 0.86 µg/L로 나타났고, 연령이 낮을수록 BPA의 농도가 높게 나타났다(p for trend=0.001). 최근 6개월 이내 생활하는 공간의 개보수 작업을 하거나(1.62 µg/L, p<0.001), 새 가구를 구입한 경우(1.60 µg/L, p<0.001) 높게 나타났다. 의사의 처방을 받아 약약을 복용한 경우(1.79 µg/L, p=0.015), 최근 1년 이내 한약을 복용한 경우(1.80 µg/L, p for trend=0.020)에도 BPA의 농도가 높게 나타났다(Table 2). 섭취 및 사용 빈도에 따른 BPA 농도와의 관계를 살펴본 결과, 생선(p for trend=0.001) 및 패류(p for trend= 0.007) 섭취 빈도에 따라 BPA 농도가 증가하는 경향성을 발견하였다(Fig. 1).

3. 단순 선형회귀분석 결과

BPA 농도와 변수들 간의 상관성 파악을 위해 단순 선형회귀분석을 실행하여 Table 3에 나타내었다. 그 결과, 연령이 낮을수록[B=−0.104, (95% confidence interval, CI)= −0.125 to −0.084, p<0.001] BPA 농도가 높게 나타났으며, 남성보다 여성이(B= −0.153, CI= −0.296 to −0.010, p=0.036) 높게 나타났다. 간접흡연 시간에 따라(B=0.001, CI=0.000 to 0.002, p=0.044), 최근 6개월 이내 새 가구를 구입한 경우

(B=0.142, CI=0.004 to 0.280, p=0.044), 의사의 처방을 받아 약약을 복용한 경우(B=0.241, CI=0.072 to 0.409, p=0.005), 현재 또는 1년 이내 한약을 복용한 경우(B=0.260, CI=0.112 to 0.408, p=0.001), 생선(B=0.002, CI=0.001 to 0.003, p<0.001) 및 패류(B=0.001, CI=0.001 to 0.002, p<0.001) 섭취 빈도가 많을수록 BPA 농도가 유의하게 높아지는 것으로 분석되었다.

4. 다중 선형회귀분석 결과

BPA 농도는 연령이 낮을수록(B=−0.100, CI= −0.121 to −0.080, p<0.001), 남성보다는 여성에서(B=0.152, CI=0.044 to 0.261, p=0.006), 생선 섭취 빈도가 많을수록(B=0.001, CI=0.001 to 0.003, p<0.001), 현재 한약을 복용 중이거나 1년 이내 한약을 복용한 적이 있는 경우(B=0.150, CI=0.016 to 0.284, p=0.029) 소변 중 BPA 농도가 높게 나타나는 것으로 분석되었다(Table 4).

연령 그룹별 다중 선형회귀분석을 수행한 결과, 3-5세 연령에서는 생선 섭취 빈도가 많을수록(B=0.001, CI=0.001 to 0.002, p=0.017), 남성보다는 여성에서(B= −0.289, CI= −0.463 to −0.115, p=0.001) 유의한 결과를 보였으며, 6-11세 연령에서는 생선 섭취 빈도가 많을수록(B=0.002, CI=0.001 to 0.003, p=0.011), 12-17세 연령에서는 한약을 복용한 적이 있는 경우(B=0.387, CI=0.168 to 0.606, p=0.001) BPA 농도가 유의하게 높아지는 것으로 나타났다.

IV. 고 찰

본 연구는 어린이·청소년의 BPA 인체 노출에 영향을 미치는 요인이 무엇인지 파악하는 것을 목적으로, KoNEHS 3기 어린이·청소년을 대상으로 BPA 농도와 설문 결과를 분석하여 영향요인을 확인하였다. 분석 결과 낮은 연령, 여성, 생선 섭취 빈도, 한약 복용 여부가 BPA 노출에 영향을 미치는 요인으로 확인되었다. 구체적으로, 연령이 1살 증가할수록 BPA 농도가 10.5% 감소하며, 남성보다 여성이 약 16.4% ($e^{0.152}=1.164$) BPA 농도가 높게 나타났다. 생선 섭취 빈도가 많을수록 BPA 농도가 0.1% 증가하며, 또한 한약을 복용하는 경우가 복용하지 않은 경우보다 약 16.2% ($e^{0.150}=1.162$) 농도가 높은 것으로

Table 1. Basic and living environmental characteristics and BPA levels of participants

Variable	n	%	GM** (SE) of BPA	p
Sex				
Male	1,167	49.0	1.34 (0.09)	0.085
Female	1,213	51.0	1.57 (0.09)	
Age				
3-5 years	571	24.0	2.87 (0.23)	<0.001*
6-11 years	887	37.3	1.57 (0.10)	
12-17 years	922	38.7	0.86 (0.07)	
Household income (/month)				
Low (<3,351 US\$)	563	23.6	1.40 (0.13)	0.21*
middle (3,351-7,819 US\$)	1,401	58.9	1.49 (0.09)	
High (≥7,819 US\$)	307	12.9	1.45 (0.14)	
Unknown	109	4.6	1.08 (0.15)	
Secondhand smoke time (/week)				
No	1,876	78.8	1.52 (0.09)	0.020*
36 hours	307	12.9	1.08 (0.15)	
84 hours	96	4.0	1.20 (0.11)	
132 hours	29	1.2	0.76 (0.22)	
168 hours	72	3.0	1.47 (0.27)	
Building type of house				
Detached dwelling	364	15.3	1.45 (0.17)	0.15
Apartment	403	16.9	1.49 (0.12)	
Row/Multi-Family house	1,599	67.2	1.43 (0.09)	
Other types	14	0.6	1.02 (0.34)	
Renovation work (last 6 month)				
Yes	1,840	77.3	1.62 (0.16)	<0.001
No	540	22.7	1.40 (0.08)	
Buy new furniture (last 6 month)				
Yes	1,720	72.3	1.60 (0.13)	<0.001
No	660	27.7	1.39 (0.08)	
Distance to nearest road				
<50 m	635	26.7	1.35 (0.12)	0.12*
<150 m	1,560	65.5	1.47 (0.09)	
≥500 m	185	7.8	1.64 (0.21)	
Road traffic				
Many	1,068	44.9	1.42 (0.10)	0.27*
Normal	1,022	42.9	1.48 (0.09)	
Less	290	12.2	1.42 (0.14)	

