





모 지역 소규모급수시설 비소검출에 따른 생물학적 노출 평가

서정욱*  · 최재원**  · 오유진**  · 홍영습****† 

*동아대학교 환경보건센터, **순천향대학교부속구미병원 환경보건센터,
***동아대학교 의과대학 예방의학교실

Biological Monitoring of Arsenic Concentrations According to Exposure to Arsenic-contaminated Ground Water

Jeong-Wook Seo*, Jae-Won Choi**, Yu-jin Oh**, and Young-Seoub Hong****†

**Environmental Health Center, Dong-A University*

***Environmental Health Center, Soonchunhyang University Hospital Gumi*

****Department of Preventive Medicine, College of Medicine, Dong-A University*

ABSTRACT

Objective: The main purpose of this study is to evaluate the environmental and biological exposure of local residents who consumed arsenic-contaminated drinking water for less than one year.

Methods: As a part of water quality inspections for small-scale water supply facilities, surveys were conducted of residents of two villages that exceeded the arsenic threshold for drinking water. The environmental impact survey consisted of surveys on water quality, soil, and crops in the surveyed area. Biological monitoring was performed by measuring the separation of arsenic species in urine and total arsenic in hair.

Results: In the results of biological monitoring, the concentrations of AsIII and AsV were 0.08 and 0.16 $\mu\text{g/L}$, respectively. MMA and DMA were 0.87 and 36.19 $\mu\text{g/L}$. There was no statistically significant difference between the group who drank arsenic-removed groundwater or water from the small-scale supply facility and the group who drank tap water, purified water, or commercial bottled water. Some of the water samples exceeded the arsenic threshold for drinking water. There were no samples in the soil or rice that exceeded the acceptable threshold.

Conclusion: In the case of short-term exposure to arsenic-contaminated drinking water for less than one year, there were no significant problems of concern from the evaluation of biological monitoring after arsenic was removed.

Key words: Arsenic, contaminated ground water, biological monitoring

I. 서 론

비소(Arsenic, As)는 준금속류(metalloid)로서 지구 상에서 20번째로 풍부한 물질이다. As는 화산폭발, 지각변동 등으로 자연 발생될 수 있고, 농업, 축산업, 중공업, 제련업, 광업 등 다양한 산업 과정에서

사용되어 공기, 물, 토양을 오염시킬 수 있다.¹⁾ 특히, US Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR)는 국가우선순위목록(National Priorities List, NPL)에서의 발생빈도(frequency), 독성(toxicity), 인체 노출 가능성(potential for human exposure)을 고려하여 관리가 필요한 유해물질우선순위목록(Priority

†Corresponding author: Department of Preventive Medicine, College of Medicine, Dong-A University, 32, Daesingongwon-ro, Seo-gu, Busan, Republic of Korea, Tel: +82-51-240-2888, Fax: +82-51-253-5729, E-mail: yshong@dau.ac.kr
Received: 10 August 2020, Revised: 26 August 2020, Accepted: 27 August 2020

List of Hazardous Substances, SPL)을 제시하였는데, As를 1순위로 분류하고 있다.²⁾

As는 환경 중 다양한 산화 상태(oxidation states) 및 무기(inorganic), 유기(organic) 형태로 존재할 수 있는 물질이며, 화학종(chemical species of arsenic, cAs)에 따라 건강영향을 유발할 수 있는 독성에 차이가 있는 것으로 알려져 있다. 대표적인 무기비소(inorganic arsenic, iAs)로 trivalent arsenite (AsIII)와 pentavalent arsenate (AsV)가 있으며, 유기비소(organic arsenic, oAs)는 monomethylarsinic acid (MMA)와 dimethylarsenic acid (DMA)가 대표적이다. 일반적으로 iAs가 oAs에 비해 100배, iAs 중 AsIII가 AsV에 비해 60배 더 높은 독성 수준을 보이는 것으로 알려져 있다.³⁾ 인체 내 흡수된 As는 메틸화(methylation) 과정을 거쳐 각종 대사산물로 변환되는데, AsV는 AsIII로, 대부분의 AsIII는 MMA를 경유하여 DMA로 대사된다.⁴⁾ 경구 섭취 및 흡입을 통해 노출될 수 있으며, 피부를 통한 흡수는 거의 없는 것으로 알려져 있다.³⁾ 대부분의 As 노출은 지하수에서 고농도의 As가 자연적으로 발생함으로써 유발되며, iAs의 주요 노출원으로 작용할 수 있다. 음식은 물을 제외할 경우, 일일 As 섭취의 주요 원인이다.⁵⁾ 경구 섭취된 As는 소화관에서의 흡수율이 90% 정도로 다른 유해금속에 비해 매우 높다.⁶⁾

As의 건강영향에 대해, 상대적으로 독성이 강한 iAs를 단기간 고농도로 섭취하게 될 경우, 위장관 증상(gastrointestinal symptoms), 심혈관계(cardiovascular system) 및 신경계(nervous system) 기능 이상(malfunction)을 유발할 수 있다. 음용수를 통해 장기간 노출될 경우 색소침착(pigmentation), 각화증(keratoses) 등과 같은 피부장애(dermatological disorders)와 말초혈관(peripheral blood vessel) 및 말초신경장애(peripheral nerve disorder)를 유발할 수 있으며, iAs는 발암물질로서 피부(skin), 방광(bladder), 폐(lung)의 종양발생(oncogenesis) 위험을 증가시킬 수 있는 것으로 알려져 있다.⁶⁾

최근 역학 연구에서 As의 농도가 10 µg/L 이하인 물을 장기간 섭취한 경우, 피부암을 포함한 다양한 건강영향을 보고한 바 있다.^{7,8)} US Environmental Protection Agency (EPA), US Food and Drug Administration (FDA)에서 식수의 총 비소(total arsenic, tAs) 농도 기준치를 50 µg/L에서 10 µg/L로

조정하였고,^{9,10)} 우리나라 역시 2008년 세계적 추세에 맞춰 기준치를 10 µg/L로 하향하였다.¹¹⁾

우리나라는 환경부(Korea ministry of environment, KMOE) ‘먹는물 수질기준 및 검사 등에 관한 규칙’에 따라 소규모급수시설의 경우 As를 포함한 특정 유해물질에 대해 매년 1회 이상 수질 검사를 실시하여야 함을 규정하고 있다.¹¹⁾ 해당 검사 결과 일개 지역에서 As 허용 기준인 10 µg/L를 초과한 오염된 식수를 섭취한 것으로 확인되었다(A 시설: 28 µg/L, B 시설: 12 µg/L). 이에 따라 지역 주민의 As 노출 평가의 필요성이 제기되었다. 당시 해당 지역 주민 대부분이 지하수 및 간이상수도를 식수로 음용하였고, 경구 섭취에 의한 노출이 우려되었다. 또한 전원 지역으로 오염된 수질을 농업용수로 사용하였기 때문에 오염된 농작물 섭취에 따른 노출 가능성을 배제할 수 없었다. 최근 국내 연구로 폐금속광산에 의해 주로 음용하는 식수원이 As에 오염되어 주변 지역 주민의 노출평가가 실시되었다.¹²⁾ 본 연구에서도 대상 지역의 반경 2 km 내 폐금속광산 존재 유무에 대해 조사하였고 1개소가 확인되었다. 그러나 현장 조사결과 폐금속광산으로부터 유출되는 오염물질은 확인되지 않았다.

