



# Geokemične lastnosti podstrešnega, stanovanjskega in cestnega prahu v okolici cementarne v Anhovem, Slovenija

## Geochemical properties of attic, household and street dust in the vicinity of the cement plant in Anhovo, Slovenia

Mateja GOSAR\* & Martin GABERŠEK

Geološki zavod Slovenije, Dimičeva ulica 14, SI-1000 Ljubljana, Slovenija; \*corresponding author: [mateja.gosar@geo-zs.si](mailto:mateja.gosar@geo-zs.si)

Prejeto / Received 23. 1. 2025; Sprejeto / Accepted 14. 2. 2025; Objavljeno na spletu / Published online 28. 2. 2025

*Ključne besede:* podstrešni prah, stanovanjski prah, cestni prah, onesnaženje, geokemija, Anhovo

*Key words:* attic dust, household dust, street dust, contamination, geochemistry, Anhovo

### Izvleček

Na širšem območju Anhovega smo vzorčili in analizirali stanovanjski, podstrešni ter cestni prah. Namen dela je ugotoviti geokemične lastnosti treh tipov prahu, ki so posledica geogenih dejavnikov, preteklih in sedanjih vplivov cementarne ter tudi drugih dejavnikov. Z raziskavo smo zajeli naselja Anhovo, Morsko, Deskle, Ložice, Gorenje Polje, Goljevica, Ravna, Krstenica, Kanal in Bodrež. V presevkah ( $< 0,063$  mm) obravnavanih vzorcev so bile po razklopu z zlatotopko določene vsebnosti arzena (As), kadmija (Cd), kobalta (Co), kroma (Cr), bakra (Cu), živega srebra (Hg), mangana (Mn), molibdena (Mo), niklja (Ni), svinca (Pb), antimona (Sb), talija (Tl) in cinka (Zn).

Sestava prahu se močno razlikuje med posameznimi tipi in med vzorčnimi mesti. Razponi med najmanjšimi in največjimi vsebnostmi elementov so večinoma veliki, kar kaže na deloma različne vire v različnih predelih obravnavanega območja in na antropogene vplive. Rezultati kažejo, da so za celotno raziskovano območje značilne relativno visoke vsebnosti Hg v vseh treh tipih prahu. Vsebnosti Hg so izrazito večje tako v primerjavi z Mariborom, kot slovenskim podeželjem in večjimi slovenskimi urbanimi kraji. Glede na predstavljene podatke lahko sklepamo, da na vsebnosti Hg v prahu oz. v okolju vplivajo antropogeni viri, ki so bili aktivni v preteklosti in viri, ki so aktivni še danes. Za raziskovano območje so v primerjavi z drugimi podatki za Slovenijo značilne tudi nekoliko večje vsebnosti Tl in Mn.

### Abstract

Household, attic, and street dust were sampled and analysed in the influential area of cement plant located in Anhovo, Slovenia. The aim of the work is to determine the geochemical properties of the three types of dust, which are the result of geogenic factors, past and current influences of the cement plant, and other factors. The study covered the settlements of Anhovo, Morsko, Deskle, Ložice, Gorenje Polje, Goljevica, Ravna, Krstenica, Kanal and Bodrež. The levels of arsenic (As), cadmium (Cd), cobalt (Co), chromium (Cr), copper (Cu), mercury (Hg), manganese (Mn), molybdenum (Mo), nickel (Ni), lead (Pb), antimony (Sb), thallium (Tl) and zinc (Zn) were determined in the sieved dust samples ( $< 0.063$  mm) after aqua regia digestion.

The composition of dusts varies greatly between the three dust types and also between sample sites. The ranges between the minimum and maximum levels are mostly large, which indicates different sources in different parts of the studied area and anthropogenic influences. The results show that the studied area is characterized by relatively high Hg levels in all three types of dust. The Hg levels are significantly higher compared to town of Maribor, the Slovenian countryside and Slovenian urban areas. Based on the presented data, we can conclude that the levels of Hg in the studied three dust types and in the environment is influenced by anthropogenic sources that have been active in the past and sources that are still active today. The studied area is also characterized by slightly higher Tl and Mn levels compared to other data for Slovenia.

### Uvod

#### Dimni plini iz cementarn in (so)sežigalnic ter potencialno strupeni elementi

Proizvodnja cementa ima lahko več negativnih vplivov na okolje, med katerimi so najpomembnejši emisije  $\text{CO}_2$ , CO,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_x$ , dioksinov, furanov, hlapnih organskih spojin in prašnih delcev, manjše količine odpadkov, hrup, posegi v prostor (npr. kamnolomi) ter uporaba hladilne vode (Mishra et

al., 2022; Mohamad et al., 2022). Cementarne pogosto kot gorivo uporabljajo tudi različne odpadke, kar lahko ob neustreznih ukrepih povzroča dodatne izpuste plinov in trdnih delcev v okolje.

Obnašanje glavnih in slednih elementov med zgorevanjem odpadkov je odvisno od njihove naravne hlapljivosti, njihove vsebnosti in pojavne oblike v gorivu ter od kemičnih reakcij, ki potečejo z žveplom ali drugimi hlapljivimi komponentami.

Ob zgorevanju odpadkov večina prvin ostane v obliki trdnih delcev v elektrofiltrskem pepelu ali pepelu in žlindri, ki ostane v kotlu, nekatere prvine pa preidejo v plinasto fazo oz. dimne pline. Večina kovin (npr. Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, V) se sprošča iz sistema v obliki trdnih delcev (žlindre/pepela). Samo Hg, As in Se so vsaj delno prisotni tudi v plinasti fazi, podobno kot pri zgorevanju premoga (Shuqin et al., 2006). Sproščanje elementov je odvisno od lastnosti in velikosti delcev. Med zgorevanjem so delci podvrženi kompleksnim spremembam, ki vodijo do izhlapevanja hlapljivih elementov (Senegačnik, 2019).

Ocenjene emisije Hg v zrak iz antropogenih virov so leta 2015 znašale 2220 ton, pri čemer je proizvodnja cementa predstavljala približno 11 % globalnih antropogenih emisij (UNEP, 2019). Industrija cementa je eden od treh največjih virov antropogenih emisij Hg v Evropi (UNEP, 2019). Antropogene emisije predstavljajo približno 30 % vseh emisij Hg v ozračje. V istem poročilu ugotavljajo, da so ocenjeni globalni antropogeni izpusti Hg v ozračje za leto 2015 za približno 20 % večji, kot so bili v ocenah za leto 2010, večinoma na račun povečanja emisij v Aziji.

Po podatkih Pacyna in sodelavcev (2006) so emisije Hg iz cementarn znatne in so bile za leto 2000 ocenjene na približno 5,6 % skupnih emisij Hg iz svetovnih antropogenih virov in na približno 12,6 % v Evropi (brez Rusije) (Pacyna et al., 2006). Cementarne Hg izpuščajo v ozračje v dimnih plinih, klinkerju in prahu, ki ga večinoma odstranijo iz dimnih plinov (Kogut et al., 2021; Ljubič Mlakar et al., 2010). Živo srebro v dimnih plinih cementarn prihaja iz surovin, ki se uporabljajo za proizvodnjo cementa, kot tudi iz goriv, ki se dovajajo v rotacijsko peč (Kogut et al., 2021). Razširjanje emisij Hg (ali kateregakoli onesnaževala) od točkovnega vira do območij odlaganja je odvisno predvsem od smeri in jakosti vetra oz. meteoroloških pogojev (Croxford et al., 1996). Med zgorevanjem se Hg lahko sprosti v treh oblikah – v oksidirani obliki ( $\text{Hg}^{2+}$ ), v elementarni obliki ( $\text{Hg}^0$ ) in v obliki, ki se veže na trdne delce. V plinasti in trdni fazi Hg hitro oksidira, navadno s halogeni (Cl, Br), ki so prisotni v gorivu ali v dimnih plinih. Živo srebro, ki se veže na trdne delce in oksidirano Hg je preprosto zajeti s čistilnimi sistemi (Senegačnik, 2019). Težje pa je zajeti elementarno Hg, ki je lahko prisotno v večjih koncentracijah v dimnih plinih (Senegačnik, 2019).

Elementarno živo srebro se v atmosferi zadrži relativno dolgo (več mesecev) in se zato lahko transportira zelo daleč (Lindqvist & Rodhe, 1985). Oksidirane oblike se v atmosferi zadržijo precej

krajši čas, v odvisnosti od topnosti v vodi, ki se nahaja v atmosferi. Trdni delci, ki vsebujejo Hg pa se odložijo najbližje izvora. S suhim in mokrim odlaganjem Hg in njegovih spojin se atmosfersko Hg vključuje v biosfero in vstopa v vodno-biološko kroženje. Zaradi tega je atmosferska pot Hg pomemben del biogeokemijskega kroženja živega srebra in njegovih spojin v naravi.

V cementarnah uporabljajo posebne sisteme za odstranjevanje Hg iz dimnih plinov, ki temeljijo na njegovih specifičnih lastnostih. Tudi vrečasti filtri, elektrostatični odpraševalniki in mokri pralniki, ki so namenjeni odstranjevanju kislih komponent, kot so  $\text{SO}_x$ , HCl in HF, odstranijo del emisij Hg (Senegačnik, 2019).