*p for trend

**Urinary BPA concentrations (µg/L)

Table 2. Food, water, and medicine intake characteristics and BPA levels of participants

Variable	n	%	GM** (SE) of BPA	p
Taking prescription herbal medicine				
Yes	318	13.4	1.79 (0.16)	0.015
No	2,062	86.6	1.39 (0.08)	
Currently taking herbal medicine or taking it for one year				
Yes	320	13.5	1.80 (0.14)	0.020
No	2,060	86.5	1.39 (0.08)	
Period of taking herbal medicine				
None	2,061	86.6	1.39 (0.08)	0.49
≤12 month (1 years)	319	13.4	1.82 (0.14)	
Refrigerator food storage container				
Glass bowl	1,493	62.7	1.45 (0.09)	0.47
Metal bowl	23	1.0	2.18 (0.65)	
Plastic bowl	703	29.5	1.36 (0.10)	
Zipper bags	79	3.3	1.72 (0.21)	
Porcelain & others	82	3.5	1.57 (0.27)	
Frozen food storage container				
Glass bowl	75	3.2	1.55 (0.31)	0.53
Metal bowl	7	0.3	0.83 (0.34)	
Plastic bowl	333	14.0	1.30 (0.13)	
Zipper bags	1,959	82.3	1.46 (0.09)	
Porcelain & others	6	0.2	2.16 (1.19)	
Drinking water (inside the house)				
Tap water	599	25.2	1.32 (0.11)	0.025
Water purifier	1,408	59.2	1.49 (0.09)	
Bottled water	330	13.9	1.51 (0.14)	
Mineral water	14	0.5	1.34 (0.47)	
Ground water & others	29	1.2	1.05 (0.41)	
Drinking water (outside the house)				
Tap water	335	14.1	1.17 (0.14)	0.59
Water purifier	1,808	76.0	1.48 (0.09)	
Bottled water	227	9.5	1.62 (0.15)	
Mineral water	1	0.1	2.44 (0.00)	
Ground water & others	9	0.3	1.79 (0.66)	

*p for trend

**Urinary BPA concentrations (μg/L)

나타났다. 이에 본 연구에서 어린이·청소년의 BPA 노출에 영향을 미치는 것으로 파악된 요인들은, 노출 관리방안을 마련하는데 선제적으로 고려될 수 있을 것이다.

본 연구의 BPA 노출에 의한 연령대별 경향은 이

전 연구 결과에서도 보고하고 있다.^{36,37,38)} 미국의 한 연구에서는 6-11세 어린이가 12-19세 청소년에 비해 BPA 농도 수준이 더 높았고 선형회귀분석 결과에서도 유의한 결과($B = -0.40$, $p < 0.001$)를 보였으며,³⁶⁾ 어린이와 성인을 대상으로 한 연구에서는 6-11세 아이