본 연구는 As 오염된 식수를 1년 미만 단기간 섭취한 지역 주민에 대한 생물학적 노출평가를 주요 목적으로, 현재 조치 내용의 효과를 확인하고, 향후 노출 예방 및 관리 방안 마련의 근거 자료로서 제시하고자 한다.

II. 대상 및 방법

1. 연구 설계

우리나라 특정 지역의 소규모급수시설(간이상수도)의 수질 검사 결과, 2개 시설에서 As 허용 기준치가 초과된 것으로 나타났다. 이에 따라 해당 정수 시설을 사용하는 2개 마을 주민을 대상으로 As 노출 평가를 실시하였다. 조사 시점은 급수 중지로부터 10개월 이후 시점이며, 선택 편향(selection bias)을 최소화하기 위해 전수조사를 목표로 하였다. 모든 가구를 사전 방문하여 급수시설 내 As 노출에 대한 내용을 설명하였고, 최종적으로 참여에 동의한 지역 주민을 조사 대상으로 선정하였다. 환경영향평가는 조사 대상 지역의 수질, 토양, 농작물에 대한 조

사로 구성하였다. 수질은 직접적으로 주민에게 As 등 중금속의 노출경로가 될 수 있으며 사전 조사에서 오염도가 확인되었으므로 가장 정밀하게 조사하였다. 그리고 토양의 경우 흔히 수질이 오염된 지역에서 오염된 상태로 발견될 수 있으며 향후 주민들에게 As 등의 유해금속 오염원으로 작용할 수 있으므로 조사에 포함하였다. 농작물의 경우 오염된 토양 또는 농업용수에 의해 오염이 농축될 수 있으며 섭취하여 인체 노출될 수 있으므로 지역에서 생산되는 농작물 중 쌀을 조사대상에 포함시켜 환경영향조사를 실시하였다.

2. 표본 수집

조사 대상 2개 마을의 주민등록상 인구는 156가구 255명이었다. 전수조사를 목표로 하였고, 이 중 78명(30.6%)의 성인 대상자가 연구에 참여하였다. 생체 노출평가를 위해 설문 조사와 함께 요, 모발 시료를 채취하였다. 요 시료는 오염을 방지하기 위해 대상자에게 채뇨법을 숙지시킨 후 진행하였다. 일시뇨의 채취를 위해, 최초 체외 배출 요는 채취하지 않도록 하고 중간 요를 전용 컵(urine cup, Qorpak PLC-03701 Natural Polypropylene Jar with 58-400 White Polypropylene Unlined Cap 120 m, Bridgeville, PA, USA)을 사용하여 10 mL 이상 채취한 뒤, 분석을 위해 전용 용기(Conical tube, CELLTREAT 229412 Centrifuge Tube, 15 mL, Polypropylene, Pepperell, MA, USA)에 5 mL씩 분주하여 -80°C 냉동고에 보관하였다. 모발 시료는 후두부에서 모근까지 최대한 가깝게 채취하였으며, 6개월~1년 동안의 노출을 평가하기 위하여 모근으로부터 약 2~3 cm의 해당하는 부위에서 As 농도를 분석하였다.^{13,14)} 채취시 오염(염색, 파마 등) 여부를 확인하였고 채취된 모발 시료는 전용 용지에 포장 후 보관하였다. 생체 시료의 채취 및 이송, 보관 절차에 대해 국립환경과학원(Korea National Institute of Environmental Research, KNIER)의 표준 지침을 준수하였다.¹⁵⁾

환경영향평가를 위하여 물, 토양, 농작물 시료를 채취하였다. 물 시료는 2개 마을의 소규모급수시설, 지하수, 음용수, 농업용수, 가정 생활용수, 하천수 등에서 총 42개의 시료를 채취하였다. 토양 시료는 논과 밭 토양을 중점으로 총 51개의 시료를 채취하였고, 농작물은 2개 마을의 주 재배 작물인 쌀을 우선

적으로 총 34개를 채취하였다. 환경시료의 채취 및 이송 보관 절차는 각각의 공정시험기준을 준수하였다.^{16,17)}

3. 시료별 비소 분석

cAs 농도 분리 정량을 위해, 요 시료는 0.22 μm 필터로 불순물 제거 후 증류수에 적절한 양으로 희석하였다. Hamilton PRP X-100 column이 장착된 High performance liquid chromatography (HPLC, Agilent Technologies 1260, Santa Clara, CA, USA)와 Inductively Coupled Plasma-Mass Spectroscopy (ICP-MS, Agilent Technologies 7700 series, Santa Clara, CA, USA)가 결합된 장비를 이용하여 AsIII, AsV, MMA, DMA의 4개 cAs를 정량 분석하였다. 검량선(calibration curves)을 작성하였고 2개 표준물질(Standard Reference Material 2669, The National Institute of Standards and Technology, Gaithersburg, MD, USA; Certified Reference Material No. 18, National Institute for Environmental Studies, Onogawa, Tsukuba, Japan)을 이용하여 정확성을 확인하였다. 외부 질 보증 및 관리 부분으로 분석 연구소는 Friedrich-Alexander University에서 운영하는 German External Quality Assessment Scheme (G-EQUAS)의 Quality Assurance Program에서 인증을 받았다.¹⁸⁾

물 시료는 소량의 질산으로 혼합하여 ICP-MS (Elan DRC-e, Perkin Elmer, Waltham, MA, USA)을 이용해 tAs를 분석하였다. American Public Health Association (APHA)와 the American Water Works Association (AWWA), 그리고 Water Environment Federation (WEF) 공동의 표준 방법인 Part 3125와¹⁹⁾ EPA의 method 200.8을 참고하였다.²⁰⁾

토양 시료 중 tAs의 노출평가를 위해 EPA의 method 3051을 사용하였다.²¹⁾ 폴리에틸렌(polyethylene)으로 제작된 vat 위에 직사광선 없이 풍건시킨 후, 시료 0.5 g을 산 세척된 PTFE (PolyTetraFluoroEthylene, Teflon) 시험관에 넣고 질산 9.5 mL를 첨가하였다. PTFE 시험관을 극초단파 시스템(microwave system)에 설치하여 15분 동안 추출하였다. 추출된 용액을 1.0% 질산으로 희석하고 ICP atomic emission spectroscopy (Agilent Technologies 720 series, Santa Clara, CA, USA)을 이용해 분석하였다.