Edina še delujoča cementarna v Sloveniji je cementarna v Anhovem, ki je pričela delovati leta 1921. Do leta 1996 so proizvajali cementno-azbestne izdelke. Pri svoji dejavnosti že vrsto let uporabljajo tudi alternativna goriva oz. različne vrste odpadkov. V cementarni v Anhovem lahko istočasno uporabljajo različna goriva, ki morajo biti posebej pripravljena in prilagojena sistemu za doziranje. Tako kot vsaj 200 cementarn v Evropski uniji, ki uporabljajo odpadke kot vir alternativnih goriv, morajo tudi v Anhovem izpolnjevati predpisano zakonodajo (Internet 1). Masni tok živega srebra skozi procese cementarne v Anhovem so preučevali Ljubič Mlakar in sodelavci (2010). Izvedene so bile periodične točkovne meritve, s čimer so spremljali povečanje vsebnosti Hg in obnašanje dimnih plinov v različnih delih procesa izdelave cementa. Nadaljevali so z raziskavo (Ljubič Mlakar et al., 2011), ki je bila osredotočena na razumevanje onesnaževanja s Hg, ki ga povzroča cementarna. Aktivni in pasivni biomonitoring z epifitskimi lišaji so združili z drugimi instrumentalnimi meritvami emisij Hg, vsebnosti Hg v surovinah, koncentracije elementarnega Hg v zraku, količine prašnih oblog, temperatur, padavin in drugih meritev iz rednega programa monitoringa cementarne. Speciacija Hg v dimnih plinih je pokazala, da je glavna oblika izpuščenega Hg reaktivno plinasto  $\text{Hg}^{2+}$ , kar je značilno za cementarne. Koncentracije elementarnega Hg v zraku so merili v različnih meteoroloških pogojih in so bile relativno nizke, povprečno manj kot  $10 \text{ ng/m}^3$  (Ljubič Mlakar et al., 2011). Glede na visok delež  $\text{Hg}^{2+}$  v plinasti fazi je bil lokalni vpliv sedimentiranega Hg ocenjen kot pomemben. Koncentracije Hg v lišajih in situ niso pokazale pomembnega vpliva, presajeni (transplantirani) lišaji pa so pokazali povečanje koncentracije Hg, še posebej na eni lokaciji v bližini cementarne. Zanimivo je, da so opazili, da je bila vitalnost lišajev prizadeta v daljšem obdobju

biomonitoringa, kar so povezali z nekaterimi elementi v prašnih delcih in njihovo alkalnostjo ter vplivi ostalih emisij. Koncentracije Hg izmerjene v presajenih lišajih, ki so bili v dobrem stanju, so bile v dobri korelaciji z delovnim časom peči v cementarni (tj. izpuščeno količino Hg) (Ljubič Mlakar et al., 2011). Nadalje so ocenili skupne letne emisije Hg iz cementarne na povprečno 10 kg in največ 24 kg (Ljubič Mlakar et al., 2011). Ljubič Mlakar in sodelavci (2011) zaključujejo študijo z ugotovitvijo, da je cementarna edini pomemben vir Hg na območju raziskav in da naravne surovine vsebujejo zelo majhne vsebnosti Hg. Glede na to, je mogoče sklepati, da je onesnaženje, ki ga povzroča cementarna, majhno. Nadalje so zapisali, da bi lahko visokotemperaturni industrijski procesi pomembno prispevali k onesnaženosti zraka s potencialno strupenimi elementi. Opozarjajo, da vsaka sprememba v uporabi goriv, surovin ali tehnologije lahko povzroči spremembe in da bo v prihodnje to zelo pomembno zaradi povečane uporabe alternativnih goriv ter sekundarnih surovin v cementarni (Ljubič Mlakar et al., 2011).

V okviru magistrske naloge z naslovom »Ugotavljanje onesnaženosti zraka v srednji soški dolini z izbranimi vrstami mahov« (Mavrič, 2020) so s pomočjo usedanja zračnih delcev na površino mahov ter s filtriranjem zraka skozi filtre z zračno črpalko preučevali onesnaženost zraka v srednji Soški dolini. Za vzorčenje so uporabili štiri vrste mahov, ki so jih izpostavili po dva meseca na štirih izbranih vzorčnih mestih (Gorenje Polje, Zagabrci, Ložice in Markiči – kontrolno vzorčno mesto) v času kurilne sezone ter izven kurilne sezone. Elementno sestavo mahov pred in po izpostavitvi so določili s tehnikami XRF in ICP-MS. Po izpostavitvi so vse vrste mahov zelo dobro akumulirale Cl. Večina je slabo privzemala Br, Cr in Ni, saj so se ti elementi iz vzorcev izpirali. Vsebnosti akumuliranih elementov so se razlikovale tako med različnimi vrstami mahov, kot med različnimi vzorčnimi mesti. V Soški dolini, na lokacijah v bližini cementarne, so bile koncentracije Hg in Tl višje kot na vzorčnem mestu na pobočju sosednje doline. Na vseh vzorčnih mestih je tako med kurilno in nekurilno sezono večina vrst mahov akumulirala Al, Si, S, K, Ca, Ti, Mn in Fe. V obeh sezonah se je akumuliral tudi Cl. V kurilni sezoni so vse vrste mahov dodatno akumulirale še Pb na vzorčnem mestu Gorenje Polje, tri vrste pa Cr. Na Zagabrci so tri vrste mahu akumulirale Rb, Ag in Hg, v Ložicah pa Rb in Tl. V nekurilni sezoni so vse vrste mahov (poleg že omenjenih elementov) akumulirale Hg in Tl na vzorčnem mestu Gorenje Polje. Po tri vrste mahov so nakazovale povečanje

vsebnosti Sr na vseh štirih vzorčnih mestih. Rubidij je bil prisoten na vseh vzorčnih mestih razen v Markičih. Povečanje vsebnosti Zn je bilo zaznано na vzorčnem mestu Markiči, povečanje Hg pa na vzorčnem mestu Zagabrci in Ložice (Mavrič, 2020). Dodatno so z zračno črpalko vzorčili trdne delce v zraku po dva dni v kurilni in izven kurilne sezone (na istih vzorčnih mestih), pri čemer so s pomočjo separatorja trdne zračne delce ločili glede na njihovo velikost (2,5–10  $\mu\text{m}$  – inhalabilna frakcija, < 2,5  $\mu\text{m}$  – respirabilna frakcija). Filtre (polikarbonatni membranski filtri s premerom 47 mm) z ujetimi trdnimi delci so analizirali z LA-ICP-MS in jih pregledali z vrstičnim elektronskim mikroskopom (SEM-EDX) ter delcem določili elementno sestavo. Na pregledanih filterjih so prevladovali delci saj, ki so se združevali v večje skupke. Zapisali so tudi, da so našli delce podobne azbestnim vlaknom. Koncentracija trdnih delcev je bila med kurilno sezono v povprečju višja kot izven kurilne sezone (Mavrič, 2020). Avtorica poudarja, da so za zanesljive zaključke potrebne dodatne raziskave (Mavrič, 2020).

Namen raziskave je bil določiti geokemično sestavo treh tipov prahu v okolici cementarne v Anhovem. Želeli smo ugotoviti ali na podlagi raziskave lahko opazimo morebitne pretekle in sedanje vplive cementarne v Anhovem na geokemične lastnosti prahu in tudi okolja na splošno.

## Materiali

Na vplivnem območju cementarne v Anhovem smo vzorčili tri tipe prahu: stanovanjski (sl. 1) podstrešni (sl. 2) in cestni prah (sl. 3). Stanovanjski prah je tip prahu, ki se odlaga na ravnih površinah (npr. tla, pohištvo) v bivalnih delih hiš oz. stanovanj. Sestavljajo ga organski in anorganski delci naravnega ter antropogenega izvora, ki prihajajo predvsem iz notranjih virov in v manjši meri iz zunanjih. Notranji viri so odvisni od aktivnosti in navad stanovalcev ter lastnosti stanovanj, zato se med posameznimi stanovanji močno razlikujejo (Morawska & Salthammer, 2003; Rasmussen, 2004; Turner & Ip, 2007; Gaberšek, 2020; Gaberšek & Gosar, 2021). Stanovanjski prah je indikator trenutnih virov onesnaženja in, ker je človek z njim v vsakodnevem stiku, je študij stanovanjskih prahov pomemben tudi z vidika zdravja ljudi.

Podstrešni prah je tip prahu, ki se odlaga na neposeljenih in neizoliranih podstrešjih. Večinoma izvira iz naravnih in antropogenih zunanjih virov (Cizdziel & Hodge, 2000; Šajn, 2003; Gosar et al., 2006; Davis & Gulson, 2005). Neprekinjeno in nemoteno odlaganje delcev ter njihova dolgotrajna stabilnost na podstrešjih omogoča posredno oceno



Sl. 1. Stanovanjski prah: pre-rezana polna vrečka iz sesalca in sejanje (foto: M. Gaberšek).

Fig. 1. Household dust: cut vacuum cleaner bag and sieving its content (photo: M. Gaberšek).



Sl. 2. Vzorčenje podstrešnega prahu (foto: M. Gosar).

Fig. 2. Attic dust sampling (photo: M. Gosar).



zgodovinske obremenjenosti zraka z onesnaževali, od izgradnje stavbe do časa vzorčenja (Gosar & Šajn, 2001; Ilacqua et al., 2003; Šajn, 2003; Davis & Gulson, 2005; Gosar et al., 2006; Völgyesi et al., 2014; Miler & Gosar, 2019; Gaberšek, 2020; Gaberšek & Gosar, 2021; Gaberšek et al., 2022).

V primeru cestnega prahu gre za prah oziroma trdne delce, ki se odlagajo in kopičijo na zunanjih asfaltiranih in betonskih površinah (Gunawardana et al., 2012; Denby et al., 2018). Cestni prah predstavlja mešanico materialov, delcev naravnega in antropogenega izvora (Taylor, 2007; Amato



Sl. 3. Vzorčenje cestnega prahu (foto: M. Gosar).

Fig. 3. Street dust sampling (photo: M. Gosar).

et al., 2009; Gunawardana et al., 2012; Žibret et al., 2013; Ali et al., 2019; Teran et al., 2020; Gaberšek, 2020; Gaberšek & Gosar, 2021). Eden izmed pomembnejših antropogenih virov je promet, tako zaradi izgorevanja goriv, kot zaradi obrabe gum, zavor in ostalih delov vozila (Grigoratos & Martini, 2015; Hwang et al., 2016; Ali et al., 2019). Seveda na sestavo cestnega prahu pomembno vplivajo vsi antropogeni viri, ki so aktivni v času pred vzorčenjem. Odlaganje in zadrževalni čas cestnega prahu je močno odvisen od vremenskih pogojev (sušno, dež, veter) in lastnosti površin (prisotnost por in razpok, kjer se prah lahko zadrži). Cestni prah torej odraža razmere v zunanjem okolju v relativno bližnji preteklosti (nekaj dni, tednov ali mesecev).