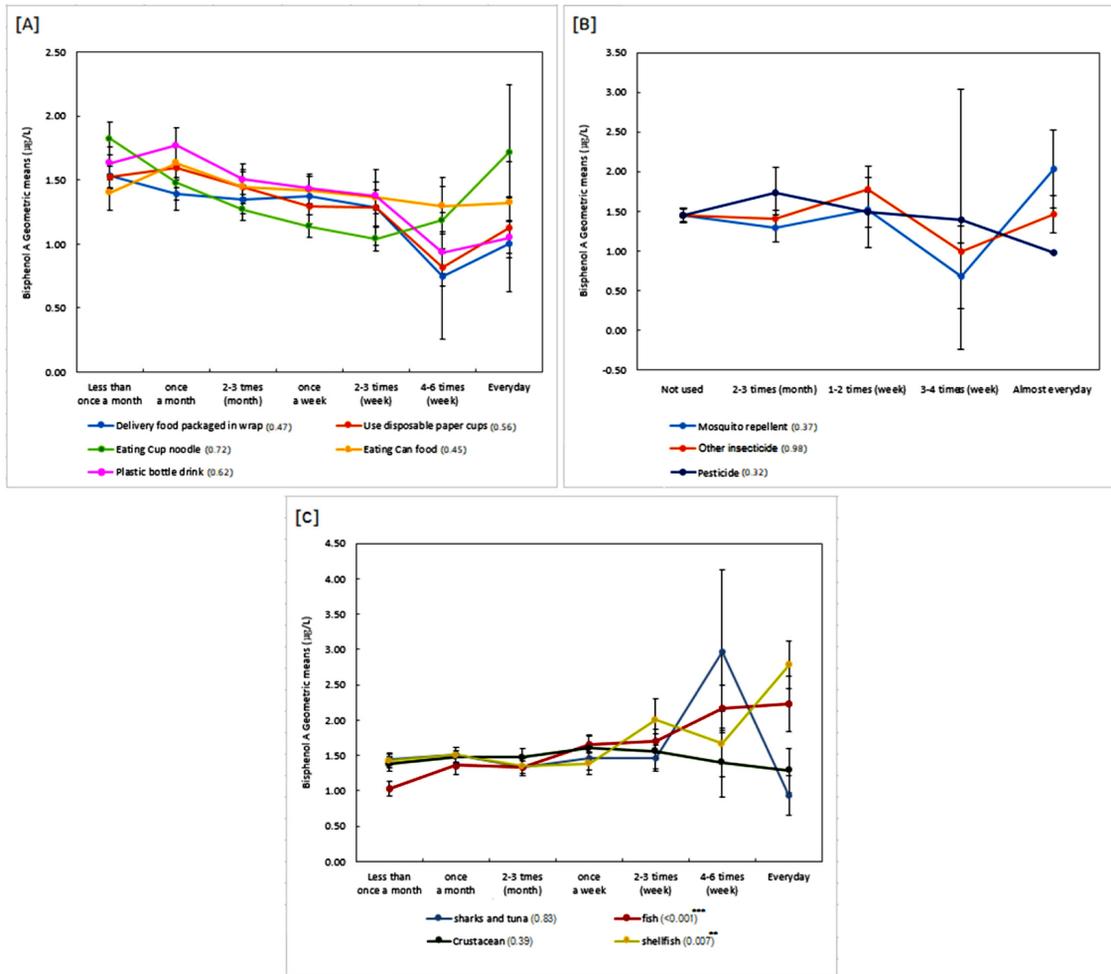


Fig. 1. BPA levels according to [A] food or beverage intake variables [B] use of pest control chemicals variables [C] seafood intake variables. Numbers in parenthesis indicate p for trend.

들이 19세 이상 성인보다 BPA 농도가 높다($p=0.003$)고 보고했다.³⁷⁾ 덴마크 어린이·청소년을 대상으로 한 연구에서는 17-21세 연령 그룹보다 6-10세 연령 그룹의 BPA 농도가 2배 이상 높은 것으로 나타났다($p<0.001$).³⁸⁾ 이는 어린이에 비해 연령이 증가할수록 유해물질의 흡수량이 적고,¹⁶⁾ 대사 능력이 높아 체내에 잔류하는 유해물질의 배출 속도가 어린이보다 빠른 것과 관련이 있을 것으로 판단된다.¹⁹⁾

성별에 따른 BPA의 농도 차이는 남자보다 여자에서 높게 나타났다. 터키 앙카라 영유아를 대상으로 한 연구에서도 남자가 1.26 µg/L, 여자가 2.24 µg/L로 매우 높게 나타났으며,³⁹⁾ 4세 미만 그룹의 여성

평균 BPA 농도가 남성보다 통계적으로 높게 나타났다($p<0.001$). 남성보다 여성에서 BPA 농도가 높게 나타나는 것은 남성에 비해 여성의 지방 조직이 상대적으로 높고 체중 변화 또한 잦을 뿐 아니라, 환경유해물질이 체내에 축적되어 배설되는 기전이 남성과 달라 노출에 더 취약하고 그로 인해 여성에 미치는 영향이 더 큰 것으로 판단된다.⁴⁰⁾

생선 섭취 빈도가 많을수록 BPA 농도가 증가하는 경향을 보였으며, 어류 신체 조직 샘플을 분석하여 BPA 농도와 어류의 미세플라스틱(microplastics, MP) 노출 관계를 조사한 연구 결과에서 MP가 발견된 어류(송어류)는 MP가 발견되지 않은 어류보다 근육

Table 3. Univariable linear regression model for human exposure of BPA

Variable	Reference or unit	n	B	95% CI	p
Sex: male	Female	1,167	-0.153	-0.296, -0.010	0.036
Age	year	2,380	-0.104	-0.125, -0.084	<0.001
Household income (/month)					
Low (<3,351 US\$)		563	-0.028	-0.265, 0.210	0.82
middle (3,351-7,819 US\$)		1,401	0.031	-0.147, 0.209	0.73
High (≥7,819 US\$)		307	Ref		
Secondhand smoke time	hours/week	2,380	0.001	0.000, 0.002	0.044
Building type of house					
Apartment		364	0.014	-0.228, 0.256	0.91
Row/multi-family house		403	0.042	-0.127, 0.211	0.63
Detached dwelling		1,599	Ref		
Renovation work (last 6 month): yes	No	1,840	0.143	-0.040, 0.326	0.12
Buy new furniture (last 6 month): yes	No	1,720	0.142	0.004, 0.280	0.044
Distance to nearest road					
<50 m		635	-0.193	-0.465, 0.079	0.16
<150 m		1,560	-0.113	-0.354, 0.127	0.35
≥500 m		185	Ref		
Road traffic					
Many		1,068	0.002	-0.202, 0.206	0.99
Normal		1,022	0.035	-0.140, 0.210	0.69
Less		290	Ref		
Herbal medicine					
Taking prescription herbal medicine: yes	No	318	0.241	0.072, 0.409	0.005
Taking herbal medicine currently or for 1 year: yes	No	320	0.260	0.112, 0.408	0.001
Refrigerator food storage container					
Glass bowl		1,493	-0.168	-0.426, 0.091	0.20
Plastic bowl		703	-0.232	-0.497, 0.033	0.09
Zipper bags		79	Ref		
Frozen food storage container					
Glass bowl		75	0.055	-0.325, 0.435	0.78
Plastic bowl		333	-0.123	-0.307, 0.061	0.19
Zipper bags		1,959	Ref		
Drinking water (inside the house)					
Tap water		599	-0.132	-0.303, 0.039	0.13
Water purifier		1,408	-0.010	-0.166, 0.146	0.90
Bottled water		330	Ref		
Drinking water (outside the house)					
Tap water		335	-0.314	-0.593, -0.035	0.028
Water purifier		1,808	-0.089	-0.280, 0.101	0.36
Bottled water		227	Ref		

