

실내 침적먼지 내 중금속 노출에 따른 어린이와 성인의 건강위해평가 및 노출기준 설정

민기홍¹ , 김대환¹ , 이상훈¹ , 류현수¹ , 김정² , 신지훈³ , 최길용⁴ , 조만수¹ , 최영태^{1*} , 양원호^{1*}

¹대구가톨릭대학교 보건안전학과, ²(주)이아이랩, ³송원대학교 보건안전관리학과, ⁴안양대학교 환경에너지공학과

Health Risk Assessment and Establishment of Exposure Limits for Children and Adults from Heavy Metals in Indoor Dust

Gihong Min¹, Daehwan Kim¹, Sanghoon Lee¹, Hyeonsu Ryu¹, Jeong Kim², Jihun Shin³, Kilyoong Choi⁴, Mansu Cho¹, Youngtae Choe^{1*}, and Wonho Yang^{1*}

¹Department of Health and Safety, Daegu Catholic University, ²EILAP Co., Ltd., ³Department of Health and Safety Management, Songwon University, ⁴Department of Environmental Energy Engineering, Anyang University

ABSTRACT

Background: The increase in population density and human activities due to urbanization and industrialization has led to the release of environmental pollutants through various pathways. These include air, water, and soil and result in environmental contamination.

Objectives: This study aimed to conduct exposure and risk assessments for five non-carcinogenic and three carcinogenic heavy metals in indoor dust and sought to propose dust exposure limits for children and adults.

Methods: The study collected and analyzed indoor dust from 20 households in Myeodo-dong, Yeosu, between June 28 and 30, 2023. The exposure scenario for indoor dust was assessed for children and adults, calculating inhalation, dermal, and ingestion exposures, followed by a risk assessment categorized into non-carcinogenic and carcinogenic substances. Exposure limits for heavy metals in indoor dust were determined by calculating concentrations where the hazard index (HI) for non-carcinogenic substances remains below 1 and the total cancer risk (TCR) for carcinogenic substances stays below 1×10^{-6} .

Results: The highest concentration of heavy metals in indoor dust was found for Zn, with a maximum value of 4912.01 $\mu\text{g/g}$, while Cd had the lowest concentration at 0.001 $\mu\text{g/g}$. There were strong positive correlations observed between Cu-Ni (0.590), Mn-Ni (0.706), Co-Zn (0.601), Co-Pb (0.930), Co-Cr (0.961), Zn-Pb (0.728), Zn-Ni (0.611), Zn-Cr (0.709), and Pb-Cr (0.982) ($p < 0.01$). The assessment revealed no significant health risks for the five non-carcinogenic metals, as the HI remained below 1. However, two of the carcinogenic metals (Cd, Ni) exceeded the recommended exposure limits ($\text{TCR} > 1 \times 10^{-6}$). The exposure limits for carcinogenic substances were found to be relatively lower compared to those for non-carcinogenic substances, and children had lower exposure limits than adults.

Conclusions: This study focused on Myeodo-dong in Yeosu, a region vulnerable to environmental pollution, assessing the potential health risks and proposing exposure standards for eight heavy metals found in indoor dust. The results showed no significant health risk for the five non-carcinogenic metals ($\text{HI} < 1$), while three of the two carcinogenic metals (Cd, Ni) exceeded safe exposure limits ($\text{TCR} > 1 \times 10^{-6}$).

Key words: Indoor dust, heavy metal, exposure algorithm, risk assessment, exposure limit

Received September 8, 2024

Revised October 9, 2024

Accepted October 11, 2024

Highlights:

- Positive correlations were observed between Co-Pb (0.930), Co-Cr (0.961), and Pb-Cr (0.982) in the correlation analysis of heavy metal concentrations in indoor dust ($p < 0.01$).
- The risk assessment indicated that Cd, and Ni posed potential health risks.
- High health risks are associated with Ni in indoor dust, indicating the need for ongoing monitoring and management.

*Corresponding author:

Youngtae Choe: Department of Health and Safety, Daegu Catholic University, 13-13 Hayang-ro, Hayang-eup, Gyeongsan 38430, Republic of Korea

Tel: +82-53-850-3739

Fax: +82-53-850-3736

E-mail: kickilbo@naver.com

Wonho Yang: Department of Health and Safety, Daegu Catholic University, 13-13 Hayang-ro, Hayang-eup, Gyeongsan 38430, Republic of Korea

Tel: +82-53-850-3739

Fax: +82-53-850-3736

E-mail: whyang@cu.ac.kr

I. 서론

도시화와 산업화로 인해 인구밀집 현상과 사람의 활동이 증가하면서 환경오염물질들이 대기, 수질, 토양 등 다양한 노출경로(exposure pathway)로 배출되어 환경오염을 야기할 수 있다.¹⁾ 선행연구에 의하면 대도시의 산업화로 인해 질병 이환율과 사망률 증가, 기대수명을 감소시키는 것으로 보고되고 있다.²⁻⁴⁾ 또한, 국내의 20년 이상의 노후화된 산업시설은 주변지역의 환경오염 노출 가능성을 증가시키고, 주변에 거주하는 지역주민의 유해물질 노출로 인한 건강영향 문제가 지속적으로 증가하고 있다.⁵⁾

유해물질이 함유된 먼지는 일반적으로 외부환경에서 실내로 유입되며, 먼지 내 중금속 농도는 주변지역의 단기간 또는 장기간의 사람의 활동을 반영한다.^{6,7)} 공중에 부유하여 떠다니는 먼지는 거리(도로먼지)뿐만 아니라 다양한 건물 내·외부(창틀, 지붕, 창문)에 쌓일 수 있다.⁸⁾ 특히, 먼지 내 입자는 사람에게 유해한 금속을 함유할 수 있기 때문에 먼지 내 오염물질을 분석하는 것이 중요하다.^{9,10)}

최근에는 실내 침적먼지(indoor dust) 내 중금속 노출에 따른 인체에 잠재적인 건강영향을 평가하는 다양한 연구가 진행되고 있다.^{11,12)} 중금속은 인체에서 쉽게 대사되지 않는 특징을 가지고 있으며 뼈, 지방, 근육에 축적되어 장기 손상과 심혈관계 및 신경계에 영향을 미칠 수 있다.^{13,14)} 실내환경의 침적먼지는 면역체계가 약하고 집과 학교 같은 실내환경에서 대부분의 시간을 보내는 어린이에게 자주 노출될 수 있기 때문에 성인보다 건강영향이 더 큰 것으로 나타났다.^{15,16)} 어린이의 경우 손에 입을 넣는 행동의 빈도가 잦고 성인에 비해 체중 대비 몸의 체표면적과 호흡률이 높은 영향으로 중금속 내 독성에 더욱 민감할 수 있다.¹⁷⁾ 또한, 산업단지과 도심지역에서 실내 먼지에 포함된 중금속이 성인에 비해 어린이에게 더 큰 비발암성 및 발암성 위험을 유발하는 것으로 보고되고 있다.¹⁸⁾