### Metode dela

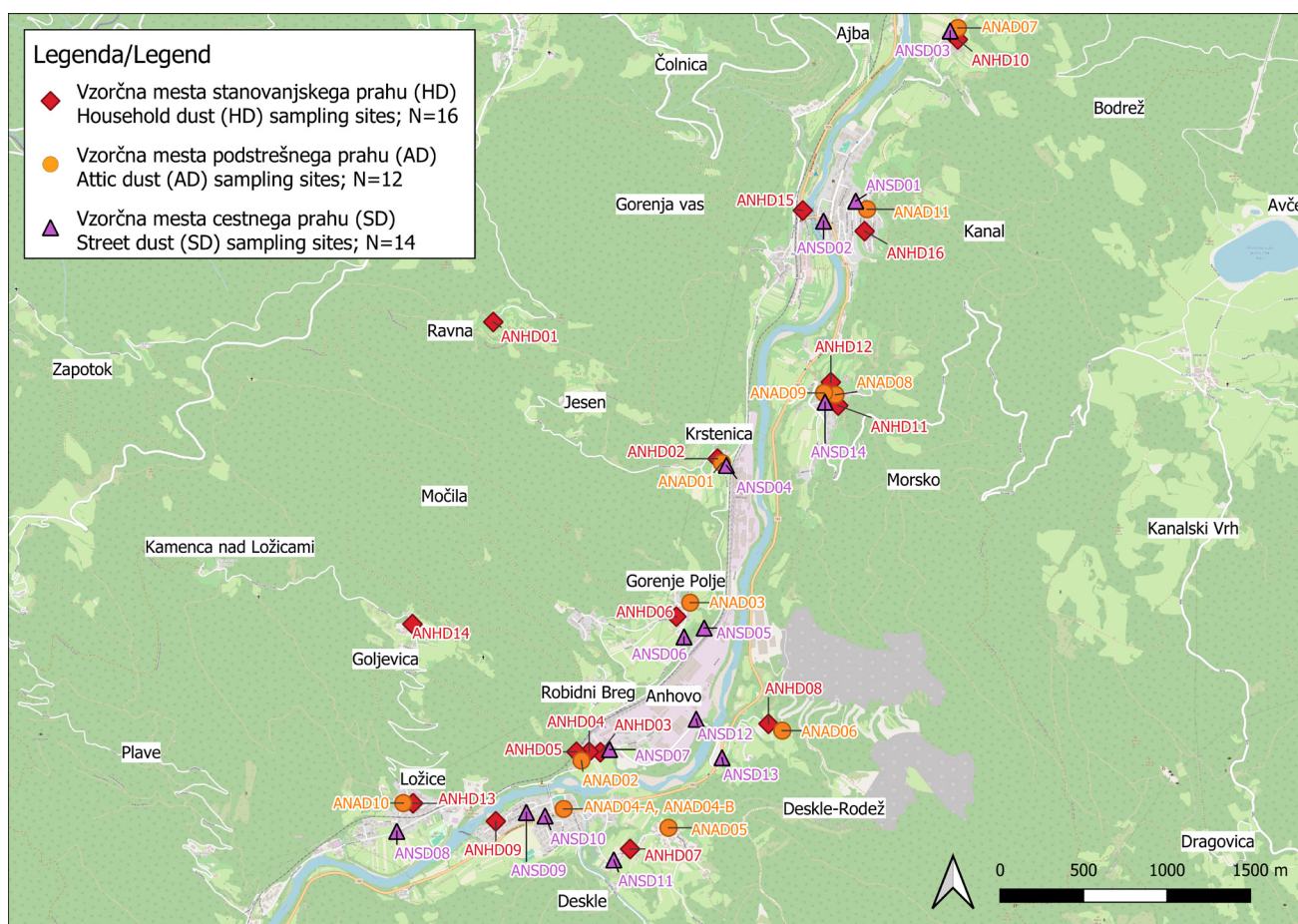
Načrt vzorčenja različnih vrst prahov smo pripravili skupaj s sodelavci iz Biotehniške fakultete (BF), ker so oni v istem letu raziskovali tla na obravnavanem območju. Vzorčenje prahov smo izvedli spomladi leta 2023. Pri vzorčenju podstrešnega in stanovanjskega prahu smo imeli tudi izjemno dragoceno pomoč in podporo Občine Kanal ob Soči in občanov, ki so nam omogočili vstop v njihova stanovanja oz. podstrehe in s tem vzorčenje.

### Vzorčenje

Vzorčili smo stanovanjski, podstrešni in cestni prah na vplivnem območju cementarne v Anhovem (sl. 4). Stanovanjski prah (vrečke iz sesalcev) smo pridobili na 16 lokacijah (oznaka HD), podstrešni prah na 11 lokacijah (oznaka AD; na

eni lokaciji smo vzeli 2 vzorca) in cestni prah na 14 lokacijah (oznaka SD). Stanovanjski prah smo vzorčili s pridobitvijo polnih vrečk iz sesalcev. Sodelujoči stanovalci so ob tem izpolnili vprašalnik o njihovem življenjskem slogu in navadah ter lastnostih stanovanj, ki bi lahko vplivale na kemično sestavo stanovanjskega prahu. Slika 1 prikazuje pripravo vzorca stanovanjskega prahu v laboratoriju. Podstrešni prah smo vzorčili z uporabo najlonskih krtač oz. s krtačenjem prahu z lesenih površin na podstrešjih (predvsem tramov), ki so bila zgrajena pred najmanj 50 leti. Pri vzorčenju se je izkazalo, da se zaradi načina gradnje tipičnih hiš na teh podstrehah sedimentira relativno malo prasnih delcev. Na nekaterih podstrehah, ki smo jih obiskali ni bilo dovolj prahu in zato nismo uspeli pridobiti vzorca. Na sliki 2 je prikazano vzorčenje podstrešnega prahu. Cestni prah smo vzorčili s krtačenjem z najlonskimi krtačami iz primernih (asfaltiranih ali betoniranih) površin. Na sliki 3 so predstavljene fotografije vzorčenja cestnega prahu.

Vse tri tipe prahu smo pridobili v sledečih naseljih v širši okolici Anhovega oz. cementarne: Krstenica, Anhovo, Gorenje Polje, Deskle, Deskle – Rodež, Bodrež, Morsko, Ložice in Kanal, samo stanovanjski prah pa tudi v naseljih Ravna in Goljevica. Na sliki 4 so prikazane lokacije vzorcev posameznega tipa prahu. Zaradi zavarovanja anonimnosti stanovalcev, ki so nam omogočili vzorčenje stanovanjskega in podstrešnega prahu, lokacije vzorčnih mest niso centrirane na mesto vzorčenja, ampak so naključno nekoliko premaknjene, tako da sledenje do hiše/stanovanja, kjer smo vzorčili ni mogoče.



Sl. 4. Prikaz vzorčnih mest stanovanjskega, podstrešnega in cestnega prahu.

Fig. 4. Sampling sites of household, attic and street dust.

### Priprava vzorcev in analitika

V laboratoriju Geološkega zavoda Slovenije smo vzorce prahov po sušenju na 35 °C presejali na frakcijo < 0,063 mm. Ta frakcija je bila analizirana. Kemična analiza vzorcev je bila opravljena v laboratoriju Bureau Veritas Mineral Laboratories (mednarodna akreditacija ISO/IEC 17025:2017), v Vancouvru v Kanadi. Za določitev multi-elementne sestave vključujoč vsebnosti As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Mn, Ni, Pb, Sb, Tl in Zn je bilo 0,5 g vzorca prelitega z modificirano zlatotopko (mešanica kislin HCl in HNO<sub>3</sub> ter vode v razmerju 1:1:1), eno uro segrevano na 95 °C in potem primerno razredčeno z destilirano vodo. Vsebnosti elementov v raztopini so bile določene z induktivno sklopljeno plazemsko (ICP) masno spektrometrijo (MS). Na podlagi ponovitev analiz devetih vzorcev (po tri vsakega tipa prahu) in analize standardov (BCR 146R, OREAS 45e, OREAS 151b) je bila kakovost analitike ocenjena kot ustrezna za vse obravnavane elemente.

### Rezultati in razprava

V tabeli 1 so podani osnovni podatki neparametrične statistike, ki je v tovrstnih raziskavah, z relativno malo vzorci, najbolj smiselna (Min – najmanjša

vsebnost, Md – mediana, Max – največja vsebnost) o vsebnostih As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Tl in Zn v vseh treh tipih prahu na preiskovanem območju. V nadaljevanju podrobneje opisujemo njihove vsebnosti, ki so primerjalno prikazane na slikah od 5 do 7, in njihove prostorske porazdelitve.

### Kemična sestava stanovanjskega prahu

Vsebnosti arzena (As) v stanovanjskem prahu so v območju od 1,6 do 6,7 mg/kg. Vsebnosti kadmija (Cd) so večinoma od 0,56 do okoli 3 mg/kg. Odstopa le vsebnost v stanovanjskem prahu iz Bodreža, ki vsebuje 6,48 mg/kg kadmija. Glede na podatke iz vprašalnika o navadah stanovalcev kaže, da v stanovanju prebivalci ne kadijo, večji vpliv zunanjega okolja je možen zaradi sesanja predpražnikov. Vsebnosti kobalta (Co) se večinoma gibajo od 3,5 do 10 mg/kg. Z vsebnostjo 29,8 mg/kg izstopa samo vzorec iz Rodeža pri Desklah. Iz vprašalnika ni videti kakšnih posebnosti v navadah stanovalcev ali v lastnostih stanovanja. Tudi pri vsebnostih kroma (Cr), molibdena (Mo), niklja (Ni), bakra (Cu) navzgor odstopa vzorec iz Rodeža. Vsebuje na primer 195 mg/kg Cr, kar je skoraj 4-kratna vsebnost mediane in je izjemno bogat tudi z bakrom

Tabela 1. Osnovne statistike za stanovanjski, podstrešni in cestni prah.