쌀의 경우 도정된 시료를 증류수로 세척하여 동결

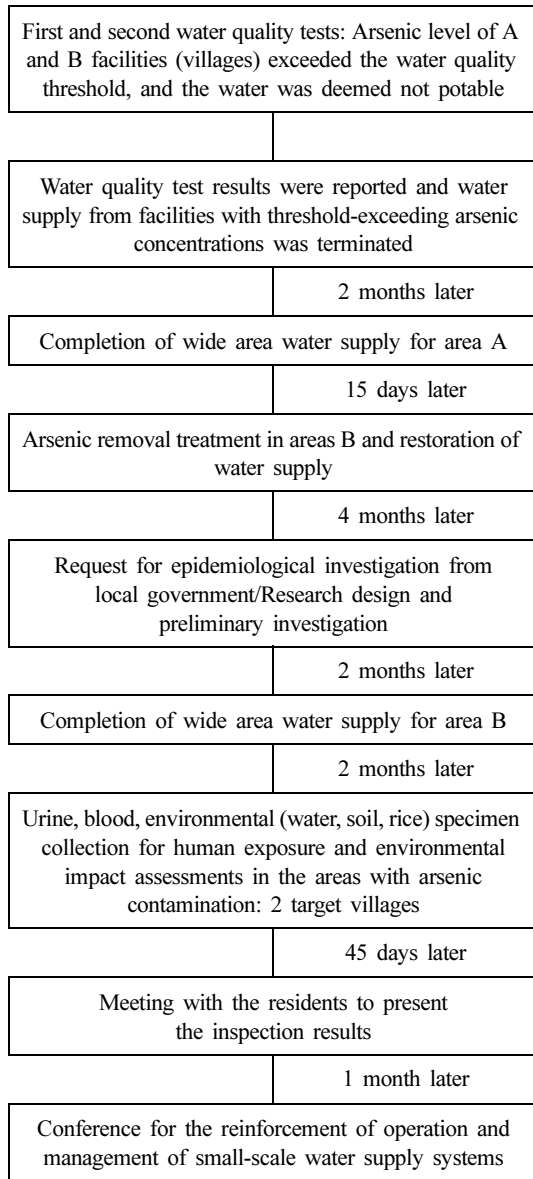


Fig. 1. Study flow

건조한 뒤 분석에 사용하였다. 건조된 시료는 분쇄하였고, 약 0.5 g을 극초단파 분해 장비(microwave digestion equipment)에서 질산 9.5 mL를 사용하여 분쇄하였다. 제조된 시료 용액을 물로 희석하고 ICP-MS로 tAs를 분석하였다.

4. 통계 분석

요 중 cAs 및 모발 As 농도는 치우친 분포로

(skewness>0), 기하평균(geometric mean, GM), 95% 신뢰구간(confidence interval, CI)을 제시하였다. 연령을 고려한 일반 인구집단과의 차이를 확인하였고, 특히 주로 음용하는 식수에 따른 cAs의 농도 수준을 비교하였다. 물, 토양, 쌀의 환경 시료에 대해서 As 검출 비율과 함께 산술평균(arithmetic mean, AM)을 제시하였다. 모든 검정은 유의수준 5% 하에서 실시하였다. 통계 분석은 SAS (Version 9.4, SAS Institute, Cary, NC, USA)를 이용하였다.

5. 연구윤리 규정

모든 대상자에게 연구의 목적과 과정을 전달한 후, 요, 모발 시료 채취에 대한 동의서를 받았으며 분석 결과를 대상자에게 개별 제공하였다. 본 연구는 동아대학교병원 연구윤리심의위원회(Dong-A University Hospital Institutional Review Board, IRB)의 승인을 받았다(IRB No. 13-010).

III. 결 과

1. 요, 모발 중 비소 농도 분포

As 오염된 2개 마을 대상자의 요, 모발 중 cAs 농도 분포는 Table 1과 같다.

A, B 2개 마을에서 각 39명씩 전체 78명에 대한 요 중 AsIII의 GM (95% CI)는 0.08 (0.06-0.11) µg/L, AsV는 0.16 (0.12-0.21) µg/L로 나타났다. AsIII의 경우 대상자의 75% 이상이 검출한계(Limit of detection, LOD) 미만이었고 AsV는 50% 이상이 LOD 미만이었다. 고농도 노출의 추정치로 95분위수를 살펴볼 때, As는 4.82 µg/L로 AsV 2.16 µg/L에 비해 높은 수준이었고, 2개 iAs의 합에 있어서 5.79 µg/L로 나타났다. oAs인 MMA는 0.87 (0.53-1.43) µg/L, DMA는 36.19 (27.82-47.08) µg/L로 확인되었다. MMA에 대해 대상자의 25% 이상이 LOD 미만의 값을 가졌고, 95백분위수는 8.31 µg/L로 나타났다. 모발 중 As는 0.15 (0.03-0.87) ppm이었고 최대값이 0.87 ppm로 1 ppm을 초과하는 대상자는 발견되지 않았다. A와 B 마을은 유사한 농도 분포를 보였다.

2. 주로 음용하는 식수에 따른 요, 모발 중 비소 농도 비교

주로 음용하는 식수에 따른 As의 농도 수준을 비

Table 1. Distribution of arsenic concentration in urine and hair

| Group | Arsenic species in urine and hair | Mean±std | GM (95% CI) | Median (range) | P25 | P75 | P90 | P95 | | |
|--------------------|-----------------------------------|--------------|---------------------|---------------------|---------------------|------------------|--------|--------|--------|------|
| Total (n=78) | Inorganic As | AsIII | 0.47±1.36 | 0.08 (0.06-0.11) | <LOD (<LOD-6.86) | <LOD | <LOD | 1.64 | 4.82 | |
| | | AsV | 0.42±0.70 | 0.16 (0.12-0.21) | <LOD (<LOD-3.22) | <LOD | 0.24 | 1.58 | 2.16 | |
| | | Subtotal | 0.90±1.74 | 0.30 (0.22-0.40) | <LOD (<LOD-8.47) | <LOD | 1.08 | 2.47 | 5.79 | |
| | Organic As | MMA | 3.13±4.03 | 0.87 (0.53-1.43) | 2.80 (<LOD-29.80) | <LOD | 4.11 | 7.58 | 8.31 | |
| | | DMA | 50.59±39.51 | 36.19 (27.82-47.08) | 39.41 (<LOD-204.52) | 26.94 | 58.16 | 105.99 | 145.93 | |
| | | Subtotal | 53.72±41.70 | 39.26 (31.04-49.67) | 42.90 (<LOD-234.32) | 29.79 | 62.59 | 108.70 | 153.53 | |
| | AsIII+AsV +MMA+DMA | | 54.62±42.16 | 40.74 (32.98-50.33) | 43.89 (0.18-242.36) | 29.93 | 64.22 | 108.83 | 156.70 | |
| | Hair (ppm) | | 0.20±0.15 | 0.16 (0.13-0.18) | 0.15 (0.03-0.87) | 0.10 | 0.25 | 0.41 | 0.47 | |
| | A village (n=39) | Inorganic As | AsIII | 0.43±1.39 | 0.07 (0.05-0.11) | <LOD (<LOD-6.86) | <LOD | <LOD | 0.05 | 4.93 |
| | | | AsV | 0.45±0.68 | 0.17 (0.11-0.26) | <LOD (<LOD-2.42) | <LOD | 1.03 | 1.62 | 2.16 |
| Subtotal | | | 0.88±1.71 | 0.29 (0.19-0.45) | <LOD (<LOD-8.47) | <LOD | 1.14 | 2.47 | 5.96 | |
| Organic As | | MMA | 3.11±2.49 | 1.37 (0.74-2.53) | 2.90 (<LOD-11.22) | 1.48 | 3.97 | 6.60 | 7.88 | |
| | | DMA | 48.97±34.80 | 38.34 (30.02-48.97) | 39.31 (4.06-150.26) | 29.32 | 57.19 | 105.99 | 145.93 | |
| | | Subtotal | 52.08±35.80 | 41.02 (32.10-52.44) | 42.94 (4.10-157.15) | 32.39 | 59.89 | 108.70 | 153.53 | |
| AsIII+AsV +MMA+DMA | | 52.96±35.83 | 42.04 (33.02-53.51) | 43.19 (4.24-157.28) | 32.90 | 60.02 | 108.83 | 156.70 | | |
| Hair (ppm) | | 0.19±0.15 | 0.16 (0.13-0.19) | 0.14 (0.04-0.87) | 0.10 | 0.25 | 0.35 | 0.45 | | |
| B village (n=39) | | Inorganic As | AsIII | 0.52±1.34 | 0.09 (0.05-0.14) | <LOD (<LOD-5.56) | <LOD | <LOD | 3.19 | 4.82 |
| | | | AsV | 0.39±0.73 | 0.15 (0.11-0.23) | <LOD (<LOD-3.22) | <LOD | 0.24 | 1.55 | 2.43 |
| | Subtotal | | 0.91±1.79 | 0.30 (0.20-0.46) | <LOD (<LOD-8.04) | <LOD | 0.52 | 3.27 | 5.79 | |
| | Organic As | MMA | 3.15±5.17 | 0.55 (0.25-1.20) | 1.98 (<LOD-29.80) | <LOD | 4.28 | 7.63 | 10.52 | |
| | | DMA | 52.20±44.12 | 34.16 (21.16-55.15) | 39.51 (0.01-204.52) | 25.04 | 62.24 | 124.42 | 191.71 | |
| | | Subtotal | 55.35±47.29 | 37.58 (24.85-56.83) | 42.87 (0.05-234.32) | 28.90 | 63.80 | 127.98 | 195.86 | |
| | AsIII+AsV +MMA+DMA | | 56.27±48.09 | 39.49 (27.58-56.53) | 44.59 (0.18-242.36) | 29.04 | 65.40 | 128.12 | 196.95 | |
| | Hair (ppm) | | 0.20±0.15 | 0.15 (0.12-0.19) | 0.16 (0.03-0.76) | 0.10 | 0.25 | 0.46 | 0.47 | |