실내 침적먼지에 포함된 중금속에 노출될 수 있는 방식으로 흡입(inhalation), 경피(dermal) 흡수, 섭취(ingestion)로 구분된다.¹⁹⁾ 노출시나리오는 공기로 재부유(resuspension)로 인한 흡입, 먼지접촉으로 인한 경피노출, 비의도적인 섭취를 통해 잠재적인 건강영향이 나타난다.²⁰⁾ 세 가지 노출방식 중 실내 침적먼지 섭취로 인한 노출이 가장 중요한 노출경로이며, 물질별 비발암성과 발암성 위험을 고려하였을 때 인체에 주로 영향을 미칠 수 있는 것으로 나타났다.²¹⁾

연구대상 지역인 여수시 묘도동은 울촌산업공단, 광양국가산업단지, 여수산업단지 등 대규모 산업단지가 밀집한 곳으로, 사업장에서 배출되는 환경오염물질의 영향을 크게 받을 수 있는 지리적 위치에 자리하고 있다. 또한, 연구대상 지역에서 거주하고 있는 주민들의 바이오모니터링 농도가 국가 대푯값보다 높은 것으로 보고되고 있고, 질환 진단 경험률이 높은 것으로 나

타났다. 본 연구에서는 산업활동(석유화학, 철강 등), 건축 자재 등 인위적 및 자연적 활동을 통해 실내 환경에 축적되는 구리(Cu), 망간(Mn), 코발트(Co), 아연(Zn), 납(Pb), 카드뮴(Cd), 니켈(Ni), 크롬(Cr) 총 8종의 중금속을 분석대상으로 선정하였다. 따라서 본 연구의 목적은 여수시 묘도동의 실내 침적먼지를 채취하여 노출 및 위해성평가를 수행하고, 비발암과 발암의 건강위해기준인 총 유해지수(Hazard Index, HI) 1 미만, 총 발암위해도(Total Cancer Risk, TCR) 1×10^{-6} 미만이 되는 값을 역계산(back-calculation)하여 어린이와 성인의 실내 침적먼지 노출 기준을 제시하고자 한다.

II. 재료 및 방법

1. 연구대상 지역 및 기간

본 연구는 광양국가산업단지, 여수산업단지, 울촌산업공단 등 대형 환경오염물질 배출 사업장이 집중되어 있는 지역인 묘도동을 대상으로 진행하였다. 묘도동에서 거주하는 총 50가구 중 20가구를 선정하였으며, 측정기간은 2023년 6월 28일부터 2023년 6월 30일까지 진행하였다(Supplementary Table 1).

2. 시료채취 및 분석

실내 침적먼지는 상시 거주 공간인 거실을 대상으로 냉장고, 쇼파 및 가구 밑 등에서 채취하였고, ASTM D 7144-05a를 적용하여 채취하였다.²²⁾ 실내 침적먼지는 펌프(Gilian Air plus, Sensidyne, USA)에 타이곤 튜브(R-3603)를 연결하고, 3단 카세트(SK, 225-3-01, MCE, 0.8 μm , 37 mm)를 결합하여 2.5 L/min으로 2분 동안 채취하였다. 채취된 먼지는 크린지퍼백(LDPE: 크린랩 22 cm \times 25 cm, 한국)에 담아 밀봉한 후 실험실로 운반하여 자연건조 후 중량을 측정하여 보관하였다. 함유된 중금속을 포함한 금속성분의 추출은 대기오염공정시험방법에 따라 산분해법(1.03 M HNO₃과 2.23 M HCl 혼합용액)을 사용하였다. 분석은 유도결합플라즈마(ICP) 방출 분광광도계(ICPE-9800, SHIMADZU, JAPAN)를 이용하여 분석하였다(Supplementary Fig 1, Supplementary Table 2).

3. 실내 침적먼지 내 중금속 독성참고치 및 발암잠재력

실내 침적먼지 내 중금속에서 비발암물질은 Cu, Mn, Co, Zn, Cr³⁺ 5종이며, 발암물질은 Pb, Cd, Ni 3종으로 총 8종의 물질을 선정하였다. 식 (1)의 흡입경로 독성참고치(Inhalation Reference Dose, RfD_{inh})와 식 (2)에서 흡입경로 발암잠재력(Inhalation Cancer Slope Factor, CSF_{inh})은 Cd, Ni, Pb, Mn의 흡입독성참고치(Reference Concentration, RfC)와 흡입단위위해도(Inhalation Unit Risk, IUR)에 체중과 호흡률을 고려하여 산출하였다.²³⁻²⁷⁾

$$RfD_{inh}(mg/kg/day) = \frac{RfC(mg/m^3) \times 20 m^3/day}{70 kg} \quad (1)$$

여기서, RfD_{inh} 는 흡입경로 독성참고치, RfC 는 흡입독성참고치이다.

$$CSF_{inh}(mg/kg/day)^{-1} = \frac{IUR(\mu g/m^3)^{-1} \times 70 kg}{20 m^3/day} \times 1,000 \mu g/mg \quad (2)$$

여기서, CSF_{inh} 는 흡입경로 발암잠재력, IUR 은 흡입단위위해도이다.

식 (3)의 경피경로 독성참고치(Dermal Reference Dose, RfD_{der})와 식 (4)의 경피경로 발암잠재력(Dermal Cancer Slope Factor, CSF_{der})은 Pb, Mn, Co, Zn, Cr의 섭취경로 독성참고치(Ingestion Reference Dose, RfD_{ing})와 섭취경로 발암잠재력(Ingestion Cancer Slope Factor, CSF_{ing})에 위장관 흡수율(ABS_{GI})을 적용하여 계산하였다.²⁵⁻³⁰ 중금속의 경로별 RfD 와 CSF 는 각각 Table 1과 Table 2에 제시하였다.^{23,24,26-32}

$$RfD_{der}(mg/kg/day) = RfD_{ing}(mg/kg/day) \times ABS_{GI} \quad (3)$$

여기서, RfD_{der} 는 경피경로 독성참고치, RfD_{ing} 는 섭취경로 독성참고치, ABS_{GI} 는 위장관 흡수율(Pb: 1.00, Mn: 0.04, Co: 0.25, Zn: 0.25, Cr: 0.013, Ni: 0.04)이다.³³

$$CSF_{der}(mg/kg/day)^{-1} = \frac{CSF_{ing}(mg/kg/day)^{-1}}{ABS_{GI}} \quad (4)$$

여기서, CSF_{der} 는 경피경로 발암잠재력, CSF_{ing} 는 섭취경로 발암잠재력, ABS_{GI} 는 위장관 흡수율(Pb: 1.00, Mn: 0.04, Co: 0.25, Zn: 0.25, Cr: 0.013, Ni: 0.04)이다.³³

4. 실내 침적먼지 내 중금속 노출 및 위해성평가

실내 침적먼지 내 중금속 노출은 노출방식에 따라 흡입, 경피, 섭취 노출알고리즘으로 구분하였고, 노출평가는 미국 환경보호청(United States Environment Protection Agency, US EPA)

과 네덜란드 국립공중보건환경연구소(National Institute for Public Health and the Environment, RIVM)의 노출알고리즘을 참고하였다.^{34,35} 국립환경과학원의 화학물질의 위해성에 관한 자료 작성지침(2021)에서 토양 노출시나리오를 참고하여 어린이(0~6세)와 성인(19세 이상)으로 하위인구집단을 구분한 후 각각의 노출계수를 적용하였다(Supplementary Table 3).³⁶⁻⁴² 식 (5)~식 (7)의 실내 침적먼지 노출알고리즘은 실내 침적먼지가 재부유하여 입과 코를 통해 흡입되는 노출시나리오, 실내 침적먼지의 피부접촉, 실내 침적먼지의 섭취를 고려하였다.