Table 1. Basic statistics for household, attic and street dust.

|    | ENOTA<br>UNIT | LD    | STANOVANJSKI PRAH<br>HOUSEHOLD DUST<br>HD (N=16) |       |       | PODSTREŠNI PRAH<br>ATTIC DUST<br>AD (N=12) |       |        | CESTNI PRAH<br>STREET DUST<br>SD (N=14) |       |       |
|----|---------------|-------|--------------------------------------------------|-------|-------|--------------------------------------------|-------|--------|-----------------------------------------|-------|-------|
|    |               |       | Min                                              | Md    | Max   | Min                                        | Md    | Max    | Min                                     | Md    | Max   |
| As | mg/kg         | 0,1   | 1,6                                              | 2,8   | 6,7   | 5,1                                        | 7,6   | 36,7   | 1,7                                     | 2,9   | 4,5   |
| Cd | mg/kg         | 0,01  | 0,56                                             | 0,95  | 6,48  | 1,34                                       | 2,26  | 7,38   | 0,35                                    | 0,46  | 1,39  |
| Co | mg/kg         | 0,1   | 3,5                                              | 5,8   | 29,8  | 5,0                                        | 7,2   | 48,2   | 3,3                                     | 6,0   | 10,8  |
| Cr | mg/kg         | 0,5   | 26                                               | 50    | 195   | 34                                         | 55    | 245    | 25                                      | 45    | 660   |
| Cu | mg/kg         | 0,01  | 76                                               | 183   | 2800  | 75                                         | 110   | 306    | 19                                      | 49    | 232   |
| Hg | mg/kg         | 0,005 | 0,345                                            | 1,497 | 6,502 | 0,003                                      | 3,703 | 17,419 | 0,395                                   | 1,911 | 5,721 |
| Mn | mg/kg         | 1     | 292                                              | 432   | 697   | 400                                        | 660   | 1441   | 379                                     | 622   | 3820  |
| Mo | mg/kg         | 0,01  | 1,12                                             | 1,94  | 24,43 | 1,50                                       | 2,61  | 10,10  | 0,95                                    | 2,47  | 11,46 |
| Ni | mg/kg         | 0,1   | 25                                               | 47    | 131   | 26                                         | 42    | 71     | 19                                      | 27    | 58    |
| Pb | mg/kg         | 0,01  | 37                                               | 67    | 246   | 79                                         | 195   | 315    | 14                                      | 32    | 215   |
| Sb | mg/kg         | 0,02  | 1,3                                              | 3,0   | 72,2  | 1,2                                        | 3,5   | 9,2    | 0,6                                     | 1,3   | 15,5  |
| Tl | mg/kg         | 0,02  | 0,06                                             | 0,14  | 0,41  | 0,12                                       | 0,50  | 6,87   | 0,06                                    | 0,14  | 1,63  |
| Zn | mg/kg         | 0,1   | 332                                              | 556   | 1054  | 231                                        | 550   | 839    | 99                                      | 221   | 605   |

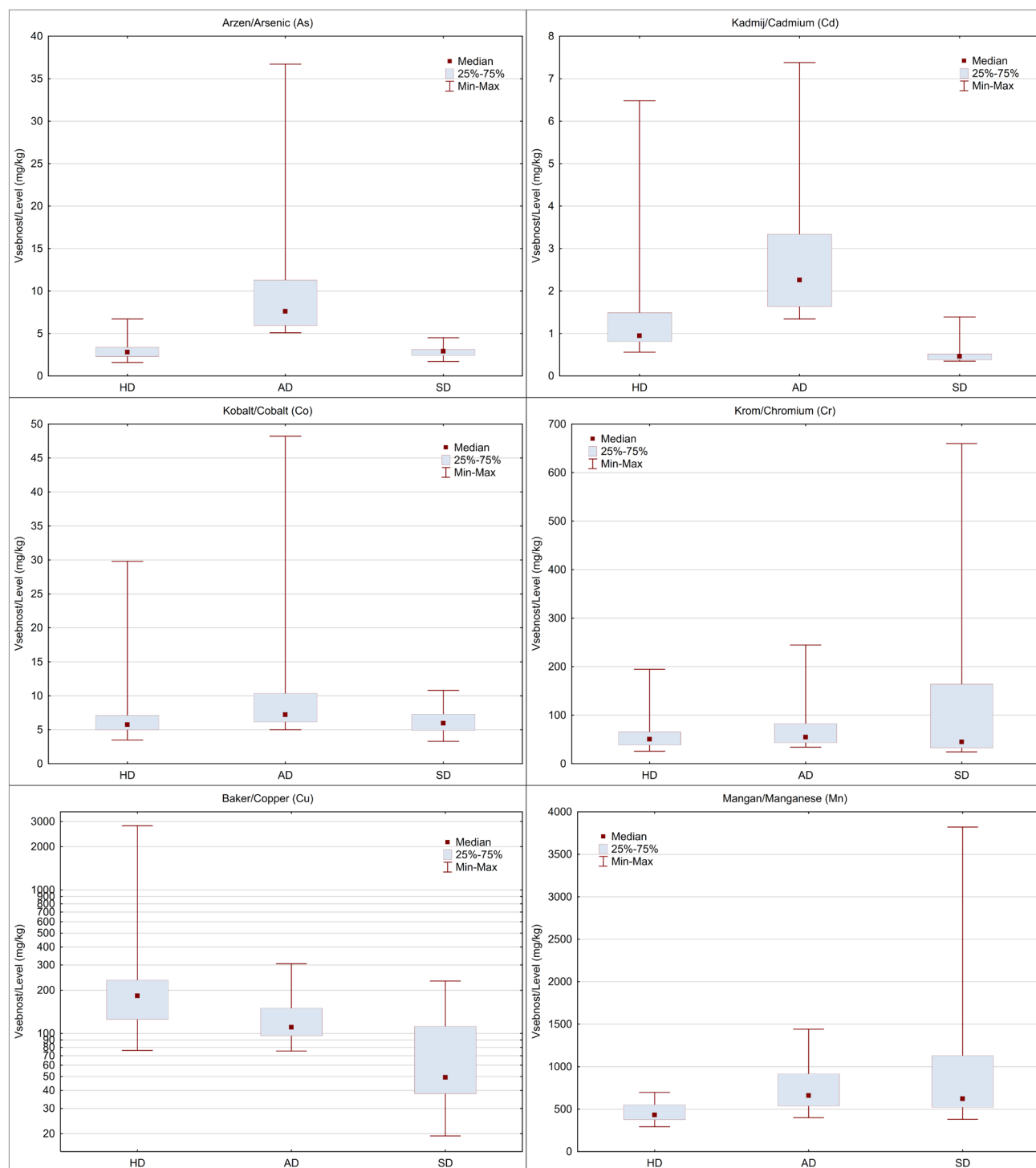
LD-meja detekcije uporabljene analitske metode / detection limit; N-število vzorcev / number of samples; Min-najmanjša vsebnost / minimum level; Md-mediana / median; Max-največja vsebnost / maximum level

(2800 mg/kg). Pri vsebnostih bakra (Cu) opazimo nadalje tudi, da od mediane (183 mg/kg) navzgor nekoliko odstopa vzorec (830 mg/kg) iz Bodreža. Posebnosti v navadah prebivalcev, ki bi lahko pojasnile visoke vsebnosti, nismo opazili. Vsebnosti mangana (Mn) ne odstopajo močno od mediane (432 mg/kg) in se gibljejo od 292 do 697 mg/kg. Vsebnosti molibdena (Mo) so blizu mediane (1,94 mg/kg), odstopa že prej omenjeni vzorec iz Rodeža z vsebnostjo 24,4 mg/kg. Podobno je pri vsebnostih niklja (Ni). Poleg vzorca iz Rodeža od mediane (47 mg/kg) navzgor odstopa tudi eden izmed vzorcev iz Anhovega (131 mg/kg). Visoke vsebnosti Mo, Ni, Co, Cr in Cu v stanovanjskem prahu v Rodežu morda lahko pripišemo vplivu bližnjega kamnoloma fliša oz. laporovca, ki ga uporabljajo v cementarni. Za potrditev te domneve bi bilo potrebno določiti geokemično sestavo fliša. Glede na podatke o geokemičnih ozadih in pragovih (Gosar et al., 2019) je v tem delu Slovenije pričakovati nekoliko višje vsebnosti naštetih elementov, z izjemo molibdena (Mo). Pri vsebnostih svinca (Pb) od mediane (67 mg/kg) navzgor odstopa samo vzorec iz Raven (246 mg/kg). Pri vsebnosti antimonu (Sb) od mediane (2,96 mg/kg) navzgor zelo močno odstopa samo eden izmed dveh vzorcev iz Kanala (72 mg/kg). Pri vsebnostih talija (Tl) je zanimivo, da od mediane (0,14 mg/kg) navzgor pomembnejše odstopata predvsem dva vzorca iz Anhovega (0,41 in 0,40 mg/kg) nekoliko

manj tudi vzorec iz Gorenjega Polja (0,28 mg/kg). Vsebnosti cinka (Zn) so od 332 do 1054 mg/kg, mediana je 556 mg/kg. Največ Zn je v vzorcih iz Bodreža in Kanala.

Vsebnosti živega srebra (Hg) v stanovanjskem prahu se gibljejo od 0,345 do 6,502 mg/kg, mediana je 1,497 mg/kg. Glede na to, da prebivalci v stanovanjih, kjer smo pridobili stanovanjski prah ne kadijo, so vrednosti razmeroma visoke. Izrazi to odstopa največja vrednost, ki smo jo določili v stanovanjskem prahu v Goljevici, zahodno od Anhovega.

Primerjava s podatki o elementi sestavi stanovanjskih prahov iz Maribora (Gaberšek 2020; Gaberšek & Gosar, 2021), Idrije (Bavec et al., 2017), slovenskega podeželja in urbanih okolij (Teran, 2020) kaže (sl. 8), da so vsebnosti Hg na obravnavanem območju med 4 in 6-krat večje kot v Mariboru (Gaberšek 2020; Gaberšek & Gosar, 2021) in na slovenskem podeželju ter v urbanih krajih Slovenije (Teran, 2020). Mediana v Idriji (20,9 mg/kg, Bavec et al., 2017) je 13,9-krat večja kot na obravnavanem območju v okolici Anhovega (1,5 mg/kg). To je glede na zelo močno obremenjeno okolje v Idriji (Baptista Salazar et al., 2017; Bavec & Gosar 2016; Gosar & Teršič, 2015; Gosar et al., 2006; Gosar et al., 2016; Gosar & Teršič, 2012 in tam naštetih viri) zaradi več stoletij pridobivanja Hg povsem razumljivo.