LOD: limit of detection; Substitute value of LOD/2 for all of them; LOD of species arsenic AsIII=0.100, AsV=0.164, MMA=0.078, DMA=0.022

Table 2. Comparison of arsenic concentrations according to source of drinking water

| Group: period | Arsenic species in urine and hair | Drinking water; GM (95% CI) | | p-value | | |
|--|--|-------------------------------|--|--------------------|--------------------|-------|
| | | Ground Water/ tubular well | Tab Water/ water purification/ mineral water | | | |
| Total subjects: before first and second water quality tests | n(%) (missing n=45) | 41(95.3) | 2(4.7) | | | |
| | Urine ($\mu\text{g/L}$) | Inorganic As | AsIII | 0.07(0.05-0.10) | <LOD | - |
| | | | AsV | 0.16(0.11-0.23) | <LOD | - |
| | | | Subtotal | 0.27(0.18-0.40) | <LOD | - |
| | Urine ($\mu\text{g/L}$) | Organic As | MMA | 0.89(0.45-1.75) | 2.98(-) | - |
| | | | DMA | 40.61(32.19-51.24) | 86.04(-) | - |
| | | | Subtotal | 43.08(34.19-54.28) | 89.29(-) | - |
| | AsIII+AsV+MMA+DMA | | 43.91(34.91-55.23) | 89.43(-) | - | |
| | Hair (ppm) | | 0.15(0.12-0.17) | 0.03(-) | - | |
| | village B: after Arsenic removal equipment installation ~before set up water supply | n(%) (missing n=1) | 24(63.2) | 14(36.8) | | |
| Urine ($\mu\text{g/L}$) | | Inorganic As | AsIII | 0.10(0.05-0.19) | 0.07(0.03-0.14) | 0.485 |
| | | | AsV | 0.12(0.08-0.19) | 0.19(0.10-0.38) | 0.262 |
| | | | Subtotal | 0.26(0.15-0.45) | 0.34(0.16-0.71) | 0.514 |
| Urine ($\mu\text{g/L}$) | | Organic As | MMA | 0.61(0.22-1.70) | 0.38(0.10-1.52) | 0.580 |
| | | | DMA | 30.39(14.19-65.09) | 40.31(26.22-61.97) | 0.505 |
| | | | Subtotal | 34.37(17.98-65.69) | 42.17(27.57-64.52) | 0.584 |
| AsIII+AsV+MMA+DMA | | 36.75(21.19-63.74) | 43.08(28.24-65.74) | 0.633 | | |
| Hair (ppm) | | 0.17(0.13-0.22) | 0.14(0.08-0.23) | 0.432 | | |
| village A: after set up water supply | | n(%) (missing n=1) | 9(23.7) | 29(76.3) | | |
| | Urine ($\mu\text{g/L}$) | Inorganic As | AsIII | <LOD | 0.08(0.05-0.14) | 0.084 |
| | | | AsV | 0.12(0.05-0.25) | 0.20(0.12-0.34) | 0.270 |
| | | | Subtotal | 0.18(0.09-0.34) | 0.35(0.20-0.60) | 0.181 |
| | Urine ($\mu\text{g/L}$) | Organic As | MMA | 1.84(0.57-5.97) | 1.41(0.68-2.93) | 0.710 |
| | | | DMA | 41.28(21.38-79.69) | 38.52(29.13-50.93) | 0.813 |
| | | | Subtotal | 44.15(22.99-84.77) | 41.31(31.21-54.69) | 0.821 |
| | AsIII+AsV+MMA+DMA | | 45.13(24.23-84.06) | 42.39(32.09-55.99) | 0.828 | |
| | Hair (ppm) | | 0.19(0.10-0.34) | 0.15(0.12-0.18) | 0.335 | |

LOD: limit of detection; Substitute value of LOD/2 for all of them; LOD of species arsenic AsIII=0.100, AsV=0.164, MMA=0.078, DMA=0.022

교한 결과는 Table 2와 같다.

본 연구의 실제적인 역학조사는, As의 수질기준이 초과된 급수 시설의 공급 중지 이후 10개월이 경과한 시점에서 수행되었다. 즉, 제시된 요, 모밭 중 비소 농도는 노출 오염원에 대한 중재(급수 중지 후 상수도, 정수 시설 설치) 조치 10개월 후의 결과이다. 이에 급수 중지 이전 주로 음용한 식수에 대해서는 후향적으로 조사되었다. 그 결과 상수도, 정수한 물, 시판용 생수(이하 상수도)를 주로 음용한 4.7%

(2명)을 제외하고 모든 대상자들이 지역 내 지하수 또는 간이상수도(이하 지하수)를 직접 음용하고 있었다. A 마을의 경우 수질검사 결과 As의 농도가 28 $\mu\text{g/L}$ 로, 우선하여 광역 상수도 설치가 진행되었고 급수 중지 후 약 2개월이 경과한 시점에 보급이 완료되었다. 약 8개월 동안 주로 음용한 식수에 따라, 본 연구 조사 시점에서의 생체 시료 내 As 농도를 비교한 결과, 상수도가 보급되었음에도 지하수를 음용한 경우가 23.7% (9명)이었고, AsIII, AsV가