$$ADD_{inh}, LADD_{inh} = \frac{C \times InhR \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT} \quad (5)$$

여기서, ADD_{inh} 는 일일평균흡입노출량, $LADD_{inh}$ 는 평생일일평균흡입노출량, C 는 침적먼지 내 중금속 농도, $InhR$ 은 호흡률, EF 는 노출빈도, ED 는 노출기간, PEF 는 입자방출계수, BW 는 체중, AT 는 평균화시간이다.

$$ADD_{der}, LADD_{der} = \frac{C \times SL \times SA \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (6)$$

여기서, ADD_{der} 는 일일평균경피노출량, $LADD_{der}$ 는 평생일일평균경피노출량, C 는 침적먼지 내 중금속 농도, SL 은 피부부착계수, SA 는 체표면적, ABS 는 피부흡수율, EF 는 노출빈도, ED 는 노출기간, BW 는 체중, AT 는 평균화시간이다.

$$ADD_{ing}, LADD_{ing} = \frac{C \times IngR \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (7)$$

여기서, ADD_{ing} 는 일일평균섭취노출량, $LADD_{ing}$ 는 평생일일평균섭취노출량, C 는 침적먼지 내 중금속 농도, $IngR$ 은 섭취율, EF 는 노출빈도, ED 는 노출기간, BW 는 체중, AT 는 평균화시간이다.

실내 침적먼지 내 중금속 노출에 따른 위해도는 용량-반응평가와 노출평가의 결과를 바탕으로 산출하였다. 비발암물질은 경로별 일일평균노출량(Average Daily Dose, ADD)을 산출한 후 RfD 를 적용하여 유해지수(Hazard Quotient, HQ)를 산출하였고, HQ 가 1 이상인 경우 잠재적인 건강위해가 있는 것으로 판단하였다.⁴³ 발암물질은 경로별 평생일일평균노출량

Table 1. Reference dose (RfD , $mg/kg/day$) for the heavy metals

Heavy metal	RfD_{inh}	RfD_{der}	RfD_{ing}	Reference
Cu	4.02×10^{-2}	1.20×10^{-2}	4.00×10^{-2}	31)
Mn	1.43×10^{-5}	5.60×10^{-3}	1.40×10^{-1}	27)
Co	5.71×10^{-6}	5.00×10^{-3}	3.00×10^{-4}	28)
Zn	7.50×10^{-2}	7.50×10^{-2}	3.00×10^{-1}	29)
Cr	1.95×10^{-2}	1.95×10^{-2}	1.50×10^0	30)

Table 2. Cancer slope factor (CSF , $(mg/kg/day)^{-1}$) for the heavy metals

Heavy metal	CSF_{inh}	CSF_{der}	CSF_{ing}	Reference
Pb	4.20×10^{-2}	8.50×10^{-3}	8.50×10^{-3}	26)
Cd	6.30×10^0	6.10×10^0	6.10×10^0	23, 32)
Ni	8.40×10^{-1}	4.25×10^1	1.70×10^0	24)

(Lifetime Average Daily Dose, LADD)을 산출한 후 연령보정계수(Age Dependent Adjustment Factor, ADAF)와 CSF를 곱하여 발암위해도(Cancer Risk, CR)가 1×10^{-6} 이상인 경우 해당물질의 건강위해를 판단하였다.⁴⁴⁾ 비발암물질은 경로별 HQ를 모두 합하여 HI를 산출하였고, 발암물질은 경로별 CR을 모두 합하여 TCR을 산출하였다.⁴⁴⁾

$$HQ_{inh, der, ing} = \frac{ADD_{inh, der, ing}}{RfD_{inh, der, ing}} \quad (8)$$

여기서, HQ는 유해지수, ADD는 일일평균노출량, RfD는 독성참고치이다.

$$CR_{inh, der, ing} = LADD_{inh, der, ing} \times CSF_{inh, der, ing} \times ADAF \quad (9)$$

여기서, CR은 발암위해도, LADD는 평생일일평균노출량, CSF는 발암잠재력, ADAF는 연령보정계수이다.

$$HI = \sum HQ = HQ_{inh} + HQ_{der} + HQ_{ing} \quad (10)$$

여기서, HI는 총 유해지수 HQ_{inh} 는 흡입 유해지수, HQ_{der} 는 경피 유해지수, HQ_{ing} 는 섭취 유해지수이다.

$$TCR = \sum CR = CR_{inh} + CR_{der} + CR_{ing} \quad (11)$$

여기서, TCR은 총 발암위해도, CR_{inh} 는 흡입 발암위해도, CR_{der} 는 경피 발암위해도, CR_{ing} 는 섭취 발암위해도이다.

5. 실내 침적먼지 내 중금속 노출기준 마련

비발암물질의 실내 침적먼지 내 중금속 노출기준은 식 (12)와 같이 HI가 1 미만이 되는 농도를 산출하고, 발암물질의 경우 식 (13)과 같이 TCR가 1×10^{-6} 미만이 되는 농도를 역계산

을 적용하여 실내 침적먼지 노출기준을 산출하였다.

$$C = \frac{BW \times AT}{EF \times ED \times \left(\frac{InhR}{PEF \times RfD_{inh}} + \frac{SL \times SA \times ABS}{RfD_{der}} + \frac{IngR}{RfD_{ing}} \right)} \quad (12)$$

여기서, C는 실내 침적먼지 내 중금속 농도, BW는 체중, AT는 평균화시간, EF는 노출빈도, ED는 노출기간, InhR은 호흡률, PEF는 입자방출계수, RfD_{inh}는 흡입경로 독성참고치, SL은 피부부착계수, SA는 체표면적, ABS는 피부흡수율, RfD_{der}는 경피경로 독성참고치, IngR은 섭취율, RfD_{ing}는 섭취경로 독성참고치이다.

$$C = \frac{1.00 \times 10^{-6} \times BW \times AT}{EF \times ED \times \left(\frac{InhR \times CSF_{inh} \times ADAF}{PEF} + SL \times SA \times ABS \times CSF_{der} \times ADAF + IngR \times CSF_{ing} \times ADAF \right)} \quad (13)$$

여기서, C는 실내 침적먼지 내 중금속 농도, BW는 체중, AT는 평균화시간, EF는 노출빈도, ED는 노출기간, InhR은 호흡률, CSF_{inh}는 흡입경로 발암잠재력, ADAF는 연령보정계수, PEF는 입자방출계수, SL은 피부부착계수, SA는 체표면적, ABS는 피부흡수율, CSF_{der}는 경피경로 발암잠재력, IngR은 섭취율, CSF_{ing}는 섭취경로 발암잠재력이다.

6. 통계분석

실내 침적먼지 내 중금속 농도는 빈도분석 및 기술통계 분석 결과를 제시하였다. 침적먼지 내 중금속 농도간의 상관성을 확인하기 위해 피어슨 상관계수(Pearson correlation coefficient)를 산출하였고, 유의수준이 0.05 미만일 경우(p<0.05) 통계적으로 유의하다고 판단하였다. 연구결과의 통계적 검정은 SPSS ver. 19 (IBM Company, USA)를 사용하였다.