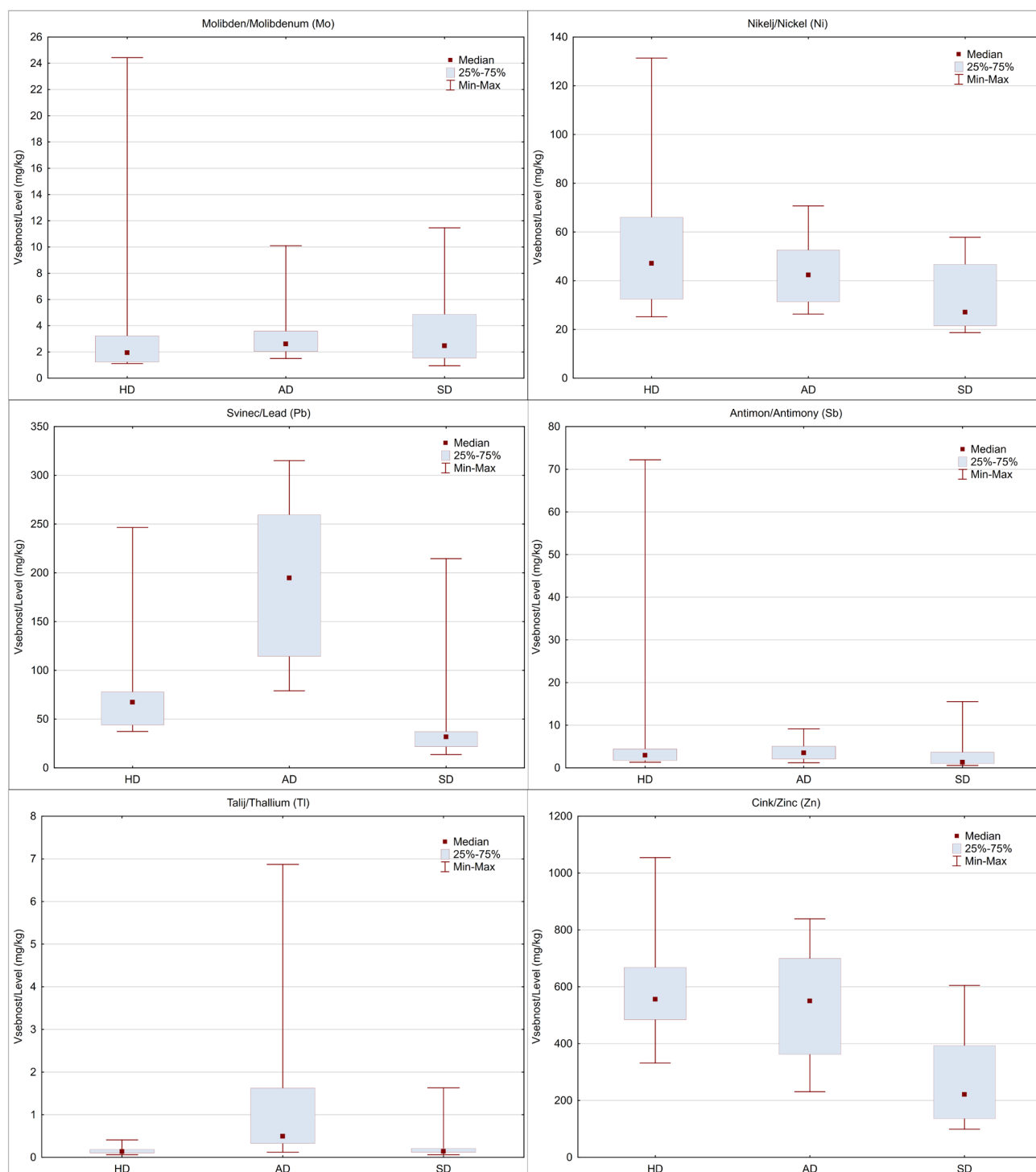
Sl. 5. Primerjava osnovnih statističnih parametrov v stanovanjskem (HD), podstrešnem (AD) in cestnem (SD) prahu za As, Cd, Co, Cr, Cu, Mn.  
Fig. 5. Comparison of basic statistical parameters in household (HD), attic (AD) and street (SD) dust for As, Cd, Co, Cr, Cu, Mn.

Razmerja med medianami ostalih obravnavanih elementov v stanovanjskem prahu med raziskovanim območjem in Mariborom (Gaberšek 2020; Gaberšek & Gosar, 2021), slovenskim podežljem in urbanimi okolji v Sloveniji (Teran, 2020) so prikazane na sliki 8. Mediane za Tl, Mn, Cu in Ni so na obravnavanem območju večje kot v Mariboru. Glede na slovensko podeželje so mediane na obravnavanem območju večje za večino obravnavanih elementov; za več kot 1,5-krat za Tl in Cu,

do 1,5-krat večje so mediane za Mn, Ni in Pb. Tudi primerjava median z urbanimi območji kaže na večje vsebnosti Tl, Mn in Cu na širšem območju Anhovega.

#### Kemična sestava podstrešnega prahu

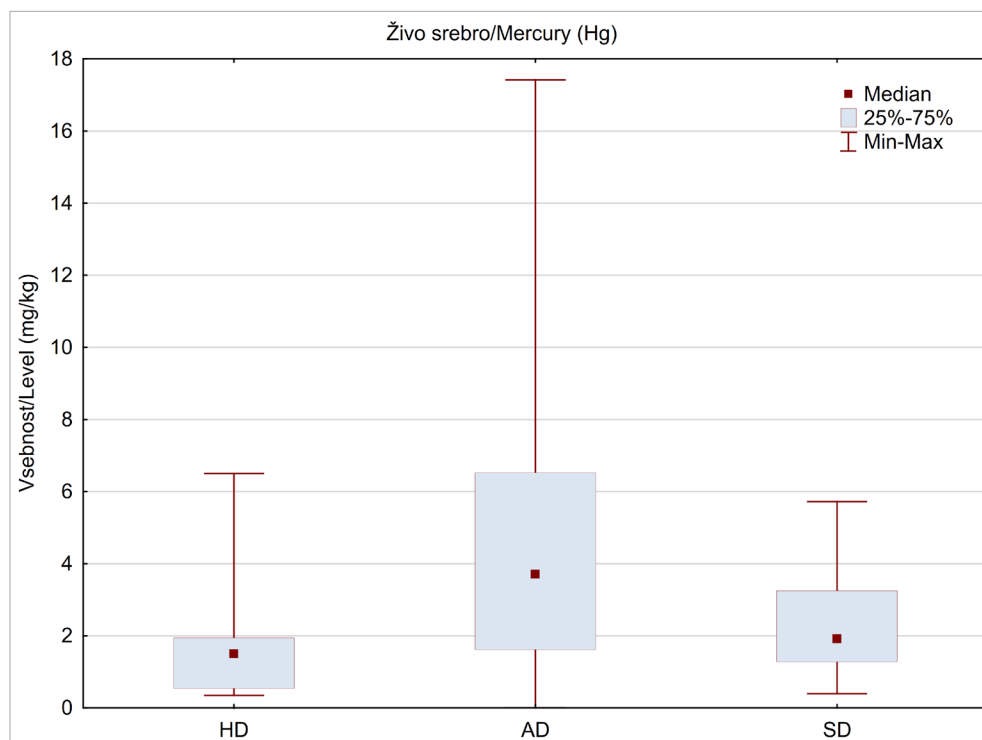
Vsebnosti As v podstrešnem prahu so v območju od 5,1 do 36,7 mg/kg, z mediano pri 7,6 mg/kg. Od mediane navzgor izrazito odstopa eden izmed dveh vzorcev iz naselja Morsko (36,7 mg/kg).



Sl. 6. Primerjava osnovnih statističnih parametrov v stanovanjskem (HD), podstrešnem (AD) in cestnem (SD) prahu za Mo, Ni, Pb, Sb, Tl, Zn.  
Fig. 6. Comparison of basic statistical parameters in household (HD), attic (AD) and street (SD) dust for Mo, Ni, Pb, Sb, Tl, Zn.

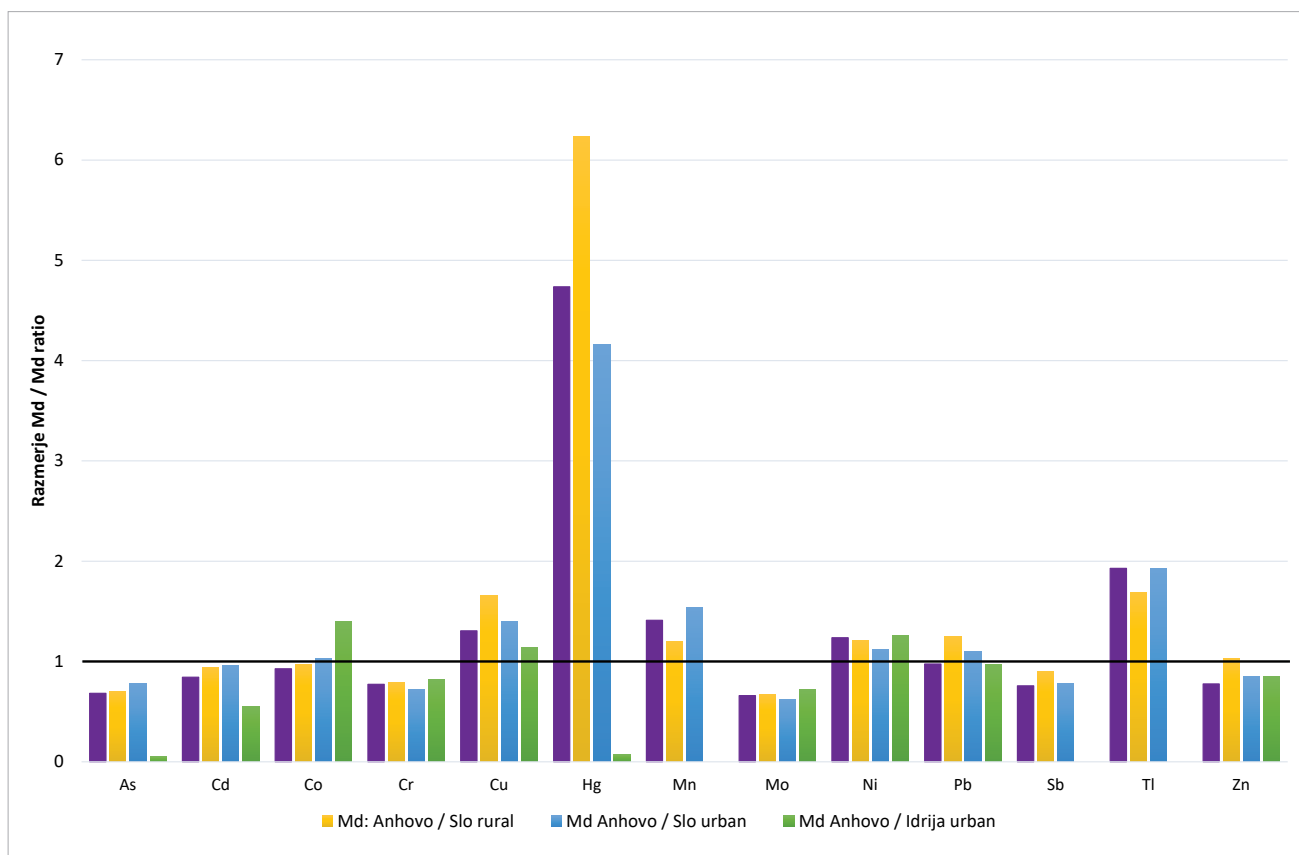
Drugi dve največji vsebnosti, ki pa od mediane ne odstopata močno, sta bili ugotovljeni v Desklah. Vsebnosti Cd so od 1,34 do 7,38 mg/kg, mediana je 2,26 mg/kg. Največjo vsebnost Cd smo ugotovili v podstrešnem prahu iz Gorenjega Polja. Vsebnosti Co se večinoma gibajo od 5 do 48 mg/kg. Samo vzorec iz Rodeža pri Desklah izrazito odstopa od mediane, ki znaša 7,2 mg/mg. Pri vsebnostih Cr navzgor močno odstopa vzorec iz Kanala, ki vsebuje 245 mg/kg kroma, kar je 4,5-kratna vsebnost me-