Table 3. Comparison of arsenic concentrations with the general population

| Arsenic species in urine | Group; GM(95% CI) | | p-value | | |
|--------------------------|---------------------|---------------------------|--------------------|--------------------|-------|
| | Study (n=78) (µg/L) | KNHANES (n=146) (µg/g cr) | | | |
| Crude | Inorganic As | AsIII | 0.08(0.06-0.11) | 0.21(0.16-0.28) | <.001 |
| | | AsV | 0.16(0.12-0.21) | 0.59(0.49-0.72) | <.001 |
| | | Subtotal | 0.30(0.22-0.40) | 1.07(0.86-1.34) | <.001 |
| | OrganicAs | MMA | 0.87(0.53-1.43) | 0.65(0.51-0.83) | 0.299 |
| | | DMA | 36.19(27.82-47.08) | 16.97(11.06-26.06) | 0.016 |
| | | Subtotal | 39.26(31.04-49.67) | 25.02(18.31-34.20) | 0.055 |
| | AsIII+AsV+MMA+DMA | 40.74(32.98-50.33) | 30.17(23.07-39.45) | 0.138 | |
| Adjusted | Inorganic As | AsIII | 0.08(0.05-0.12) | 0.20(0.15-0.27) | <.001 |
| | | AsV | 0.16(0.12-0.22) | 0.59(0.48-0.73) | <.001 |
| | | Subtotal | 0.30(0.22-0.41) | 1.04(0.82-1.31) | <.001 |
| | Organic As | MMA | 0.88(0.58-1.35) | 0.62(0.45-0.85) | 0.209 |
| | | DMA | 35.78(21.06-60.80) | 17.43(11.69-25.97) | 0.044 |
| | | Subtotal | 38.17(25.69-56.69) | 26.08(19.36-35.12) | 0.151 |
| | AsIII+AsV+MMA+DMA | 39.98(28.39-56.30) | 30.95(23.92-40.04) | 0.265 | |

KNHANES: Korea National Health and Nutrition Examination Survey, 2008~2009
Adjusted for sex, age

각각 LOD 미만, 0.12 (0.05-0.25) µg/L로 나타났다. 상수도를 음용한 경우의 AsIII 0.08 (0.05-0.14) µg/L, AsV 0.20 (0.12-0.34) µg/L와 비교해 상대적으로 낮은 수준이었고 통계적으로 유의한 차이는 없었다 (p>0.05). 반면, As의 장기 노출의 지표로 알려져 있는 모발 중 As는 지하수 0.19 (0.10-0.34) µg/L로 상수도 0.15 (0.12-0.18) µg/L에 비해 다소 높았으나 마찬가지로 통계적으로 유의하다고 할 충분한 근거는 없었다(p=0.335). B 마을의 경우 식수의 As 기준치 초과로 인한 급수 중지 후 As 정수 설비를 설치하였고, 약 8개월 동안 정수된 물이 공급 운용되었으며, 그 후 광역 상수도가 설치된 이력을 가진다. 본 연구 조사가 실시된 것은 상수도 보급 후 약 2개월이 경과한 시점으로, 해당 시점의 생체 시료 내 As 농도를 과거 정수 설비에 의한 물이 공급되었던 8개월 동안의 주로 음용한 식수에 따라 평가하였다. AsIII는 지하수를 음용한 경우 0.10 (0.05-0.19) µg/L로 상수도 0.07 (0.03-0.14) µg/L에 비해 다소 높았으나 통계적으로 유의성은 없었고, AsV는 반대로 상수도 음용이 0.19 (0.10-0.38) µg/L로, 지하수 0.12 (0.08-0.19) µg/L와 비교해 상대적으로 높았으나 동일하게 유의성은 없었다(p>0.05). 모발 중 As는 지

하수 음용이 0.17 (0.13-0.22) µg/L이었고 상수도 0.14 (0.08-0.23) µg/L와 비교해 통계적으로 유의한 차이는 없는 것으로 확인되었다(p=0.432).

3. 일반 인구집단과의 요 중 비소 노출 수준 비교

As 오염된 급수시설 이용에 따라 1년 미만의 단기 저농도 노출된 그 후 약 10개월 동안은 As 오염원과 분리되어 비노출된 집단과 일반 인구집단의 As 노출 수준을 비교한 결과는 Table 3과 같다.

일반 인구집단의 대푯값 추정을 위한 자료로 국가 바이오모니터링(biomonitoring) 중 하나인 국민건강영양조사(Korea National Health and Nutrition Examination Survey 2008, 2009, KNHANES)를 이용하였다. 본 연구 대상자의 연령 분포에 따라 50대 이상 147명의 자료만을 추출하여 활용하였다. 요 중 cAs의 비교에서, 특히 iAs의 경우 KNAHENS의 AsIII가 0.21 (0.16-0.28) µg/g cr, AsV 0.59 (0.49-0.72) µg/g cr로 크레아티닌 보정 무유의 차이는 있으나 본 연구의 0.08 (0.06-0.11) µg/L, 0.16 (0.12-0.21) µg/L와 상당 수준의 차이가 확인되었고, 통계적으로 유의하였다(p<0.001). oAs는 이와는 반대로 본 연구가 KNHANES에 비해 상대적으로 높았다. 구체적으로

Table 4. Arsenic concentration in the water, soil and rice crop samples collected from the studied area

| Arsenic | Environment sample | | |
|-----------------------|--------------------------|--------------|---------------------|
| | Water (n=42) | Soil (n=51) | Rice (n=34) |
| Environmental limit | Drinking water 0.01 mg/L | 25 mg/kg | Inorganic 0.2 mg/kg |
| Detection n(%) | 14(33.3) | 51(100.0) | 21(61.8) |
| Exceeding limit n(%) | 5(11.9) | 0(0.0) | 0(0.0) |
| Mean±std of detection | 0.009±0.005 | 12.335±6.568 | 0.040±0.036 |