Table 3. Concentration of heavy metals in indoor dust

Heavy metal	Indoor dust (n=20)			
	AM±SD (µg/g)	GM (GSD) (µg/g)	Min (µg/g)	Max (µg/g)
Cu	264.38±280.59	194.25 (2.05)	85.49	1,206.94
Mn	355.18±186.26	311.91 (1.71)	109.27	905.80
Co	8.11± 6.35	6.01 (2.30)	1.35	24.60
Zn	1,768.34±1,304.81	1,332.61 (2.23)	361.53	4,912.01
Pb	159.92±124.80	115.99 (2.39)	26.98	438.01
Cd	3.73±7.47	0.08 (41.48)	0.001	28.33
Ni	67.45±42.03	56.97 (1.81)	16.85	169.08
Cr	220.02±181.00	159.69 (2.32)	41.82	609.67

AM: arithmetic mean, SD: standard deviation, GM: geometric mean. GSD: geometric standard deviation.

III. 결 과

1. 실내 침적먼지 내 중금속 농도

실내 침적먼지 내 중금속 농도는 Table 3에 나타내었다. 실내 침적먼지 내 중금속 평균 농도는 Zn (1,768.34 µg/g) > Mn (355.18 µg/g) > Cu (264.38 µg/g) > Cr (220.02 µg/g) > Pb (159.92 µg/g) > Ni (67.45 µg/g) > Co (8.11 µg/g) > Cd (3.73 µg/g) 순으로 나타났다. 실내 침적먼지 내 중금속 농도의 최댓값은 Zn에서 4,912.01 µg/g로 가장 높았고, Cd는 0.001 µg/g로 가장 낮았다.

2. 실내 침적먼지 내 중금속 상관분석

실내 침적먼지 내 중금속 농도에 대한 피어슨 상관분석 결과는 Table 4에 나타내었다. 실내 침적먼지 내 중금속 간의 상관관계에서 Cu-Mn (0.561), Cu-Zn (0.463), Mn-Co (0.504), Mn-Zn (0.452), Mn-Pb (0.540), Mn-Cr (0.499), Pb-Ni (0.462)는 유의수준이 0.05 미만으로 통계적으로 유의하며 중간 정도

의 양(+)의 상관관계를 보였다($p < 0.05$). 또한, Cu-Ni (0.590), Mn-Ni (0.706), Co-Zn (0.601), Co-Pb (0.930), Co-Cr (0.961), Zn-Pb (0.728), Zn-Ni (0.611), Zn-Cr (0.709), Pb-Cr (0.982)는 유의수준이 0.01 미만으로 통계적으로 유의하였고, 강한 양(+)의 상관성으로 나타났다($p < 0.01$).

3. 실내 침적먼지 내 중금속 노출 및 위해성평가

3.1. 노출평가

실내 침적먼지 내 중금속 노출 시 비발암물질 5종의 경로별 ADD는 어린이와 성인에서 섭취 > 피부 > 흡입 순으로 나타났다 (Table 5). 경로별 비발암물질 5종의 ADD_{inh}는 Zn에서 어린이와 성인 각각 9.43×10^{-7} mg/kg/day, 2.82×10^{-7} mg/kg/day로 가장 높았다. ADD_{der}와 ADD_{ing}에서도 어린이와 성인 모두 Zn이 가장 높았으며, Co에서 가장 낮았다.

실내 침적먼지 내 중금속 노출 시 발암물질 3종의 경로별 LADD는 ADD와 동일하게 어린이와 성인에서 섭취 > 피부 >

Table 4. Pearson's Correlation coefficients between different heavy metals

	Cu	Mn	Co	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr
Cu	1							
Mn	0.561*	1						
Co	0.098	0.504*	1					
Zn	0.463*	0.452*	0.601**	1				
Pb	0.116	0.540*	0.930**	0.728**	1			
Cd	-0.231	-0.311	-0.164	0.006	-0.026	1		
Ni	0.590**	0.706**	0.280	0.611**	0.462*	-0.020	1	
Cr	0.101	0.499*	0.961**	0.709**	0.982**	-0.061	0.364	1

* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$.

Table 5. Non-carcinogenic ADD of heavy metals in indoor dust

Heavy metal	Group	ADD _{inh} (mg/kg/day)	ADD _{der} (mg/kg/day)	ADD _{ing} (mg/kg/day)
		AM ± SD		
Cu	Children	$1.41 \times 10^{-7} \pm 1.50 \times 10^{-7}$	$2.76 \times 10^{-5} \pm 2.93 \times 10^{-5}$	$5.28 \times 10^{-4} \pm 5.61 \times 10^{-4}$
	Adult	$4.22 \times 10^{-8} \pm 4.48 \times 10^{-8}$	$5.04 \times 10^{-6} \pm 5.34 \times 10^{-6}$	$7.86 \times 10^{-5} \pm 8.34 \times 10^{-5}$
Mn	Children	$1.89 \times 10^{-7} \pm 9.93 \times 10^{-8}$	$3.71 \times 10^{-5} \pm 1.94 \times 10^{-5}$	$7.10 \times 10^{-4} \pm 3.72 \times 10^{-4}$
	Adult	$5.67 \times 10^{-8} \pm 2.97 \times 10^{-8}$	$6.77 \times 10^{-6} \pm 3.55 \times 10^{-6}$	$1.06 \times 10^{-4} \pm 5.54 \times 10^{-5}$
Co	Children	$4.32 \times 10^{-9} \pm 3.38 \times 10^{-9}$	$8.46 \times 10^{-7} \pm 6.62 \times 10^{-7}$	$1.62 \times 10^{-5} \pm 1.27 \times 10^{-5}$
	Adult	$1.29 \times 10^{-9} \pm 1.01 \times 10^{-9}$	$1.55 \times 10^{-7} \pm 1.21 \times 10^{-7}$	$2.41 \times 10^{-6} \pm 1.89 \times 10^{-6}$
Zn	Children	$9.43 \times 10^{-7} \pm 6.95 \times 10^{-7}$	$1.85 \times 10^{-4} \pm 1.36 \times 10^{-4}$	$3.53 \times 10^{-3} \pm 2.61 \times 10^{-3}$
	Adult	$2.82 \times 10^{-7} \pm 2.08 \times 10^{-7}$	$3.37 \times 10^{-5} \pm 2.49 \times 10^{-5}$	$5.26 \times 10^{-4} \pm 3.88 \times 10^{-4}$
Cr	Children	$5.62 \times 10^{-8} \pm 1.51 \times 10^{-8}$	$1.10 \times 10^{-5} \pm 2.96 \times 10^{-6}$	$2.10 \times 10^{-4} \pm 5.67 \times 10^{-5}$
	Adult	$1.68 \times 10^{-8} \pm 4.53 \times 10^{-9}$	$2.01 \times 10^{-6} \pm 5.41 \times 10^{-7}$	$3.13 \times 10^{-5} \pm 8.45 \times 10^{-6}$

AM: arithmetic mean, SD: standard deviation.