diane (55 mg/kg). Pri vsebnostih Cu opazimo, da od mediane (110 mg/kg) z vsebnostjo 306 mg/kg navzgor odstopa isti vzorec iz Kanala, ki vsebuje tudi veliko Cr. Vsebnosti Mn ne odstopajo močno od mediane (660 mg/kg) in se gibljejo od 400 do 1000 mg/kg, z izjemo vzorca iz Anhovega, kjer je vsebnost 1441 mg/kg. Vsebnosti Mo so blizu mediane (2,61 mg/kg), močno odstopa le vzorec iz Rodeža pri Desklah z vsebnostjo 10,1 mg/kg. V Rodežu smo ugotovili tudi največjo vsebnost Mo



Sl. 7. Primerjava osnovnih statističnih parametrov v stanovanjskem (HD), podstrešnem (AD) in cestnem (SD) prahu za živo srebro (Hg).

Fig. 7. Comparison of basic statistical parameters in household (HD), attic (AD) and street (SD) dust for mercury (Hg).



Sl. 8. Razmerja med medianami v stanovanjskem prahu za obravnavane elemente med raziskovanim območjem (Anhovo) in vrednostmi v Mariboru (Mb; Gaberšek & Gosar, 2021), na slovenskem podeželju (Slo rural) in v urbaniziranih okoljih (Slo urban) v Sloveniji (Teran, 2020) ter v Idriji (Bavec et al., 2017; za Mn, Sb in Tl ni podatkov za Idrijo).

Fig. 8. Ratios of medians in household dust for the considered elements between the study area (Anhovo) and values in Maribor (Mb; Gaberšek & Gosar, 2021), in the Slovenian countryside (Slo rural) and in urbanized environments (Slo urban) in Slovenia (Teran, 2020) and in Idrija (Bavec et al., 2017; for Mn, Sb and Tl there are no data for Idrija).

v stanovanjskem prahu. Tudi pri vsebnostih Ni od mediane (42 mg/kg) navzgor nekoliko odstopajo vzorci iz Deskel, Gorenjega Polja in Rodeža pri Desklah. Pri vsebnostih Pb od mediane (195 mg/kg) navzgor nekoliko odstopajo vzorci iz Deskel, Bodreža in kraja Morsko. Pri vsebnostih Sb od mediane (3,49 mg/kg) navzgor odstopata vzorca iz Deskel (vsebnosti 7,67 in 9,17 mg/kg). Pri vsebnosti Tl od mediane (0,50 mg/kg) navzgor močno odstopa vzorec podstrešnega prahu iz Gorenjega Polja (6,87 mg/kg). V istem kraju smo določili tudi visoke vsebnosti Tl v stanovanjskem prahu. Vsebnosti Zn so od 231 do 839 mg/kg, mediana je 550 mg/kg. Največ Zn je v vzorcu iz Kanala. V Kanalu smo ugotovili tudi relativno visoke vsebnosti Zn v stanovanjskem prahu.

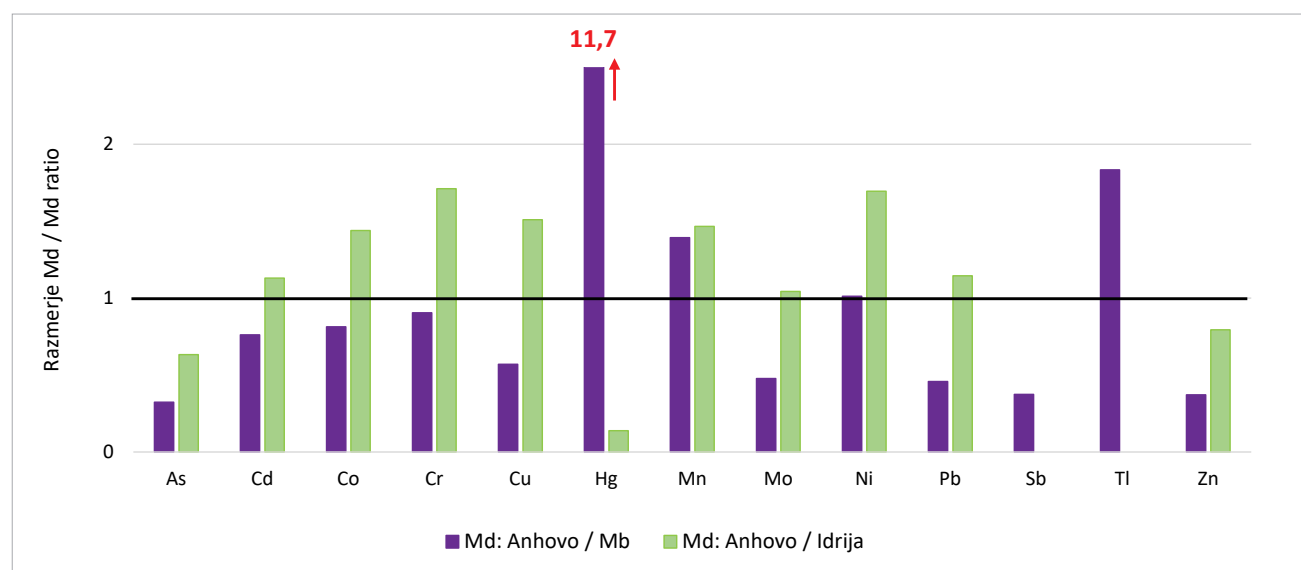
Vsebnosti Hg segibljejo od 0,025 do 17,42 mg/kg, z mediano pri 3,703 mg/kg. Od mediane močno odstopa največja vsebnost Hg v podstrešnem prahu v Krstenici, severno od Anhovega. Druge vsebnosti večje od mediane so bile ugotovljene v krajih Morsko, Bodrež, Kanal (vse severno od Anhovega) in tudi v Ložicah, JZ od Anhovega.

Podatkov o povprečnih vsebnostih elementov v podstrešnem prahu za celotno Slovenijo ni. Zato smo izračunali razmerja med medianami v podstrešnem prahu na vplivnem območju cementarne v Anhovem in vrednostmi v Mariboru (Gaberšek 2020; Gaberšek & Gosar, 2021, Gaberšek et al., 2022) ter v Idriji (Gosar et al., 2006) (sl. 9). Na obravnavanem območju je mediana Hg 11,7-krat večja, kot v Mariboru. Večje vsebnosti kot v Mariboru imata na obravnavanem območju še Tl in Mn. Primerjava median obravnavanega območja z

medianami z območja Idrije kaže, da je v Anhovem med 1,4 in 1,7-krat več Co, Cr, Cu, Mn in Ni kot v Idriji. Kljub temu, da so vsebnosti Hg na obravnavanem območju v podstrešnem prahu visoke glede na primerjavo z Mariborom, je glede na razmerja median v Idriji 7,2-krat več Hg kot na obravnavanem območju, kar je pravzaprav malo, glede na izjemno obremenjenost Idrije in okolice s Hg.

### Kemična sestava cestnega prahu

Vsebnosti As v cestnem prahu so med 1,7 in 4,5 mg/kg, z mediano pri 2,9 mg/kg. Od mediane navzgor nekoliko odstopajo vzorci iz Bodreža, Kanala, Deskel in Rodeža. Vsebnosti Cd so od 0,35 do 1,39 mg/kg, mediana je 0,46 mg/kg. Največjo vsebnost Cd smo ugotovili v cestnem prahu iz Gorenjega Polja, podobno kot v podstrešnem prahu. Vsebnosti Co se večinoma gibajo od 3,3 do 10,8 mg/kg. Vsebnosti v vzorcih iz Bodreža, Deskel in Rodeža pri Desklah so večje od mediane, ki znaša 5,95 mg/mg. Pri vsebnostih Cr navzgor močno odstopa vzorec iz Rodeža pri Desklah, ki vsebuje 660 mg/kg Cr, kar je skoraj 15-kratna vrednost mediane (45 mg/kg). Tudi v Bodrežu, ki leži severno od Kanala, na robu obravnavanega območja, smo ugotovili visoko vsebnost Cr v cestnem prahu (581 mg/kg). Pri vsebnostih Cu opazimo, da od mediane (49 mg/kg) navzgor najbolj odstopa eden izmed vzorcev iz Kanala (232 mg/kg). Vsebnosti nad 100 mg/kg so še v Desklah in Rodežu. Vsebnosti Mn od mediane (622 mg/kg) močno odstopajo v Bodrežu (3820 mg/kg) in Rodežu pri Desklah (3792 mg/kg). Vsebnost Mo od mediane (2,47 mg/kg) močno odstopa v vzorcu iz Rodeža

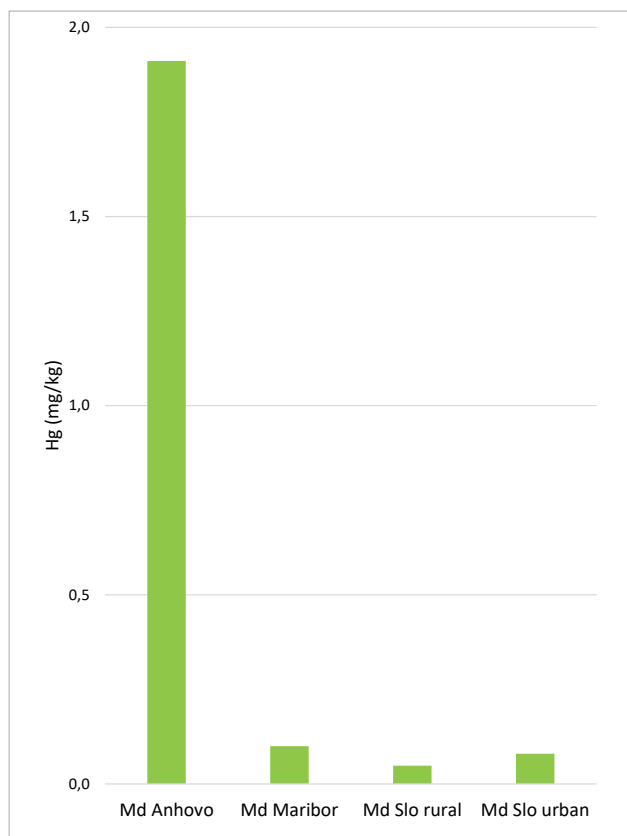


Sl. 9. Razmerja med medianami v podstrešnem prahu za obravnavane elemente med raziskovanim območjem in vrednostmi v Mariboru (Mb; Gaberšek & Gosar, 2022) ter med raziskovanim območjem in urbanim okoljem v Idriji (Gosar et al., 2006; za Sb in Tl ni podatkov za Idrijo).