Table 3. Continued

Variable	Reference or unit	n	B	95% CI	p
Food or beverage intake variables					
Delivery food packaged in wrap	/month	2,380	-0.002	-0.004, 0.000	0.06
Cup noodle	/month	2,380	0.005	-0.001, 0.011	0.10
Can food	/month	2,380	-0.001	-0.001, 0.000	0.12
Plastic bottle drink	/month	2,380	-0.001	-0.001, 0.000	0.19
Disposable paper cup drink	/month	2,380	-0.001	-0.002, 0.000	0.10
Seafood intake variables					
large fish and tuna	/month	2,380	0.001	-0.001, 0.002	0.57
Fish	/month	2,380	0.002	0.001, 0.003	<0.001
Crustacean	/month	2,380	0.001	-0.001, 0.002	0.40
Shellfish	/month	2,380	0.001	0.001, 0.002	<0.001
Use of pest control chemicals variables					
Mosquito repellent	/month	2,380	0.001	-0.001, 0.002	0.85
Other insecticide	/month	2,380	-0.001	-0.001, 0.001	0.97
Pesticide	/month	2,380	-0.001	-0.003, 0.003	0.84

Table 4. Multivariable linear regression model for human exposure of BPA (n=2,380)

Variable	Reference or unit	B	95% CI	p
Sex: Male	Female	-0.152	-0.261, -0.044	0.006
Age	year	-0.100	-0.121, -0.080	<0.001
Consumption of fish	/month	0.001	0.001, 0.002	0.004
Taking herbal medicine currently or for 1 year: yes	No	0.150	0.016, 0.284	0.029

(Mann-Whitney U test: U=58, p<0.001) 및 간 조직 (Mann-Whitney U test: U=232, p=0.006) 샘플에서 BPA 농도가 높게 나타났다.⁴¹⁾ 이는 어류 섭취에 따른 MP와 BPA 농도 사이의 위험성을 나타내고 있다. 패류 섭취 빈도와 BPA 농도의 경우, 단순 선형 회귀분석 결과는 유의미했지만(p<0.001) 다중 선형 회귀분석에서는 유의미한 관계를 확인할 수 없었다. 중국의 임신부 여성을 대상으로 한 코호트 연구에서는 조개류를 거이 매일 섭취하는 여성은 조개를 섭취하지 않는 여성보다 BPA 수준이 높았다(B=0.341, p=0.04)고 발표했다.⁴²⁾ 한 연구에서는 조개류 및 기타 해양 생물은 MP를 축적하고 있으며, 해산물 소비 및 섭취를 통해 MP에 노출되고 있다고 나타났다.⁴³⁾ 5 mm 미만 크기의 작은 플라스틱 조각인 MP는 플라스틱 노출에 따른 BPA 농도와 유사한 영향

을 미칠 것으로 판단된다. 그러나 해산물의 MP 수준과 독성에 대한 데이터는 제한적이며,⁴⁴⁾ MP의 인체 노출에 관한 건강 영향을 평가하는 연구를 권장하고 있다.⁴²⁾ 이에 해산물 섭취에 따른 MP 노출 및 BPA 농도 수준에 따른 추가적인 연구가 필요할 것으로 생각된다.

또한, 우리는 한약을 복용했을 경우 소변 중 BPA 농도가 증가하는 것을 확인하였다. 한국인의 한약 소비 추정치와 한약재를 통한 중금속 섭취량을 추정한 연구에서 납, 수은, 비소, 카드뮴 등이 인체에 건강 문제를 일으키는 잠재적인 오염물질로 확인되었으나, 건강 위험은 미미한 것으로 추정되었다. 그러나 이는 단순히 통계적 방법에 의한 추정이었으며, 신뢰할 수 있는 한약 소비 데이터가 없고 일부 제한된 약초 유형에 대해서만 연구가 수행되어 평가 결

과에 유의해야 한다고 나타내고 있다.⁴⁵⁾ 중국의 한 연구에 의하면, 식용식품의 종자 및 뿌리에 BPA와 화학적 구조가 유사한 비스페놀 F (Bisphenol F, BPF)가 자연적으로 발생하여 포함되어 있으며, 이는 중국 전통 의학에 사용되는 약초 제품이 인체 노출에 기여하는 잠재적 출처가 될 수 있다고 나타났다.⁴⁶⁾ 2019년 식품의약품안전처 보도자료에 따르면, 시중에 유통되고 있는 폴리에틸렌(polyethylene, PE)과 폴리프로필렌(polypropylene, PP)재질 플라스틱 용기 65건을 대상으로 식품으로 이행될 수 있는 유해물질의 용출량을 조사한 결과, 모두 안전한 수준이었다고 밝혔다.⁴⁷⁾ 이로 인해 현재 한약 파우치의 재질로 사용되는 PE+PP 재질의 경우 안전성이 검증되었지만, 일부 인증되지 않은 건강보조식품의 경우 BPA를 포함한 용기를 사용하여 이를 복용한 일부 대상자들의 BPA 노출에 영향을 줄 수도 있을 것이라 판단된다. 한약 복용에 따른 명확한 메커니즘에 대하여 설명할 수는 없었지만, 실제로 한약을 섭취한 사람들을 대상으로 한약재 원료 및 용기에 따른 환경 유해물질의 노출과 영향요인에 관한 추가적인 연구가 필요하다고 생각한다.