흡입 순으로 가장 높았다(Table 6). 경로별 발암물질 3종의 LADD_{inh}는 Pb에서 어린이와 성인 각각 6.18×10^{-9} mg/kg/day, 7.72×10^{-9} mg/kg/day로 가장 높았다. 경로별 발암물질 3종의 LADD_{der}와 LADD_{ing}에서도 흡입과 동일하게 Pb에서 가장 높았다.

3.2. 위해성평가

실내 침적먼지 내 중금속 중 비발암물질의 노출방식별 HQ에서 HQ_{inh}는 Mn에서 3.96×10^{-3} – 1.32×10^{-2} 로 가장 높았으며, HQ_{der}에서도 Mn이 1.21×10^{-3} – 6.62×10^{-3} 로 가장 높았다. Co와 Cu는 HQ_{ing}에서 각각 8.04×10^{-3} – 5.40×10^{-2} , 1.97×10^{-3} – 1.32×10^{-2} 로 가장 높은 것으로 나타났다. 비발암물질 5종의 각각의 노출방식별 HQ<1로 잠재적인 건강위해가 없었으며, 노출방식별 HQ를 모두 고려한 HI에서도 HI<1로 잠재적인 건강위해가 없는 것으로 나타났다(Table 7).

실내 침적먼지 내 중금속 중 발암물질의 노출방식별 CR에서 CR_{inh}는 Ni에서 2.73×10^{-9} – 6.57×10^{-9} 로 가장 높았다. CR_{der}에서는 Ni이 1.65×10^{-5} – 6.51×10^{-5} 로 가장 높았으며, 어린이와 성인 인구집단에서 모두 CR와 1×10^{-6} 이상으로 잠재적인 건강위

해가 있었다. CR_{ing}은 Ni에서 1.03×10^{-5} – 4.99×10^{-5} 로 가장 높았고, Cd도 1×10^{-6} 이상으로 건강위해 가능성이 있는 것으로 나타났다. 발암물질 3종의 노출방식별 CR을 모두 고려한 TCR에서 Cd와 Ni은 어린이와 성인 모두 잠재적인 건강위해가 있는 것으로 나타났다(Table 8).

4. 실내 침적먼지 내 중금속 노출기준 제시

실내 침적먼지 내 중금속 노출기준 선정을 위해 물질별로 산출된 HI와 TCR을 기반으로 역계산을 통해 어린이와 성인에 대한 노출기준을 선정하였다. 비발암물질 5종의 노출기준은 Table 9에 제시하였고, Cr>Zn>Cu>Mn>Co 순으로 나타났다.

발암물질 3종의 노출기준은 Table 10과 같고, Pb>Ni>Cd 순으로 나타났다. 발암물질의 노출기준은 비발암 노출기준에 비해 비교적 낮은 것으로 나타났고, 어린이가 성인에 비해 낮았다.

Table 6. Carcinogenic LADD of heavy metals in indoor dust

Heavy metal	Group	LADD _{inh} (mg/kg/day)	LADD _{der} (mg/kg/day)	LADD _{ing} (mg/kg/day)
		AM±SD		
Pb	Children	$6.18 \times 10^{-9} \pm 4.83 \times 10^{-9}$	$1.21 \times 10^{-5} \pm 9.45 \times 10^{-6}$	$2.32 \times 10^{-5} \pm 1.81 \times 10^{-5}$
	Adult	$7.72 \times 10^{-9} \pm 6.02 \times 10^{-9}$	$9.21 \times 10^{-6} \pm 7.19 \times 10^{-6}$	$1.44 \times 10^{-5} \pm 1.12 \times 10^{-5}$
Cd	Children	$1.44 \times 10^{-10} \pm 2.89 \times 10^{-10}$	$2.83 \times 10^{-8} \pm 5.66 \times 10^{-8}$	$5.41 \times 10^{-7} \pm 1.08 \times 10^{-6}$
	Adult	$1.80 \times 10^{-10} \pm 3.61 \times 10^{-10}$	$2.15 \times 10^{-8} \pm 4.30 \times 10^{-8}$	$3.36 \times 10^{-7} \pm 6.72 \times 10^{-7}$
Ni	Children	$2.61 \times 10^{-9} \pm 1.63 \times 10^{-9}$	$5.11 \times 10^{-7} \pm 3.18 \times 10^{-7}$	$9.87 \times 10^{-6} \pm 6.09 \times 10^{-6}$
	Adult	$3.25 \times 10^{-9} \pm 2.03 \times 10^{-9}$	$3.88 \times 10^{-7} \pm 2.42 \times 10^{-7}$	$6.06 \times 10^{-6} \pm 3.78 \times 10^{-6}$

AM: arithmetic mean, SD: standard deviation.

Table 7. Non-carcinogenic risk index of heavy metals in indoor dust

Heavy metal	Group	HQ _{inh}		HQ _{der}		HQ _{ing}		HI	
		AM	SD	AM	SD	AM	SD	AM	SD
Cu	Children	3.51×10^{-6}	3.72×10^{-6}	2.30×10^{-3}	2.44×10^{-3}	1.32×10^{-2}	1.40×10^{-2}	1.55×10^{-2}	1.65×10^{-2}
	Adult	1.05×10^{-6}	1.11×10^{-6}	4.20×10^{-4}	4.45×10^{-4}	1.97×10^{-3}	2.09×10^{-3}	2.39×10^{-3}	2.53×10^{-3}
Mn	Children	1.32×10^{-2}	6.94×10^{-3}	6.62×10^{-3}	3.47×10^{-3}	5.07×10^{-3}	2.66×10^{-3}	2.49×10^{-2}	1.31×10^{-2}
	Adult	3.96×10^{-3}	2.08×10^{-3}	1.21×10^{-3}	6.34×10^{-3}	7.54×10^{-3}	3.96×10^{-3}	5.93×10^{-3}	3.11×10^{-3}
Co	Children	7.57×10^{-4}	5.93×10^{-4}	1.69×10^{-4}	1.32×10^{-4}	5.40×10^{-2}	4.23×10^{-2}	5.49×10^{-2}	4.30×10^{-2}
	Adult	2.27×10^{-4}	1.77×10^{-4}	3.09×10^{-5}	2.42×10^{-5}	8.04×10^{-3}	6.29×10^{-3}	8.30×10^{-3}	6.49×10^{-3}
Zn	Children	1.26×10^{-5}	9.27×10^{-6}	2.46×10^{-3}	1.82×10^{-3}	1.18×10^{-2}	8.69×10^{-3}	1.42×10^{-2}	1.05×10^{-2}
	Adult	3.76×10^{-6}	2.78×10^{-6}	4.49×10^{-4}	3.31×10^{-4}	1.75×10^{-3}	1.29×10^{-3}	2.21×10^{-3}	1.63×10^{-3}
Cr	Children	2.88×10^{-6}	7.76×10^{-7}	5.64×10^{-4}	1.52×10^{-4}	1.40×10^{-4}	3.78×10^{-5}	7.07×10^{-4}	1.91×10^{-4}
	Adult	8.62×10^{-7}	2.32×10^{-7}	1.03×10^{-4}	2.77×10^{-5}	2.09×10^{-5}	5.63×10^{-6}	1.25×10^{-4}	3.36×10^{-5}

AM: arithmetic mean, SD: standard deviation.