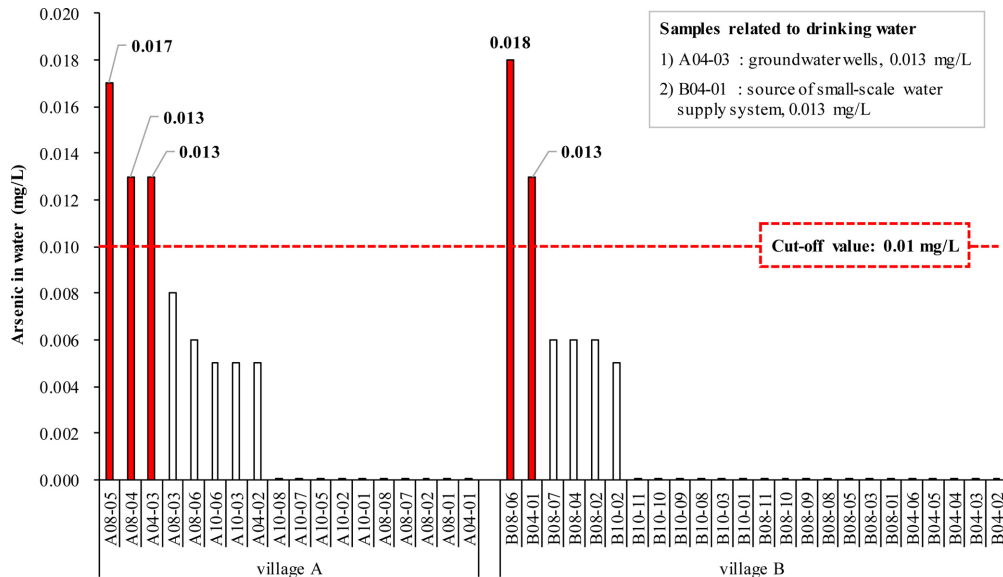


Fig. 2. Arsenic concentration in the water samples collected from the villages

본 연구 MMA가 0.87 (0.53-1.43) µg/L, DMA 36.19 (27.82-47.08) µg/g cr 이었고 KNHANES는 0.65 (0.51-0.83) µg/g cr, 16.97 (11.06-26.06) µg/g cr로 나타났다. 특히 DMA는 통계적으로 유의한 차이가 있었다 (p=0.016). 그리고 성 연령을 보정한 요 중 cAs는 비보정 추정치와 동일한 경향성을 보였다.

4. 환경 시료 중 비소 농도 확인

2개 마을에 대해 물, 토양, 쌀의 환경 시료를 채취하였고 As 농도를 확인한 결과는 Table 4, Fig. 2와 같다.

물은 소규모급수시설의 수원 및 지하수를 중심으로 한 농업용수, 생활용수, 하천수 등 총 42개 시료 중 33.3% (14개)에서 As가 검출되었다. 그 외 시료는 LOD 미만이었다. 특히, As 검출 시료 중 11.9% (5개)가 기준치인 0.01 mg/L를 초과하였다. 이 중 각

마을의 지하수 관정과 간이상수도의 수원이 포함되어 있었다. 토양의 경우 작물이 재배되고 있는 논과 밭을 중심으로 총 51개 시료를 채취하였다. 모든 토양 시료에서 As가 검출되었으나 기준치 25 mg/kg을 초과하는 시료는 없었다. 농작물 중 쌀은 총 34개 시료를 채취하였고 이 중 61.8% (21개)에서 As가 검출되었다. 쌀의 기준치는 iAs 0.2 mg/kg로 제시되는데, 본 연구에서는 tAs를 분석하였고 0.2 mg/kg을 초과하는 시료는 없는 것으로 나타났다.

IV. 고 찰

본 연구는 As 오염된 식수에 노출된 지역 주민을 대상으로 오염원 제거 후의 환경 및 생체 노출평가를 목적으로 하였다.

As의 인체 노출은 경구 섭취에 의해 주로 발생하

며, 특히 오염된 물이 주요 원인인 것으로 알려져 있다.²²⁾ 우리나라의 경우 소규모급수시설의 수원으로서 지하수를 이용하는 지역이 다수 존재하는데, 지하수에 As의 농도가 높게 나타나는 자연적 원인은 광화작용(mineralization), 암석의 풍화 및 지화학적 변화에 의한 용해 등이며, 광화작용이 가장 큰 영향을 미치는 것으로 알려져 있다.²³⁾ 국외의 노출 사례로, 인도 서부 벵갈(Bengal) 지역 및 방글라데시, 대만 등 일부 지역에서는 지하에 As가 고농도로 존재하며, 지하수를 주로 음용한 지역 주민에게 만성적인 As 중독이 보고되었다.²⁴⁾ 본 연구의 2개 마을을 포함하는 지역 일대는 화강암(granite)으로 구성되어, 광화작용으로 인한 인근의 퇴적암(sedimentary rock)이나 안산암(Andesite)에 금속성분이 응집될 가능성이 충분히 있을 것으로 판단하였다. 그에 따라 환경평가를 위한 물 시료 중 일부 지하수에서 As 먹는물 기준치를 초과하였지만 초과 농도가 우려할 수준은 아닌 것으로 보이며, 현재 광역 상수도가 공급되고 있어 오염된 지하수 직접 섭취에 따른 노출 우려는 없을 것으로 판단하였다. 논과 밭의 토양 시료에서 기준치인 25 mg/kg을 초과하는 경우는 없었고 측정된 최대값은 22.69 mg/kg이었다. 전체적인 토양 시료의 As 수준이 높지 않았기 때문에 토양 오염에 대한 문제는 없는 것으로 추론하였으며, 특히 본 연구에서 평가한 쌀의 경우도 기준치를 초과한 시료는 없었다. 다만 우리나라 농산물 중 쌀의 유해금속 기준은 납, 카드뮴, iAs에 대해서만 존재하므로,²⁵⁾ 본 연구에서 평가한 tAs와 직접 비교에는 한계가 있다. 그러나 tAs는 iAs를 포함하므로 본 연구의 tAs 농도가 기준치 0.2 mg/kg 미만일 경우 iAs 역시 기준치를 만족하는 것으로 추정할 수 있다.

As 오염된 물의 섭취는 iAs의 주요 노출원으로 작용할 수 있는데, 특히 AsIII, AsV는 소화기관을 통해 빠르게 흡수되며 흡수율 또한 높다. 흡수된 iAs는 적혈구와 결합되어 간, 신장, 근육, 뼈, 모발, 피부, 손발톱 등에 침착될 수 있다.⁶⁾ 배출 경로는 주로 소변에 의한 배설이며, 그 밖에 대변, 모발, 손발톱, 피부, 땀 등으로도 배출된다. iAs의 경우 대부분은 며칠 내로 배출되나 일부는 수개월 또는 그 이상 잔존할 수 있다. oAs에 노출될 경우 마찬가지로 수일 내 배출된다.²⁶⁾ 요는 최근 2~3일 정도의 As 노출량을 반영하는 지표로 가장 일반적이며, 혈액은 매

우 최근의 노출과 고농도 급성 중독의 지표로 유용하나 저농도 노출 지표로는 부적절하다. 모발은 6개월~1년의 노출을 반영하는 지표로 유용성이 인정된다.²⁷⁾ 본 연구 수행 시 오염원 제거로부터 10개월이 경과한 시점에 노출 평가가 실시되는 특성을 고려하여 요 중 cAs와 함께 비교적 장기 노출의 평가 지표인 모발 중 tAs를 평가하였다. 주로 음용하는 식수에 따른 생체 시료 중 As를 비교하였을 때, 수질 검사 결과에 따른 급수 중지 이전까지 오염되지 않은 식수를 음용한 대상자가 4.7% (2명)에 불과하여 중심 위치 추정 및 비교 검정에 한계가 있었다. 조사 대상 2개 마을 중 A는 조사 시점으로부터 8개월 이전에 광역 상수도가 보급되었음에도 As의 먹는물 기준치를 초과하지 않은 지하수(약수)를 주로 음용하는 경우가 23.7%이었다. 상수도, 정수한 물, 시판용 생수를 음용하는 집단과 요 중 cAs와 모발 중 As 농도를 비교한 결과 통계적으로 유의한 차이는 없었다. 즉, 1년 미만의 기간 동안 As 오염된 식수에 노출되었지만 그 후 10개월 동안 As 먹는물 기준을 만족하는 지하수, 상수도 등을 섭취하였거나, 또는 어떠한 식수를 음용하더라도 생체 시료 중 As 농도에 큰 차이는 없는 것으로 해석된다. B 마을은 광역 상수도 보급 이전까지 As 정수 시설을 설치하여 정수된 물이 공급되었다는 점에서 A 마을과 차이가 있다. 그러나 A 마을과 마찬가지로 주로 음용하는 식수에 따라 통계적으로 유의한 차이는 없었고, A 마을과 유사한 수준의 농도 분포를 보였다. 본 연구와 유사한 사례로서, Chang 등(2019)¹²⁾은 폐금속 광산에 의해 소규모수도시설의 식수원이 As에 오염된 지역의 추적 조사를 실시하였다. 1차 조사에서 고농도 노출 대상자 14명의 AsIII와 AsV 합은 23.13 µg/L이었으나, 상수도가 설치된 후 약 1년이 경과한 시점의 2차 조사에서 1.70 µg/L로 감소한 것을 확인하였다.¹²⁾ 이러한 결과는 본 연구의 As 노출 중재로부터 10개월 경과한 시점의 농도 수준이 감소할 수 있었음을 추론하게 한다.