간접흡연과 소변 중 BPA 농도와의 관계의 경우, 본 연구에서 단순 선형회귀분석 결과는 유의미했지만($p=0.044$), 다중 선형회귀분석에서는 유의미한 관계를 확인할 수 없었다. 6-19세 사이의 어린이와 청소년을 대상으로 한 캐나다 조사에서 거의 매일 간접흡연에 노출되는 아동 및 청소년의 BPA 농도($1.6 \mu\text{g/L}$, $p<0.01$)가 유의한 결과를 나타냈고,⁴⁸⁾ 본 연구에서도 간접흡연에 노출되는 시간에 따라 BPA 농도가 유의미한 관계를 보일 것으로 추정했다. 그러나 우리 연구에서 간접흡연은 다중 선형회귀모형에 포함된 BPA와 관련이 큰 변수들의 회귀 계수 정확성에 영향을 주어 최종 모형에 포함되지 않은 것으로 생각된다.

캔 음식 복용의 경우 벨기에의 연구에서 시장에서 판매되는 음료 및 식품 통조림을 확인한 결과 통조림이 아닌 음료와 식품의 농도(0.02 ng/mL , 0.46 ng/g)보다 통조림 음료와 식품의 농도(1.0 ng/mL , 40.3 ng/g)가 훨씬 높게 나타나 캔 용기가 BPA 노출에 기여한다는 것을 시사했고,²⁵⁾ 다른 연구에서는 신선·냉동 및 통조림 식품 204개의 샘플을 수집한 결과 통조림 식품 샘플의 73%에서 BPA가 확인됐으며,

비 통조림 식품에서는 7%가 발견되어 통조림 식품과 BPA 노출 관련성을 강조하였다.⁴⁹⁾ 이에 BPA 농도와 관련이 높은 변수 중 하나로 예상되었지만 본 연구에서는 연관성을 확인할 수 없었다.

BPA의 국내 사용량 및 배출량에 대해 정확히 보고된 바가 없으나 식품의약품안전평가원 통합 위해성평가 보고서에 따르면, 2006년 유통량 기준 국내 제조(생산)량은 284,706톤이며, 수입량 23,892톤, 수출량 116,356톤 및 사용량 264,461톤으로 보고하고 있다.⁵⁰⁾ 환경부에서는 BPA를 ‘환경유해인자’로 지정하여 어린이용품 함유 유해물질에 대한 위해 평가 대상으로 관리하고 있으며,⁵¹⁾ 식품의약품안전처는 2019년 1월 기존 규제 대상인 젓병(젓꼭지 포함)뿐만 아니라, 영유아용 기구 등 포장에 대한 BPA의 사용을 금지하였다.⁵²⁾ 또한 산업통상자원부는 어린이제품 안전특별법을 통해 어린이용품 중 BPA 용출량이 0.6 mg/kg 이하, 완구 및 완구 재료 중 용출량이 0.1 mg/L 이하로 안전기준을 설정하여 관리하고 있다.⁵³⁾ 외국의 경우 일본은 BPA의 젓병 사용을 금지하고 있으며, 유럽은('18년) 0.005 ppm 으로 용출 기준을 강화하였다.⁴¹⁾

식품의약품안전평가원의 통합 위해성평가 결과에 따르면 국내 BPA 인체 노출 안전기준은 $20 \mu\text{g/kg bw/day}$ 로, 바이오모니터링에 따른 BPA 평균 일일 노출량은 $0.041 \mu\text{g/kg bw/day}$ 로 확인되었다.⁵⁰⁾ 그 중에서도 식품을 통한 노출 기여도는 평균 71~94%가 가장 높았으며, 특히 캔 식품에서의 노출 수준이 $0.042 \mu\text{g/kg bw/day}$ 로 주요 노출원임을 의미하고 있다. 장난감에 의한 노출은 $0.029 \mu\text{g/kg bw/day}$, 그 다음으로 집 먼지를 통한 노출이($0.0082 \mu\text{g/kg bw/day}$) 높은 기여도를 보인다고 나타났다.

BPA는 휘발성이 낮아 공기중에는 거의 존재하지 않으나 대기, 토양, 수질, 집 먼지 등의 여러 환경매체에서 검출되고 있다.⁵⁴⁾ 수도관이나 물탱크의 표면 코팅용으로 폴리카보네이트 수지(polycarbonate, PC)가 사용되어 실제 물에서 BPA가 검출될 수 있음을 시사했다.^{55,56)} 어린이의 BPA 노출원 중 하나인 실내 집 먼지 중 BPA 모니터링 조사도 이루어지고 있으며,⁵⁷⁾ 한 연구에서는 실내공기 샘플의 50% 이상에서 BPA가 검출되어, 환경에 대한 추가 연구의 필요성을 강조했다.⁵⁸⁾ BPA는 식품을 통해 주로 노출이 되지만, 제품 중심이 아닌 일상생활 및 주변 환

경의 노출 경로를 모두 고려한 ‘사람 중심’의 연구가 더 필요할 것으로 생각된다.