Table 8. Carcinogenic risk index of heavy metals in indoor dust

Heavy metal	Group	CR _{inh}		CR _{der}		CR _{ing}		TCR	
		AM	SD	AM	SD	AM	SD	AM	SD
Pb	Children	7.79×10 ⁻¹⁰	6.08×10 ⁻¹⁰	3.09×10 ⁻⁷	2.49×10 ⁻⁷	5.91×10 ⁻⁷	4.61×10 ⁻⁷	9.00×10 ⁻⁷	7.03×10 ⁻⁷
	Adult	3.24×10 ⁻¹⁰	2.53×10 ⁻¹⁰	7.83×10 ⁻⁸	6.11×10 ⁻⁸	1.22×10 ⁻⁷	9.53×10 ⁻⁸	2.01×10 ⁻⁷	1.57×10 ⁻⁷
Cd	Children	2.73×10 ⁻⁹	5.46×10 ⁻⁹	5.17×10 ⁻⁷	1.04×10 ⁻⁶	9.90×10 ⁻⁶	1.98×10 ⁻⁵	1.04×10 ⁻⁵	2.09×10 ⁻⁵
	Adult	1.13×10 ⁻⁹	2.27×10 ⁻⁹	1.31×10 ⁻⁷	2.63×10 ⁻⁷	2.05×10 ⁻⁶	4.10×10 ⁻⁶	2.18×10 ⁻⁶	4.36×10 ⁻⁶
Ni	Children	6.57×10 ⁻⁹	4.10×10 ⁻⁹	6.51×10 ⁻⁵	4.06×10 ⁻⁵	4.99×10 ⁻⁵	3.11×10 ⁻⁵	1.15×10 ⁻⁴	7.16×10 ⁻⁵
	Adult	2.73×10 ⁻⁹	1.70×10 ⁻⁹	1.65×10 ⁻⁵	1.03×10 ⁻⁵	1.03×10 ⁻⁵	6.42×10 ⁻⁶	2.68×10 ⁻⁵	1.67×10 ⁻⁵

AM: arithmetic mean, SD: standard deviation.

Table 9. Non-carcinogenic exposure limits of heavy metals in indoor dust

Heavy metal	Children		Adult	
	Calculated concentration (μg/g)	Exposure limit (μg/g)	Calculated concentration (μg/g)	Exposure limit (μg/g)
Cu	17,050.1	17,060.0	110,806.6	110,810.0
Mn	14,250.3	14,260.0	59,930.1	59,940.0
Co	147.6	150.0	977.6	980.0
Zn	124,110.5	124,120.0	801,778.9	801,780.0
Cr	149,035.6	149,040.0	845,118.4	845,120.0

Table 10. Carcinogenic exposure limits of heavy metals in indoor dust

Heavy metal	Children		Adult	
	Calculated concentration (μg/g)	Exposure limit (μg/g)	Calculated concentration (μg/g)	Exposure limit (μg/g)
Pb	177.6	180.0	796.5	800.0
Cd	0.4	0.5	1.7	1.8
Ni	0.6	0.7	2.5	2.6

IV. 고찰

본 연구는 여수시 묘도동의 20가구를 대상으로 실내 침적먼지를 측정 및 분석하여 중금속 8종(Cu, Mn, Co, Zn, Pb, Cd, Ni, Cr)에 대해 노출 및 위해성평가를 수행하였다. 중금속 8종을 대상으로 비발암물질은 HI<1 미만, 발암물질은 TCR<1×10⁻⁶ 미만 잠재적인 건강위해가 없는 노출기준을 어린이와 성인을 대상으로 제시하였다.

여수시 묘도동을 대상으로 20가구의 주택 실내 침적먼지 내 중금속 농도를 분석한 결과 평균 농도는 Zn에서 1,768.34±1,304.81 μg/g로 가장 높았다. Roy 등(2024)⁴⁵의 연구에 따르면 실내 침적먼지 내 Zn의 높은 농도는 다양한 산업 활동과 연관이 있는 것으로 보고되고 있다. 여수시 묘도동은 광양국가산업단지, 여수산업단지, 울촌산업공단 등 대형 환경오염물질 배출 사업장이 요인이 된 것으로 판단할 수 있다.

실내 침적먼지 내 중금속 농도 간 상관성 분석에서 Co-Pb (0.930), Co-Cr (0.961), Pb-Cr (0.982)에서 높은 양의 상관성이 나타난 것은 산업 활동에서 배출되는 중금속이 동일한 배출원에서 나온 것으로 추정할 수 있다.⁴⁶ 또한, Pb-Cr (0.982)의 통계적으로 유의한 양의 상관관계는 연구 대상지역의 지리적 특성을 고려하였을 때 중금속을 가공 및 제련하거나 화학

처리 공정이 관련이 높을 것으로 판단한다.⁴⁷ 따라서, 이러한 상관관계를 통해 주요 배출원을 찾고, 저감할 수 있는 대책을 제시하는 것이 필요하다.

어린이와 성인으로 구분하여 비발암물질 5종과 발암물질 3종에 대해 노출알고리즘을 이용하여 ADD와 LADD를 산출하였다. ADD는 Zn의 침적먼지 섭취에서 가장 높은 것으로 나타났으며, LADD는 Pb의 침적먼지 섭취에서 가장 높았다. Ali 등(2018)⁴⁸의 연구와 동일하게 섭취로 인한 노출이 먼지를 흡수하는 가장 중요한 노출방식으로 설명할 수 있다. 어린이가 성인에 비해 섭취 노출량이 비교적 높은 것은 무의식적으로 손을 입에 가져가는 행동인 것으로 예상된다.¹⁷

국내·외 선행연구에 따르면 RfD와 CSF를 다양한 노출 방식(흡입, 경피, 섭취)을 평가하기 위한 독성참고치로 사용하고, 인체에 미치는 영향을 종합적으로 평가하는 연구가 진행되고 있다.^{49,50} 발암물질 3종의 노출방식별 CR을 모두 고려한 TCR에서 Cd, Ni은 1×10⁻⁶ 이상으로 잠재적인 건강위해가 있는 것으로 나타났고, 그 중 Ni에서 높은 건강위해가 우려되므로 지속적인 관리가 필요함을 제시할 수 있다.

비발암물질 5종과 발암물질 3종에 대한 실내 침적먼지 내 중금속 노출기준을 산정하기 위해서 HI와 TCR을 기반으로 역계산을 수행하였다. Cr과 Zn의 노출기준이 다른 중금속에 비해 비교적 높은 것은 상대적으로 인체가 안전하게 노출될 수 있는 한계가 더 높아 해당 물질의 상대적 위험성이 낮은 영향

으로 고려할 수 있다. 발암물질의 경우 노출기준이 비발암물질보다 비교적 낮은 것은 발암물질의 경우 적은 양에 노출되어도 건강영향이 더 클 수 있다. 발암물질의 경우 RfD와 CSF 독성값이 모두 있는 경우에도 민감집단(어린이, 임산부 노인 등)을 보호하기 위해 CSF를 고려한 노출기준을 적용하는 것이 적절할 것으로 판단된다. 그러나, 비발암물질과 발암물질의 독성기준을 설정함에 있어서 RfD와 CSF 값은 산출방법에 대한 불확실성이 존재할 수 있으며, 선행연구에서 물질별로 제시된 독성값이 각각 다를 경우 산출한 노출기준 및 위해성평가 결과에 변동성을 줄 수 있는 한계점이 존재할 수 있다.