본 연구 집단의 노출 수준을 우리나라 일반 인구집단과 비교, 평가하기 위해 KNHANES 자료를 이용하였고, 성, 연령 분포를 보정한 추정치 비교에서 주의할만한 차이는 발견되지 않았다. 특징적으로 iAs의 경우는 일반 인구집단의 추정치가 통계적으로 유의하게 높았다. 국외 US NHANES (National Health

and Nutrition Examination Survey 2015, 2016)와 비교할 때, 요 중 cAs 모두 본 연구 집단이 상대적으로 높은 것으로 확인되었다(50세 이상 흡연자, AsIII: <LOD, AsV: <LOD, MMA: <LOD, DMA: 3.22 µg/L).²⁸⁾

As 인체 노출 평가를 위한 요 중 cAs에서, 보편적으로 요 중 iAs 대사산물(metabolites)의 정의로써 AsIII, AsV, MMA, DMA 4개 cAs의 합 농도를 이용한다. 이에 대해 다수 유럽 국가의 일반 인구집단에서는 10 µg/L 이하의 노출 수준을 제시하였고,²⁹⁻³¹⁾ 미국은 아동 대상 연구에서 10 µg/L 이하의 iAs 대사산물 농도를 보고한 바 있다.^{32,33)} 그러나 우리나라의 경우 해산물 섭취의 빈도가 높은 지리적 특성으로 DMA가 매우 높은 수준을 보인다. DMA는 특정 해조류와 조개류에 포함될 수 있으며, 이를 섭취함으로써 요 중 DMA 농도가 증가할 수 있는 것으로 알려져 있다.^{34,35)} 따라서 우리나라 사람들의 iAs 대사산물 농도는 상대적으로 높은 경향성을 보이게 된다. 최근 KNIER에서는 환경보건 취약지역에 대한 역학조사에서 cAs 노출 평가 시 유해비소(hazardous arsenic species, hAs)를 독성 수준을 고려하여 AsIII, AsV, MMA 3개 cAs의 합 농도로 정의하였고 참고치를 10 µg/L로 하였다.³⁶⁾ 해당 참고치에 대해, 본 연구 8.9% (7명)와 비교해 KNHANES는 15.0% (22명)로 상대적으로 초과자의 비율이 더 높았는데, AsIII 농도가 10 µg/L 이상인 경우도 발견되었다(22.7%, 5명). 모발 중 As 농도의 정상 참고치는 1 ppm 또는 그 이하로 제안되는데³⁷⁾ 초과자는 없었다. 본 연구에서 As 생체 노출의 종합적 평가로, 오염원 제거로부터 10개월이 경과된 시점의 cAs 농도는 주로 음용하는 식수에 따라 차이는 없으며, 일반 인구집단과 비교에서도 안정적인 수준이라 볼 수 있다.

본 연구는 기준치 이상의 As 오염이 확인된 식수에 노출된 지역 주민을 대상으로 역학조사를 수행하였고, 환경 및 생체 노출평가를 실시함으로써 일련의 성과물을 효과적인 위해도 소통의 도구로 활용할 수 있었다는 점에서 큰 의미가 있다. 그러나 본 연구의 실제적인 역학조사가 As 오염 확인 후 10개월이 경과된 시점에 수행되었고, 이는 연구 설계 관점에서 한계점으로 지적될 수 있다. 이러한 문제는 해당 지방자치단체의 환경보건·역학 전문가의 부재 및 정부 유관기관 접근성의 한계에 따른 것으로 향후

극복되어야 할 부분이다. 그럼에도 불구하고, 현재에도 다양한 환경보건 문제들이 새롭게 대두되고 지역 내 갈등이 심화되고 있는 시점에서 지방자치단체, 지역 주민, 연구 집단이 공통의 목적을 위해 유기적 협의체를 구성하여 유의미한 역학조사 사례를 생성했다는 것은 괄목할 성과로 판단한다.

V. 결 론

As 오염된 식수에 노출된 지역 주민을 대상으로 오염원 제거 후의 환경 및 생체 노출평가를 실시하였다. 환경 시료 중 물의 경우 일부 먹는 기준치를 초과하였으나 노출 위험성을 제거한 상태이며, 토양 및 쌀의 경우 기준치를 초과하는 시료는 없었다. 요 중 cAs, 모발 중 tAs는 일반 인구집단과 비교해 상대적으로 높지 않은 농도 수준을 보였고, 주로 음용하는 식수에 따른 농도 수준에 유의한 차이는 없었다. 결론적으로 소규모급수시설의 수질검사 결과 As 기준치를 다소 초과한 물을 1년 미만 음용한 경우, 오염원 제거 후 10개월 경과 시점의 생체 노출 평가에서 우려되는 문제점은 발견되지 않았다.

감사의 글

본 연구는 환경부 지정 동아대학교 환경보건센터 및 순천향대학교부속구미병원 환경보건센터의 지원으로 수행되었다.

References

1. Lee BW, Lee BC, Kim PJ, Yoon HJ. Ecological Risk Assessment of Lead and Arsenic by Environmental Media. *Journal of Environmental Health Sciences*. 2020; 46(1): 1-10.
2. US Agency for Toxic Substances and Disease Registry. ATSDR's Substance Priority List. Available: <https://www.atsdr.cdc.gov/SPL/#2019spl> [Accessed 29 July 2020].
3. World Health Organization. Arsenic-Environmental Health Criteria 18. Available: <http://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/29304> [Accessed 20 June 2020].
4. Hakala E, Pyy L. Assessment of exposure to inorganic arsenic by determining the arsenic species excreted in urine. *Toxicology Letters*. 1995; 77(1-3):