Fig. 9. Ratios of medians in attic dust for the considered elements between the research area and values in Maribor (Mb; Gaberšek & Gosar, 2022) and between the research area and the urban environment in Idrija (Gosar et al., 2006; for Sb and Tl there are no data for Idrija).

pri Desklah, ki vsebuje 11,5 mg/kg Mo. V Rodežu smo največje vsebnosti Mo odkrili tudi v podstrešnem in stanovanjskem prahu. Visoke vsebnosti Mo v cestnem prahu so tudi v enem od vzorcev v Desklah in v enem od vzorcev v Kanalu. Vsebnosti Ni v cestnem prahu so od 18,7 do 58 mg/kg, z mediano pri 27 mg/kg. Pri vsebnostih Pb od mediane (32 mg/kg) navzgor nekoliko odstopa eden od vzorcev iz Kanala, vsebnosti večje od 100 mg/kg so tudi v dveh vzorcih v Desklah in v Rodežu. Pri vsebnosti Sb od mediane (1,32 mg/kg) navzgor odstopajo isti vzorci kot pri svincu (Pb). Pri vsebnostih Tl od mediane (0,14 mg/kg) navzgor močno odstopa eden od dveh vzorcev cestnega prahu iz Gorenjega Polja (1,63 mg/kg). V istem kraju smo določili tudi visoke vsebnosti Tl v stanovanjskem in podstrešnem prahu. Vsebnosti Zn so od 99 do 605 mg/kg, mediana je 221 mg/kg. Največ Zn je v vzorcih iz Kanala in Rodeža. V Kanalu smo ugotovili tudi relativno visoke vsebnosti Zn v stanovanjskem in podstrešnem prahu.

Vsebnosti Hg se gibljejo od 0,395 do 5,721 mg/kg, z mediano pri 1,911 mg/kg. Od mediane najbolj odstopata vsebnosti v cestnem prahu v krajih Morsko in Ložice, severno in jugozahodno od Anhovega. Druge vsebnosti večje od mediane so bile izmerjene v Kanalu, Desklah in Krstenici. Primerjava median za Hg med raziskovanim območjem in Mariborom (Gaberšek 2020; Gaberšek & Gosar, 2021), slovenskim podeželjem in urbanimi okolji v Sloveniji (Teran, 2020; Teran et al., 2020) jasno kaže, da so vsebnosti na obravnavanem območju precej večje, kot v primerjanih lokacijah (sl. 10). Zelo ilustrativen je tudi prikaz razmerij median Hg na sliki 11. Glede na razmerja median je Hg na vplivnem območju cementarne v Anhovem približno 19-krat več kot v Mariboru, približno 40-krat

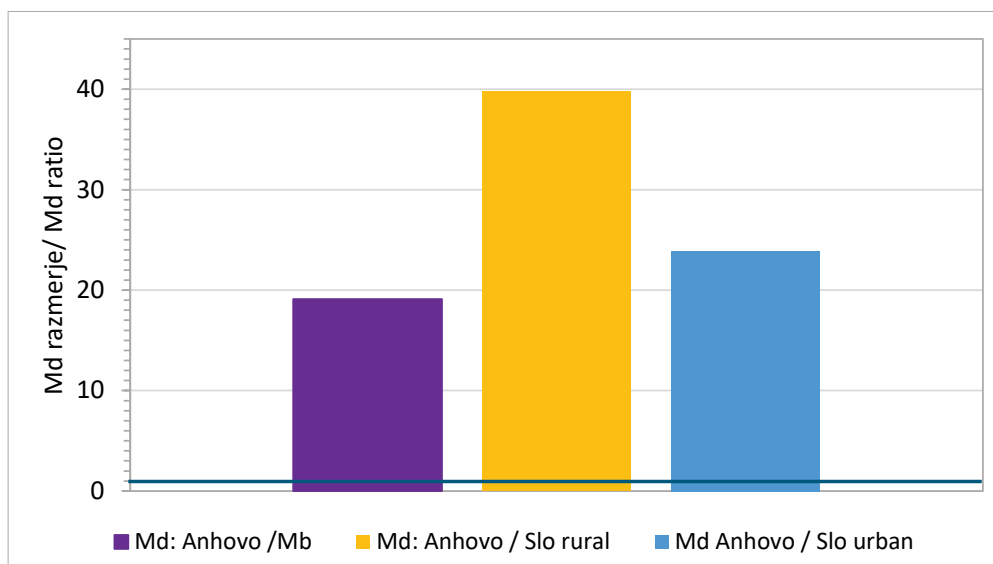


Sl. 10. Primerjava median Hg (mg/kg) v cestnem prahu na obravnavanem območju, v Mariboru (Gaberšek & Gosar, 2021), na slovenskem podežlju in v urbaniziranih okoljih v Sloveniji (Teran, 2020; Teran et al., 2020).

Fig. 10. Comparison of Hg (mg/kg) medians in street dust in the study area, in Maribor (Gaberšek & Gosar, 2021), in the Slovenian countryside and in urbanized environments in Slovenia (Teran, 2020; Teran et al., 2020).

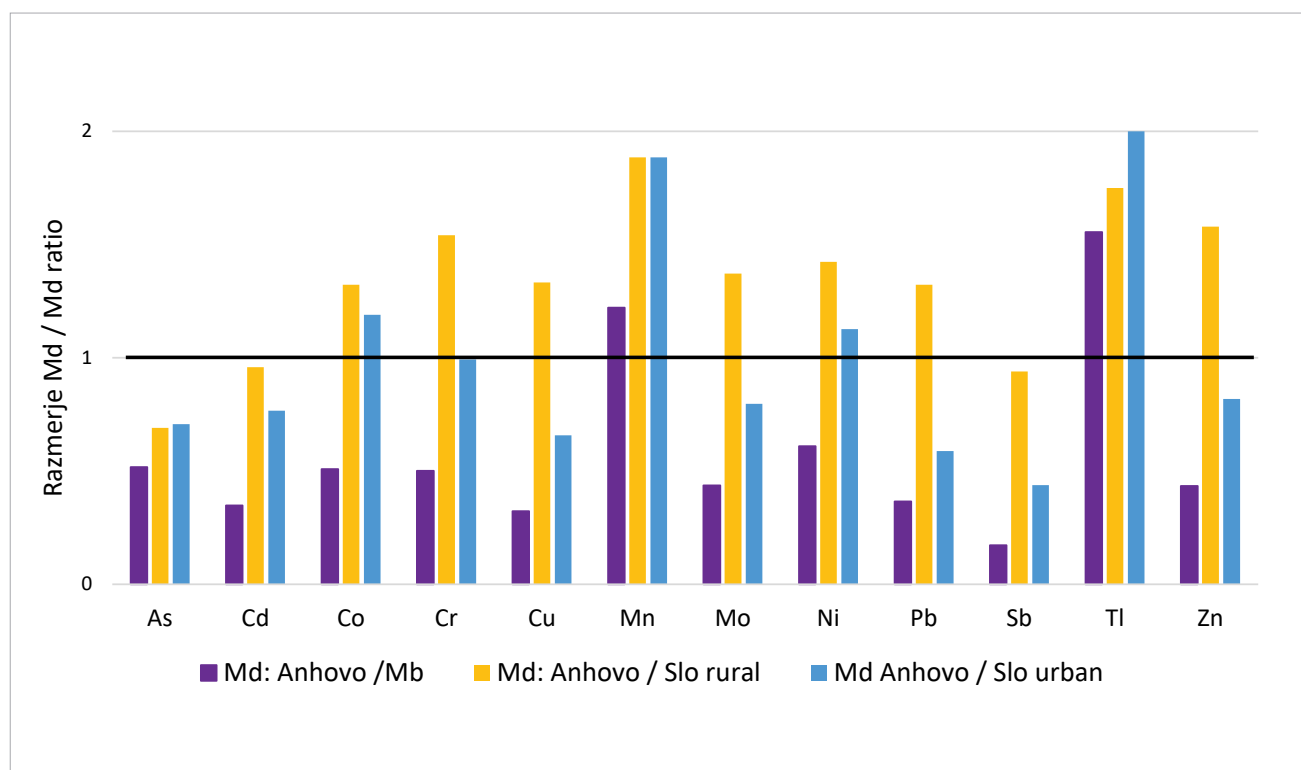
več kot na slovenskem podežlju in približno 24-krat več kot v slovenskih urbanih okoljih (sl. 11).

Razmerja med medianami v cestnem prahu za ostale obravnavane elemente med raziskovanim območjem in vrednostmi v Mariboru (Gaberšek 2020; Gaberšek & Gosar, 2021), slovenskim



Sl. 11. Razmerja med medianami Hg v cestnem prahu med raziskovanim območjem in vrednostmi v Mariboru (Gaberšek & Gosar, 2021), na slovenskem podežlju in v urbaniziranih okoljih v Sloveniji (Teran, 2020; Teran et al., 2020).

Fig. 11. Ratios of Hg medians in street dust between the study area and values in Maribor (Gaberšek & Gosar, 2021), in the Slovenian countryside and in urbanized environments in Slovenia (Teran, 2020; Teran et al., 2020).