본 연구는 여수시 묘도동을 대상으로 실내 침적먼지 내 중금속 중 비발암물질 5종과 발암물질 3종에 대해 노출 및 위해성평가를 수행하고, 어린이와 성인에 대한 침적먼지 노출기준을 제시하였다. 본 연구에서는 실내 침적먼지 중금속의 원인으로 산업 활동을 추정하였으나 실제 배출원과의 자료를 연계하지 못했다는 한계가 있다. 또한, 실내 침적먼지 노출기준을 바탕으로 환경보건 정책의 강화와 국민 건강보호를 위한 기초자료로 제공하기 위해서는 실내 침적먼지 내 환경오염물질에 대한 분석이 추가로 이루어지는 것이 중요하다. 후속연구에서는 산업단지와 도심지역의 배출원자료와 실내 침적먼지 내 환경오염물질 자료를 연계하여 주요 배출원을 파악한 후 저감우선순위를 제시하는 것을 목표로 한다.

V. 결 론

본 연구는 환경오염 취약지역인 여수시 묘도동을 대상으로 실내 침적먼지 내 중금속 분석결과를 통해 중금속 8종의 잠재적인 건강위해를 평가하고 노출기준을 제시하였다. 어린이는 손을 입에 넣는 행동이 빈번하여 성인에 비해 침적먼지 섭취량이 높고, 성인에 비해 체중 대비 체표면적과 호흡률이 높아 상대적으로 중금속 8종에 대한 노출 및 건강 위험이 큰 것으로 나타났다. 비발암물질 5종은 HI<1로 잠재적인 건강위해가 없었고, 발암물질 2종(Cd, Ni)은 잠재적인 건강위해가 있었다. 발암물질 2종(Cd, Ni)은 노출기준 초과로 지속적인 관리가 필요할 것으로 생각된다. 본 연구에서 제시한 실내 침적먼지 노출기준은 실내환경 관리 및 민감집단 보호를 위한 가이드라인 설정에 기여할 수 있을 것으로 판단된다.

감사의 글

본 연구는 환경부 환경산업기술원의 환경성질환사업(과제번호: RS-2021-KE002003) 수행 중 작성되었으며 이에 감사드립니다.

Conflict of Interest

No potential conflict of interest relevant to this article was reported.

Supplementary Materials

Supplementary materials can be found via <https://doi.org/10.5668/JEHS.2024.50.5.322>

References

1. Wang X, Liu E, Lin Q, Liu L, Yuan H, Li Z. Occurrence, sources and health risks of toxic metal(loid)s in road dust from a mega city (Nanjing) in China. *Environ Pollut*. 2020; 263(Pt A): 114518.
2. Schweitzer MD, Calzadilla AS, Salamo O, Sharifi A, Kumar N, Holt G, et al. Lung health in era of climate change and dust storms. *Environ Res*. 2018; 163: 36-42.
3. Soleimani Z, Teymouri P, Darvishi Bolorani A, Mesdaghinia A, Middleton N, Griffin DW. An overview of bioaerosol load and health impacts associated with dust storms: a focus on the Middle East. *Atmos Environ*. 2020; 223: 117187.
4. Neira M, Erguler K, Ahmady-Birgani H, Al-Hmoud ND, Fears R, Gogos C, et al. Climate change and human health in the Eastern Mediterranean and Middle East: literature review, research priorities and policy suggestions. *Environ Res*. 2023; 216(Pt 2): 114537.
5. Baek KM, Kim MJ, Kim JY, Seo YK, Baek SO. Characterization and health impact assessment of hazardous air pollutants in residential areas near a large iron-steel industrial complex in Korea. *Atmos Pollut Res*. 2020; 11(10): 1754-1766.
6. Weschler CJ. Changes in indoor pollutants since the 1950s. *Atmos Environ*. 2009; 43(1): 153-169.
7. Huang M, Wang W, Chan CY, Cheung KC, Man YB, Wang X, et al. Contamination and risk assessment (based on bioaccessibility via ingestion and inhalation) of metal(loid)s in outdoor and indoor particles from urban centers of Guangzhou, China. *Sci Total Environ*. 2014; 479-480: 117-124.
8. Haque MM, Sultana S, Niloy NM, Quraishi SB, Tareq SM. Source apportionment, ecological, and human health risks of toxic metals in road dust of densely populated capital and connected major highway of Bangladesh. *Environ Sci Pollut Res Int*. 2022; 29(25): 37218-37233.
9. Kaonga CC, Kosamu IBM, Utembe WR. A review of metal levels in urban dust, their methods of determination, and risk assessment. *Atmosphere*. 2021; 12(7): 891.
10. Ren M, Deng Y, Ni W, Su J, Tong Y, Han X, et al. Sources analysis and health risk assessment of heavy metals in street dust from urban core of Zhengzhou, China. *Sustainability*. 2024; 16(17): 7604.
11. Barrio-Parra F, De Miguel E, Lázaro-Navas S, Gómez A, Izquierdo M. Indoor dust metal loadings: a human health risk assessment. *Expo Health*. 2018; 10(1): 41-50.