본 연구의 제한점은 단면 조사로 수행된 연구이기 때문에 BPA 농도와 노출 요인과의 상관관계 파악은 가능하였지만 시간적 선후 관계를 분명히 할 수 없기 때문에 정확한 인과관계를 제시할 수는 없었다. 두 번째로 노출에 영향을 줄 수 있는 요인들이 KoNEHS 설문 문항에 포함되어있지 않거나, 알려지지 않은 요인들이 존재할 수도 있는 가능성을 배제할 수 없었으며, 세 번째로 BPF와 BPS (Bisphenol S, BPS)의 경우 각각 34, 56%로 낮은 검출률을 보여 일부 농도 분포만으로 영향요인을 파악하는데 어려움이 있어 분석에서 제외하였다. 그러나 BPA 대체제로 사용이 점차 증가함에 따라 지속적으로 관찰이 필요한 물질이라고 생각된다. 마지막으로 일시노를 통해 노출을 추정하였다는 점이다. BPA는 체내에서 빠르게 대사되어 배출되기 때문에, 특정 기간의 노출을 반영하지만 시료 채취 시간에 따른 변화를 반영할 수는 없었다. 그러나, KoNEHS는 전 국민을 대상으로 연령, 성별, 지역 등을 고려하여 표본을 구축한 국가 바이오모니터링 조사로서 전국 단위 대표성을 가지고 있으며, 어린이·청소년을 대상으로 환경유해물질의 농도를 조사 한 국내 첫 조사 결과를 바탕으로 어린이·청소년의 BPA 노출에 영향을 주는 요인을 살펴보았다는 것에 강점이 있다.

V. 결 론

제3기 KoNEHS 어린이·청소년 2,380명을 대상으로 BPA 노출에 영향을 주는 요인들을 분석한 단면 연구로서, BPA 농도에 영향을 미치는 주된 요인은 낮은 연령, 여성, 생선 섭취, 한약 복용으로 확인되었다. 본 연구의 결과만으로 BPA 노출에 영향을 주는 요인을 단정 지을 수는 없지만, 제4기(2018-2020) 결과를 이용하여 비교 분석한다면, 기수별(연도별) 경향성 파악 뿐만 아니라 더 많은 대상자들의 결과를 바탕으로 보다 다양한 영향 요인에 대한 분석이 가능할 것으로 사료된다. 본 연구는 어린이의 소변 중 BPA 노출에 영향을 미치는 요인을 확인함으로써 어린이·청소년의 건강영향 및 노출 관리방안을 마련하는데 기여할 수 있을 것이다.

감사의 글

본 논문은 환경부 국립환경과학원 제3기 국민환경보건 기초조사(NIER-2017-01-01-001) 자료를 제공받아 수행하였습니다.

References

1. Almeida S, Raposo A, Almeida-Gonzalez M, Carrascosa C. Bisphenol A: Food Exposure and Impact on Human Health. *Compr Rev Food Sci Food Saf*. 2018; 17(6): 1503-1517.
2. Valentino R, D'Esposito V, Ariemma F, Cimmino I, Beguinot F, Formisano P. Bisphenol A environmental exposure and the detrimental effects on human metabolic health: is it necessary to revise the risk assessment in vulnerable population? *J Endocrinol Invest*. 2016; 39(3): 259-263.
3. Casals-Casas C, Desvergne B. Endocrine disruptors: from endocrine to metabolic disruption. *Annu Rev Physiol*. 2011; 73: 135-162.
4. EUROMAP, reviewed October 2016 (Plastics resin production and consumption in 63 countries worldwide) <https://www.pagder.org/images/files/euromap-preview.pdf>. [accessed 11 January 2021].
5. Greenpeace, (plastic report_final) https://www.greenpeace.org/static/planet4-korea-stateless/2019/12/f360eebd-plastic_report_final.pdf. [accessed 11 January 2021].
6. Borrelle SB, Ringma J, Law KL, Monnahan CC, Lebreton L, McGivern A, et al. Predicted growth in plastic waste exceeds efforts to mitigate plastic pollution. *Science*. 2020; 369(6510): 1515-1518.
7. Hwang MY, Lee YM, Jung SW, Hong SY, Yoo JY. Relationship between Bisphenol A Exposure and Obesity in Korean Adults from the Second Stage of KoNEHS (2012-2014). *J Environ Health Sci*. 2018; 44(4), 370-379.
8. Hatch EE, Nelson JW, Stahlhut RW, Webster TF. Association of endocrine disruptors and obesity: perspectives from epidemiological studies. *Int J Androl*. 2010; 33(2): 324-332.
9. Hugo ER, Brandebourg TD, Woo JG, Loftus J, Alexander JW, Ben-Jonathan N. Bisphenol A at environmentally relevant doses inhibits adiponectin release from human adipose tissue explants and adipocytes. *Environ Health Perspect*. 2008; 116(12): 1642-1647
10. Choi JH, Hong SY, Kim KS. Relationship between