- 249-258.
5. World Health Organization. Arsenic and arsenic compounds. Environmental Health Criteria 224. Available: https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/42366/WHO_EHC_224.pdf;jsessionid=07A86EFA4FA12B4B3924378A990EAF72?sequence=1 [Accessed 3 July 2020].
 6. US Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological Profile for Arsenic. Available: <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp2.pdf> [Accessed 29 July 2020].
 7. Ahsan H, Perrin M, Rahman A, Parvez F, Stute M, Zheng Y, et al. Associations between drinking water and urinary arsenic levels and skin lesions in Bangladesh. *Journal of Occupational and Environmental Medicine*. 2000; 42(12): 1195-1201.
 8. Knobeloch LM, Zierold KM, Anderson HA. Association of arsenic-contaminated drinking-water with prevalence of skin cancer in Wisconsin's Fox River Valley. *Journal of Health, Population and Nutrition*. 2006: 206-213.
 9. US Environmental Protection Agency. 2018 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories. Available: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2018-03/documents/dwtable2018.pdf> [Accessed 29 July 2020].
 10. US Food Drug Administration. Federal Register Volume 70, Issue 110-Beverages: Bottled Water. Available: <https://www.govinfo.gov/content/pkg/FR-2005-06-09/pdf/05-11406.pdf> [Accessed 29 July 2020].
 11. Korea Ministry of Environment. Drinking Water Management Act. Available: <http://www.law.go.kr/LSW//lsInfoP.do?lsiSeq=82939&ancYd=20080204&ancNo=00276&efYd=20080204&nwJoYnInfo=N&efGubun=Y&chrClsCd=010202&ancYnChk=0#AJAX> [Accessed 29 July 2020].
 12. Chang JY, Ahn SC, Lee JS, Kim J-Y, Jung A-R, Park J, et al. Exposure assessment for the abandoned metal mine area contaminated by arsenic. *Environmental Geochemistry and Health*. 2019; 41(6): 2443-2458.
 13. Bencze K. What contribution can be made to biological monitoring by hair analysis? *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*. 1990; 337(8): 867-876.
 14. DiPietro ES, Phillips DL, Paschal DC, Neese JW. Determination of trace elements in human hair. *Biological Trace Element Research*. 1989; 22(1): 83.
 15. Korea National Institute of Environmental Research. KNEHS's Guide to Biological Sample Management (Revised). Available: <https://ecolibrary.me.go.kr/nier/#/search/detail/5683878> [Accessed 31 July 2020].
 16. Korea National Institute of Environmental Research. Korea Standard Analytic Methods for Soil. Available: <http://www.law.go.kr/admRulInfoP.do?admRulSeq=210000093708> [Accessed 31 July 2020].
 17. Korea National Institute of Environmental Research. Korea Standard Analytic Methods for Water. Available: <http://www.law.go.kr/LSW//admRulLsInfoP.do?chrClsCd=&admRulSeq=2100000190511> [Accessed 31 July 2020].
 18. Chung JY, Lim HJ, Kim YJ, Song KH, Kim BG, Hong YS. The separation of arsenic metabolites in urine by high performance liquid chromatography-inductively coupled plasma-mass spectrometry. *Environmental health and toxicology*. 2014; 29: 1-9.
 19. US American Public Health Association, US American Water Works Association, US Water Environment Federation. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington, DC, USA: 2005.
 20. US Environmental Protection Agency. Method 200.8, Revision 5.4: Determination of Trace Elements in Waters and Wastes by Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry. Available: <https://www.epa.gov/esam/epa-method-2008-determination-trace-elements-waters-and-wastes-inductively-coupled-plasma-mass> [Accessed 29 July 2020].
 21. US Environmental Protection Agency. Method 3051: Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. Available: <https://www.jonesenv.com/PDF/3051a.pdf> [Accessed 29 July 2020].
 22. Korea National Institute of Food and Drug Safety Evaluation. Risk Assessment of Arsenic. Available: http://www.nifds.go.kr/brd/m_271/view.do?seq=10141&srchFr=&srchTo=&srchWord=&srchTp=&itm_seq_1=0&itm_seq_2=0&multi_itm_seq=0&company_cd=&company_nm=&page=4 [Accessed 02 August 2020].
 23. Gao S, Bureau RG. Environmental factors affecting rates of arsenic evolution from and mineralization of arsenicals in soil. *Journal of Environmental Quality*. 1997; 26(3): 753-763.
 24. Mandal BK, Suzuki KT. Arsenic round the world: a review. *Talanta*. 2002; 58(1): 201-235.
 25. Korea Food and Drug Safety. Enforcement Decree of the Food Sanitation Act. Available: <http://www.law.go.kr/LSW//lsInfoP.do?lsiSeq=211925&ancYd=20191203&ancNo=16717&efYd=20210101&nwJo>

- YnInfo=N&efGubun=Y&chrClsCd=010202&anc YnChk=0#AJAX [Accessed 02 August 2020].
26. Buchet JP, Lauwerys R, Roels H. Comparison of the urinary excretion of arsenic metabolites after a single oral dose of sodium arsenite, monomethylarsionate, or dimethylarsinate in man. *International Archives of Occupational and Environmental Health*. 1981; 48(1): 71-79.
 27. Sera K, Futatsugawa S, Murao S. Quantitative analysis of untreated hair samples for monitoring human exposure to heavy metals. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms*. 2002; 189(1): 174-179.
 28. US CDC (Centers for Disease Control and Prevention). Fourth National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals, Updated Tables, January, 2019. Available: <https://www.cdc.gov/exposure-report/index.html> [Accessed 02 August 2020].
 29. Buchet J-P, Staessen J, Roels H, Lauwerys R, Fagard R. Geographical and temporal differences in the urinary excretion of inorganic arsenic: a Belgian population study. *Occupational and Environmental Medicine*. 1996; 53(5): 320-327.
 30. Kavanagh P, Farago M, Thornton I, Goessler W, Kuehnelt D, Schlagenhaufen C, et al. Urinary arsenic species in Devon and Cornwall residents, UK. A pilot study. *Analyst*. 1998; 123(1): 27-29.
 31. Vahter M, Lind B. Concentrations of arsenic in urine of the general population in Sweden. *Science of the Total Environment*. 1986; 54: 1-12.
 32. Kalman DA, Hughes J, van Belle G, Burbacher T, Bolgiano D, Coble K, et al. The effect of variable environmental arsenic contamination on urinary concentrations of arsenic species. *Environmental Health Perspectives*. 1990; 89: 145-151.
 33. Polissar L, Lowry-Coble K, Kalman DA, Hughes JP, van Belle G, Covert DS, et al. Pathways of human exposure to arsenic in a community surrounding a copper smelter. *Environmental Research*. 1990; 53(1): 29-47.
 34. Le XC, Cullen WR, Reimer KJ. Human urinary arsenic excretion after one-time ingestion of seaweed, crab, and shrimp. *Clinical Chemistry*. 1994; 40(4): 617-624.
 35. Ma M, Le XC. Effect of arsenosugar ingestion on urinary arsenic speciation. *Clinical Chemistry*. 1998; 44(3): 539-550.
 36. Korea National Institute of Environmental Research. Environmental and Health Effects Survey of Inhabitants around 3rd Phase Abandoned Metal Mines (I). Available: <https://www.ntis.go.kr/rndgate/eg/un/ra/view.do?roRndUId=873005&flag=rndList> [Accessed 31 July 2020].
 37. Franzblau A, Lilis R. Acute arsenic intoxication from environmental arsenic exposure. *Archives of Environmental Health: An International Journal*. 1989; 44(6): 385-390.

<저자정보>

서정욱(연구교수), 최재원(박사 후 연구원), 오유진(연구원), 홍영습(교수)