12. Liu B, Huang F, Yu Y, Li X, He Y, Gao L, et al. Heavy metals in indoor dust across China: occurrence, sources and health risk assessment. *Arch Environ Contam Toxicol*. 2021; 81(1): 67-76.
13. Lafta MH, Afra A, Patra I, Jalil AT, Mohammadi MJ, Baqir Al-Dhalimy AM, et al. Toxic effects due to exposure heavy metals and increased health risk assessment (leukemia). *Rev Environ Health*. 2022; 39(2): 351-362.
14. Reijula K, Sundman-Digert C. Assessment of indoor air problems at work with a questionnaire. *Occup Environ Med*. 2004; 61(1): 33-38.
15. Sulaiman FR, Bakri NIF, Nazmi N, Latif MT. Assessment of heavy metals in indoor dust of a university in a tropical environment. *Environ Forensics*. 2017; 18(1): 74-82.
16. Ashmore MR, Dimitroulopoulou C. Personal exposure of children to air pollution. *Atmos Environ*. 2009; 43(1): 128-141.
17. Hu X, Zhang Y, Ding Z, Wang T, Lian H, Sun Y, et al. Bioaccessibility and health risk of arsenic and heavy metals (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn and Mn) in TSP and PM2.5 in Nanjing, China. *Atmos Environ*. 2012; 57: 146-152.
18. Somsunun K, Prapamontol T, Kuanpan T, Santijitpakdee T, Kohsuan K, Jeytawan N, et al. Health risk assessment of heavy metals in indoor household dust in urban and rural areas of Chiang Mai and Lamphun provinces, Thailand. *Toxics*. 2023; 11(12): 1018.
19. Safiur Rahman M, Khan MDH, Jolly YN, Kabir J, Akter S, Salam A. Assessing risk to human health for heavy metal contamination through street dust in the Southeast Asian Megacity: Dhaka, Bangladesh. *Sci Total Environ*. 2019; 660: 1610-1622.
20. Krupnova TG, Rakova OV, Gavrilkina SV, Antoshkina EG, Baranov EO, Yakimova ON. Road dust trace elements contamination, sources, dispersed composition, and human health risk in Chelyabinsk, Russia. *Chemosphere*. 2020; 261: 127799.
21. Sajedi Sabegh S, Mansouri N, Taghavi L, Mirzahosseini SA. Pollution status, origin, and health risk assessment of toxic metals in deposited indoor and outdoor urban dust. *Int J Environ Sci Technol*. 2023; 20(3): 2471-2486.
22. American Society for Testing and Materials (ASTM) International. Standing practice for collection of surface dust by micro-vacuum sampling for subsequent metals determination (ASTM Method D7144-05a). Pennsylvania: ASTM International; 2003.
23. United States Environmental Protection Agency (EPA). IRIS assessments: Cadmium (CASRN 7440-43-9). Available: https://iris.epa.gov/ChemicalLanding/&substance_nmbr=141 [accessed 27 September 2024].
24. California Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). Nickel and Nickel compounds. Available: <https://oehha.ca.gov/chemicals/nickel-and-nickel-compounds> [accessed 27 September 2024].
25. United States Environmental Protection Agency (EPA). Risk assessment guidance for superfund volume I: human health evaluation manual (part A). Washington D.C.: EPA; 1989 Dec. Report No.: EPA-540-1-89-002.
26. California Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). Lead and lead compounds. Available: <https://oehha.ca.gov/chemicals/lead-and-lead-compounds> [accessed 27 September 2024].
27. United States Environmental Protection Agency (EPA). IRIS assessments: Manganese (CASRN 7439-96-5). Available: https://iris.epa.gov/ChemicalLanding/&substance_nmbr=373 [accessed 27 September 2024].
28. United States Environmental Protection Agency (EPA). Provisional peer reviewed toxicity values for Cobalt (CASRN 7440-48-4). Cincinnati: EPA; 2008 Aug. Report No.: EPA-690-R-08-008F.
29. United States Environmental Protection Agency (EPA). IRIS assessment: Zinc and Compounds (CASRN 7440-66-6). Available: https://iris.epa.gov/ChemicalLanding/&substance_nmbr=426 [accessed 27 September 2024].
30. United States Environmental Protection Agency (EPA). IRIS assessment: Chromium (III), insoluble salts (CASRN 16065-83-1). Available: https://iris.epa.gov/ChemicalLanding/&substance_nmbr=28 [accessed 27 September 2024].
31. United States Environmental Protection Agency (EPA). Health effects assessment for copper. Cincinnati: EPA; 1984 Sep. Report No.: EPA-540/1-86-025.
32. Gui H, Yang Q, Lu X, Wang H, Gu Q, Martín JD. Spatial distribution, contamination characteristics and ecological-health risk assessment of toxic heavy metals in soils near a smelting area. *Environ Res*. 2023; 222: 115328.
33. United States Environmental Protection Agency (EPA). Risk assessment guidance for superfund volume I: human health evaluation manual (part E). Washington D.C.: EPA; 2004 Jul. Report No.: EPA-540-R-99-005.
34. van den Berg R. Human exposure to soil contamination: a qualitative and quantitative analysis towards proposals for human toxicological intervention values. Bilthoven: National Institute of Public Health and Environmental Protection; 1994 Jan. Report No.: 725201011.
35. United States Environmental Protection Agency (EPA). Soil screening guidance: user's guide. Washington D.C.: EPA; 1996 Jul. Report No.: EPA-540-R-96-018.
36. National Institute of Environmental Research (NIER). Guidelines for preparing data on the risks of chemical substances. Incheon: NIER; 2021 Feb. Report No.: NIER-GP2016-163.
37. Yoon H, Yoo SK, Seo J, Kim T, Kim P, Kim PJ, et al. Development of general exposure factors for risk assessment in Korean children. *Int J Environ Res Public Health*. 2020; 17(6): 1988.
38. Kim S, Kim S, Kim S, Lee KM, Lee K, Cheong NY, et al. Development of integrated risk assessment methodology for five heavy metals. Cheongju: Ministry of Food and Drug Safety; 2020 Nov. Report No.: TRKO202100007668.
39. United States Environmental Protection Agency (EPA). Regional screening levels (RSLs): user's guide. Available: <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-users-guide> [accessed 27 September 2024].
40. Heidari M, Darijani T, Alipour V. Heavy metal pollution of road dust in a city and its highly polluted suburb; quantitative source apportionment and source-specific ecological and health risk assessment. *Chemosphere*. 2021; 273: 129656.
41. National Institute of Environmental Research (NIER). Korean

- exposure factors handbook. Incheon: NIER; 2019 Oct. Report No.: NIER-CP2019-037.
42. National Institute of Environmental Research (NIER). Korean exposure factors handbook for children. Incheon: NIER; 2019 Nov. Report No.: NIER-GP2019-038.
 43. United States Environmental Protection Agency (EPA). Guideline for carcinogen risk assessment. Washington D.C.: EPA; 2005 Mar. Report No.: EPA-630-P-03-001F.
 44. Karimi A, Naghizadeh A, Biglari H, Peirovi R, Ghasemi A, Zarei A. Assessment of human health risks and pollution index for heavy metals in farmlands irrigated by effluents of stabilization ponds. *Environ Sci Pollut Res Int.* 2020; 27(10): 10317-10327.
 45. Roy A, Jha AK, Kumar A, Bhattacharya T, Chakraborty S, Raval NP, et al. Heavy metal pollution in indoor dust of residential, commercial, and industrial areas: a review of evolutionary trends. *Air Qual Atmos Health.* 2024; 17(4): 891-918.
 46. Wan D, Han Z, Yang J, Yang G, Liu X. Heavy metal pollution in settled dust associated with different urban functional areas in a heavily air-polluted city in North China. *Int J Environ Res Public Health.* 2016; 13(11): 1119.
 47. Ogunlade BT, Adeniran JA, Abdulraheem KA, Odediran ET, Atanda AS, Oyeneye AK, et al. Heavy metals analysis in the vicinity of a Northcentral Nigeria major scrap-iron smelting plant. *Int J Environ Res.* 2024; 18(6): 107.
 48. Ali MU, Liu G, Yousaf B, Abbas Q, Ullah H, Munir MAM, et al. Compositional characteristics of black-carbon and nanoparticles in air-conditioner dust from an inhabitable industrial metropolis. *J Clean Prod.* 2018; 180: 34-42.
 49. Chen H, Zhan C, Liu S, Zhang J, Liu H, Liu Z, et al. Pollution characteristics and human health risk assessment of heavy metals in street dust from a typical industrial zone in Wuhan City, Central China. *Int J Environ Res Public Health.* 2022; 19(17): 10970.
 50. Min G, Shin J, Kim D, Woo J, Sung K, Cho M, et al. Assessment of heavy metal exposure levels (Pb, Hg, Cd) among South Korean and contribution rates by exposure route - Korean National Environmental Health Survey (KoNEHS) cycle 4 (2018~2020). *J Environ Health Sci.* 2023; 49(5): 262-274.

〈저자정보〉

민기홍(연구원), 김대환(연구원), 이상훈(연구원),
 류현수(연구원), 김정(수석연구원), 신지훈(조교수),
 최길용(교수), 조만수(교수), 최영태(연구원),
 양원호(교수)