- Risk Assessment Based on Urinary Bisphenol A Concentration and Allergic Diseases in Children. *J Environ Health Sci.* 2019; 45(1): 18-29
11. Lang IA, Galloway TS, Scarlett A, Henley WE, Depledge M, Wallace RB, et al. Association of urinary bisphenol A concentration with medical disorders and laboratory abnormalities in adults. *JAMA.* 2008; 300(11): 1303-1310.
 12. Shabana S, Gong Z, Cariton K. Exposure to bisphenol A and risk of developing type 2 diabetes: A mini review. *Emerging Contaminants.* 2020; 6: 274-282.
 13. Leonardo T. Further limiting bisphenol A in food uses could provide health and economic benefits. *Health Aff.* 2014; 33(2): 316-323. doi: 10.1377/hlthaff.2013.0686. Epub 2014 Jan 22.
 14. CDC. Bisphenol A (BPA). 2002. http://www.cdc.gov/biomonitoring/BisphenolA_FactSheet.html. [accessed 11 January 2021].
 15. Kim SJ, Y Bitna, Park MJ, Shin HJ, Yang MH. Exposure to Bisphenol A and Girls' Endocrine Disorders. *Cancer Prev Res.* 2010; 15: 106-110.
 16. Pesticide Action Network UK. Key issues. Impacts of pesticides on women and children. <https://www.pan-uk.org/effects-pesticides-women-children/> [accessed 11 January 2021].
 17. Lv Y, Rui C, Dai Y, Pang Q, Li Y, Fan R, et al. Exposure of children to BPA through dust and the association of urinary BPA and triclosan with oxidative stress in Guangzhou, China. *Environ Sci Process Impacts.* 2016; 18(12): 1492-1499.
 18. Goldman LR. Children--unique and vulnerable. Environmental risks facing children and recommendations for response. *Environ Health Perspect.* 1995 Sep; 103(Suppl 6): 13-18.
 19. Bearer CF. How are children different from adults? *Environ Health Perspect.* 1995 Sep; 103(Suppl 6): 7-12.
 20. Geens T, Bruckers L, Covaci A, Schoeters G, Fierens T, Sioen I, et al. Determinants of bisphenol A and phthalate metabolites in urine of Flemish adolescents. *Environ Res.* 2014; 134: 110-117.
 21. Nelson JW, Scammell MK, Hatch EE, Webster TF. Social disparities in exposures to bisphenol A and polyfluoroalkyl chemicals: a cross-sectional study within NHANES 2003-2006. *Environ Health.* 2012; 11: 10.
 22. Markiewicz A, Bjorklund K, Eriksson E, Kalmykova Y, Stromvall AM, Siopi A. Emissions of organic pollutants from traffic and roads: Priority pollutants selection and substance flow analysis. *Sci Total Environ.* 2017; 580: 1162-1174.
 23. Cooper JE, Kendig EL, Belcher SM. Assessment of bisphenol A released from reusable plastic, aluminum and stainless steel water bottles. *Chemosphere.* 2011; 85(6): 943-947.
 24. Almeida S, Raposo A, Almeida-Gonzalez M, Carascosa C. Bisphenol A: Food Exposure and Impact on Human Health. *Compr Rev Food Sci Food Saf.* 2018; 17(6): 1503-1517.
 25. Honeycutt JA, Nguyen JQT, Kentner AC, Brenhouse HC. Effects of Water Bottle Materials and Filtration on Bisphenol A Content in Laboratory Animal Drinking Water. *J Am Assoc Lab Anim Sci.* 2017; 56(3): 269-272.
 26. Bao W, Liu B, Rong S, Dai SY, Trasande L, Lehmler HJ. Association Between Bisphenol A Exposure and Risk of All-Cause and Cause-Specific Mortality in US Adults. *JAMA.* 2020; 3(8).
 27. Lorber M, Schecter A, Paepke O, Shropshire W, Christensen K, Birnbaum L. Exposure assessment of adult intake of bisphenol A (BPA) with emphasis on canned food dietary exposures. *Environ Int.* 2015; 77: 55-62.
 28. Mersha MD, Patel BM, Patel D, Richardson BN, Dhillon HS. Effects of BPA and BPS exposure limited to early embryogenesis persist to impair non-associative learning in adults. *Behav Brain Funct.* 2015; 11: 27.
 29. Stacy SL, Papandonatos GD, Calafat AM, Chen A, Yolton K, Lanphear BP, et al. Early life bisphenol A exposure and neurobehavior at 8 years of age: Identifying windows of heightened vulnerability. *Environ Int.* 2017; 107: 258-265.
 30. Spanier AJ, Kahn RS, Kunselman AR, Hornung R, Xu Y, Calafat AM, et al. Prenatal exposure to bisphenol A and child wheeze from birth to 3 years of age. *Environ Health Perspect.* 2012; 120(6): 916-920.
 31. vom Saal FS, Welshons WV. Large effects from small exposures. II. The importance of positive controls in low-dose research on bisphenol A. *Environ Res.* 2006; 100(1): 50-76.
 32. Welshons WV, Nagel SC, vom Saal FS. Large effects from small exposures. III. Endocrine mechanisms mediating effects of bisphenol A at levels of human exposure. *Endocrinology.* 2006; 147(6 Suppl): S56-69.
 33. Welshons WV, Thayer KA, Judy BM, Taylor JA, Curran EM, vom Saal FS. Large effects from small exposures. I. Mechanisms for endocrine-disrupting chemicals with estrogenic activity. *Environ Health*

- Perspect.* 2003; 111(8): 994-1006.
34. Yoo JY, Kim SY, Kwon YM, Jung SK, Lee CW, Yu SD. Manual for Laboratory Procedures on The Third Stage Korean National Environmental Health Survey (Organic compounds), 3rd ed. Incheon: National Institute of Environmental Research; 2018. p. 19-31.
 35. Yoo JY, Kim SY, Hong SY, Lee CH. Biological Sample Management Guidelines on The Third Stage Korean National Environmental Health Survey, 3rd ed. Incheon: National Institute of Environmental Research; 2019. p. 11-44.
 36. Lehmler HJ, Liu B, Gadogbe M, Bao W. Exposure to Bisphenol A, Bisphenol F, and Bisphenol S in U.S. Adults and Children: The National Health and Nutrition Examination Survey 2013-2014. *ACS Omega.* 2018; 3(6): 6523-6532.
 37. Calafat AM, Ye X, Wong LY, Reidy JA, Needham LL. Exposure of the U.S. population to bisphenol A and 4-tertiary-octylphenol: 2003-2004. *Environ Health Perspect.* 2008; 116(1): 39-44.
 38. Frederiksen H, Aksglaede L, Sorensen K, Nielsen O, Main KM, Skakkebaek NE, et al. Bisphenol A and other phenols in urine from Danish children and adolescents analyzed by isotope diluted Turbo-Flow-LC-MS/MS. *Int J Hyg Environ Health.* 2013; 216(6): 710-720.
 39. Cok I, Ikidag OT, Battal D, Aktas A. Assessment of Bisphenol A Levels in Preschool Children: Results of a Human Biomonitoring Study in Ankara, Turkey. *J Clin Res Pediatr Endocrinol.* 2020; 12(1): 86-94.
 40. Park E K, Kim K Y, Ha E H. Women, environment and health. *J Korean Soc Matern Child Health.* 2014; 18(1): 54-59.
 41. Barboza LGA, Cunha SC, Monteiro C, Fernandes JO, Guilhermino L. Bisphenol A and its analogs in muscle and liver of fish from the North East Atlantic Ocean in relation to microplastic contamination. Exposure and risk to human consumers. *J Hazard Mater.* 2020; 393: 122419.
 42. Zhao S, Wang C, Pan R, Shi R, Wang W, Tian Y. Urinary bisphenol A (BPA) concentrations and exposure predictors among pregnant women in the Laizhou Wan Birth Cohort (LWBC), China. *Environ Sci Pollut Res Int.* 2019; 26(19): 19403-19410.
 43. Smith M, Love DC, Rochman CM, Neff RA. Microplastics in Seafood and the Implications for Human Health. *Curr Environ Health Rep.* 2018; 5(3): 375-386.
 44. Hantoro I, Lohr AJ, Van Bellegem F, Widianarko B, Ragas AMJ. Microplastics in coastal areas and seafood: implications for food safety. *Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess.* 2019; 36(5): 674-711.
 45. Park HM, Choi KH, Jung JY, Lee SD. Metal Exposure Through Consumption of Herbal Medicine, and Estimation of Health Risk Among Korean Population. *J Environ Health Sci.* 2006; 32(2): 186-191.
 46. Huang T, Danaher LA, Bruschweiler BJ, Kass GEN, Merten C. Naturally occurring bisphenol F in plants used in traditional medicine. *Arch Toxicol.* 2019; 93(6): 1485-1490.
 47. Ministry of Food and Drug Safety (Press release). <https://www.mfds.go.kr/docviewer/skin/doc.html?fn=20190529091932899.hwp&rs=/docviewer/result/ntc0021/43469/1/202101>. [accessed 11 January 2021].
 48. Findlay LC, Kohen DE. Bisphenol A and child and youth behaviour: Canadian Health Measures Survey 2007 to 2011. *Health Rep.* 2015; 26(8): 3-9.
 49. Geens T, T. Z. Apelbaum, L. Goeyens, H. Neels and A. Covaci. "Intake of bisphenol A from canned beverages and foods on the Belgian market." *Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess.* 2010; 27(11): 1627-1637.
 50. National Institute of Food and Drug Safety Evaluation, Bisphenol A, S, F risk assessment report. https://www.nifds.go.kr/brd/m_18/view.do?seq=12506. [accessed 24 January 2021].
 51. Ministry of Environment. Environmental hazards. http://www.me.go.kr/home/web/public_info/read.do?pagerOffset=0&maxPageItems=10&maxIndexPages=10&searchKey=&searchValue=&menuId=10123&orgCd=&condition.publicInfoMasterId=7&condition.deleteYn=N&publicInfoId=1167&menuId=10123. [accessed 24 January 2021].
 52. Ministry of Food and Drug Safety, notice 2011-29. https://www.mfds.go.kr/brd/m_828/view.do?seq=11794&srchFr=&srchTo=&srchWord=&srchTp=&itm_seq_1=0&itm_seq_2=0&multi_itm_seq=0&company_cd=&company_nm=&page=76. [accessed 24 January 2021].
 53. Ministry of Trade, Industry and Energy. Children's Product Safety Special Act. http://www.motie.go.kr/motie/in/ay/policynotify/notify/bbs/bbsView.do?bbs_seq_n=63600&bbs_cd_n=5. [accessed 24 January 2021].
 54. Cousins IT, Staples CA, Klečka GM, Mackay D. A Multimedia Assessment of the Environmental Fate of Bisphenol A. *Human and Ecological Risk Ass.* 2002; 8(5): 1107-1135.
 55. Chapin RE, Adams J, Boekelheide K, Gray LE, Jr.,

- Hayward SW, Lees PS, et al. NTP-CERHR expert panel report on the reproductive and developmental toxicity of bisphenol A. *Birth Defects Res B Dev Reprod Toxicol.* 2008; 83(3): 157-395.
56. Shelby MD. NTP-CERHR monograph on the potential human reproductive and developmental effects of bisphenol A. NTP CERHR MON. *Dev Reprod Toxicol.* 2008(22): v, vii-ix, 1-64 passim.
57. Liao C, Liu F, Guo Y, Moon HB, Nakata H, Wu Q, et al. Occurrence of eight bisphenol analogues in indoor dust from the United States and several Asian countries: implications for human exposure. *Environ Sci Technol.* 2012; 46(16): 9138-9145.
58. Wilson NK, Chuang JC, Morgan MK, Lordo RA, Sheldon LS. An observational study of the potential exposures of preschool children to pentachlorophenol, bisphenol-A, and nonylphenol at home and daycare. *Environ Res.* 2007; 103(1): 9-20.

<저자 정보>

정선경(대학원생, 연구원),
신형호(대학원생, 주임), 박상신(교수)