Sl. 12. Razmerja med medianami v cestnem prahu za obravnavane elemente med študijskim območjem in vrednostmi v Mariboru (Gaberšek & Gosar, 2021), na slovenskem podeželju in v urbaniziranih okoljih v Sloveniji (Teran, 2020; Teran et al., 2020).

Fig. 12. Ratios of medians in street dust for the considered elements between the study area and values in Maribor (Gaberšek & Gosar, 2021), in the Slovenian countryside and in urbanized environments in Slovenia (Teran, 2020; Teran et al., 2020).

podeželjem in urbanimi okolji v Sloveniji (Teran et al., 2020; Teran, 2020) so prikazane na sliki 12. Na raziskovanem območju sta samo mediani Tl in Mn večji kot v Mariboru. Glede na slovensko podeželje ugotavljamo, da so mediane na obravnavanem območju večje za večino obravnavanih elementov, od katerih so za Mn, Tl, Zn in Cr večje za več kot 1,5-krat. Tudi razmerja median z urbanimi območji kažejo na večje vsebnosti Tl in Mn na obravnavanem območju.

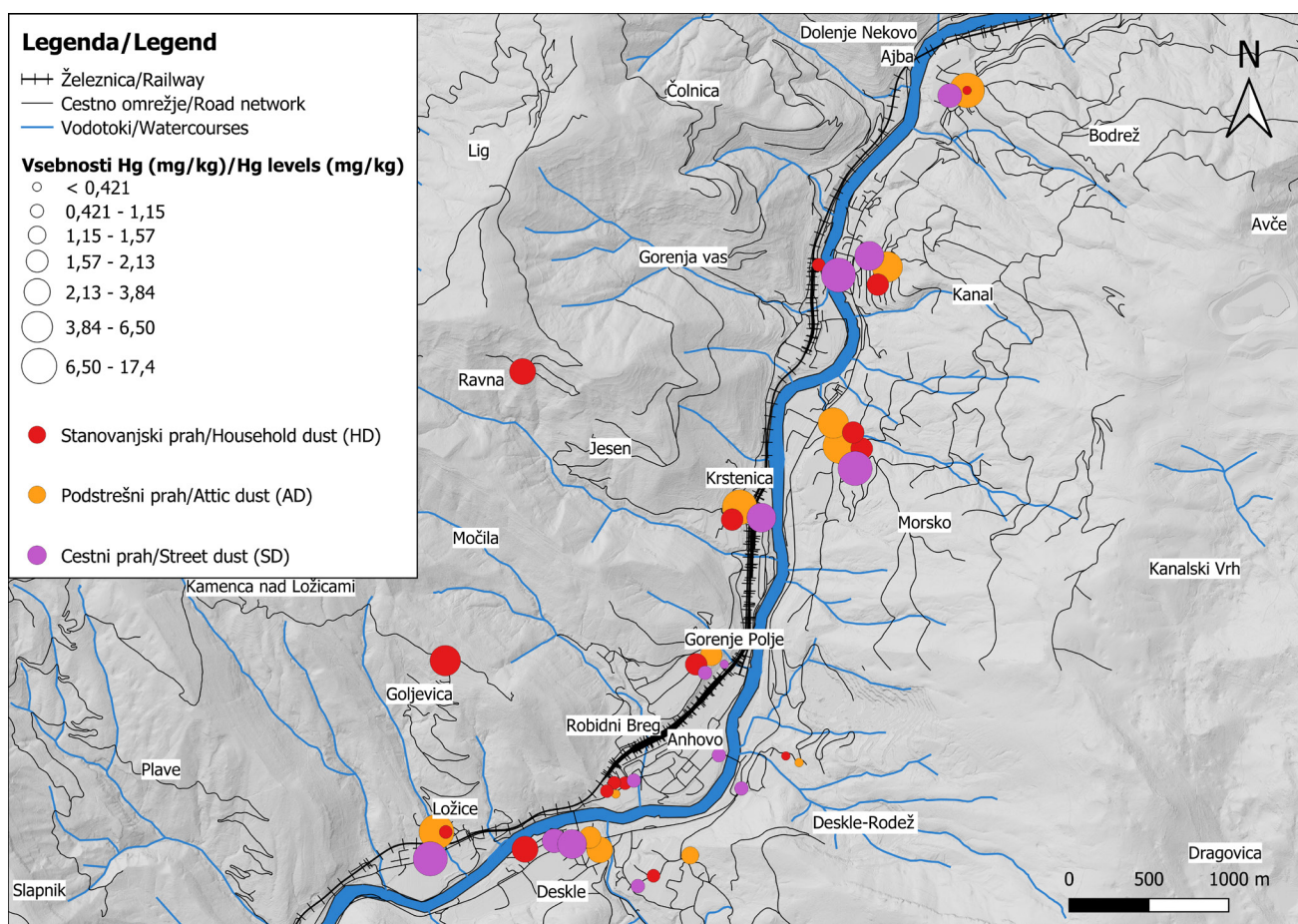
### Interpretacija rezultatov in primerjava vsebnosti obravnavanih elementov v različnih tipih prahu

Stanovanjski (HD), podstrešni (AD) in cestni (SD) prah se razlikujejo v več lastnostih, saj so posledica različnih dejavnikov. Med drugim se razlikujejo v kemični sestavi. Velik vpliv na kemično sestavo imajo različni naravni in antropogeni viri, zadrževalni čas materialov na določenem območju in izpostavljenost vremenskim pogojem. Na sestavo podstrešnega prahu vplivajo predvsem dolgotrajni zunanji viri, na sestavo cestnega prahu sedanji zunanji viri, na sestavo stanovanjskega prahu pa imajo najpomembnejši vpliv gospodinj-ske dejavnosti stanovalcev, navade stanovalcev in lastnosti stanovanj, značilen pa je tudi doprinos prašnih delcev iz zunanjih virov. Podstrešni prah je precej manj izpostavljen neposrednim vremen-

skim dejavnikom kot cestni prah in aktivnostim stanovalcev kot stanovanjski prah. V podstrešnem prahu se lahko odvijajo tudi nekateri dolgotrajnejši procesi, kot je npr. kristalizacija sekundarnih mineralov.

Na slikah 5 do 7 so prikazani glavni statistični parametri vsebnosti obravnavanih elementov za vse obravnavane tipe prahu (podatki v tabeli 1). Taka predstavitev rezultatov omogoča dobro primerjavo kemične sestave različnih tipov prahov na preiskovanem območju. Sestava prahov se močno razlikuje med posameznimi tipi. Razponi med najmanjšimi in največjimi vsebnostmi so običajno veliki, kar kaže na različne vire v različnih predelih obravnavanega območja in na antropogen vpliv. V podstrešnem prahu smo izmed vseh prahov ugotovili največje mediane za večino obravnavanih elementov. Navzgor zelo odstopajo vsebnosti Pb. Verjetno je vzrok temu promet zaradi uporabe osvinčenega bencina v preteklosti.

Kot smo predstavili že v prejšnjih poglavjih, so vsebnosti Hg v vseh treh tipih prahu na preiskovanem območju visoke v primerjavi z vsebnostmi v Mariboru in po Sloveniji. Prostorski prikaz vsebnosti Hg v vseh vzorcih vseh treh tipov prahu je prikazan na sliki 13. Seveda so na obravnavanem območju mnogo manjše kot na območju Idrije, ki je zaznamovano z visokimi



Sl. 13. Prostorski prikaz vsebnosti Hg v vseh vzorcih vseh treh tipov prahu.

Fig. 13. Spatial presentation of Hg levels in samples of all three dust types.

vrednostmi Hg v vseh segmentih okolja zaradi 500-letnega pridobivanja in predelave rude. Mediana Hg na preiskovanem območju v podstrešnem prahu je izrazito največja in znaša 3,703 mg/kg, sledita mediani v cestnem (1,911 mg/kg) in stanovanjskem prahu (1,497 mg/kg). Največjo vsebnost Hg (17,419 mg/kg) smo ugotovili v podstrešnem prahu v Krstenici. Tudi v krajih Morsko (8,573 mg/kg in 4,334 mg/kg), Bodrež (6,542 mg/kg) in Ložice (6,504 mg/kg) ter v Kanalu (4,623 mg/kg) je v podstrešnem prahu več kot 4 mg/kg Hg. V cestnem prahu je največ Hg v kraju Morsko, nadalje so vsebnosti visoke (večje od 3 mg/kg) še v Ložicah in Kanalu. V Krstenici, ki leži severno od Anhovega smo izmerili 2,190 mg/kg Hg, kar je tudi precej. V stanovanjskem prahu smo največjo vsebnost Hg (6,502 mg/kg) ugotovili v Goljevici, zahodno od Anhovega. Druga največja koncentracija Hg v stanovanjskem prahu je v kraju Ravna (3,837 mg/kg) in tretja v Desklah (2,696 mg/kg). Glede na predstavljene podatke lahko sklepamo, da na sestavo prahov vplivajo viri Hg, ki so bili aktivni v preteklosti in tudi tisti, ki so aktivni še danes. Glede na prostorsko porazdelitev Hg v vseh vzorcih vseh treh tipov prahu (sl. 13)

so najbolj obremenjeni kraji, ki niso neposredno ob cementarni, ampak kraji, ki so vzdolž doline, gorvodno in dolvodno, ter v stanovanjskem prahu tudi višje ležeči kraji.

## Zaključek

Na širšem območju Anhovega smo vzorčili in analizirali stanovanjski, podstrešni ter cestni prah. Zajeli smo sledeča naselja na vplivnem območju cementarne: Anhovo, Morsko, Deskle, Ložice, Gorenje Polje, Goljevica, Ravna, Krstenica, Kanal in Bodrež. V vseh vzorcih smo določili vsebnosti 13 elementov.

Sestava prahu se močno razlikuje med posameznimi tipi. Razponi med najmanjšimi in največjimi vsebnostmi so običajno veliki, kar kaže na različne vire v različnih predelih obravnavanega območja in na antropogen vpliv. Vsebnosti večine elementov v vseh treh tipih prahu so precej enakomerno razporejene med posameznimi vzorci, s posameznimi izstopajočimi visokimi vsebnostmi. Te posamezne visoke vsebnosti se za različne elemente pojavljajo v različnih naseljih in jih zato ne moremo povezati z enim virom.

Primerjava rezultatov s podatki za Maribor, Idrijo, slovensko podeželje in slovenska urbana območja je pokazala, da so vsebnosti Hg v stanovanjskem prahu (mediana je 1,497 mg/kg) na obravnavanem območju med 4 in 6-krat večje kot v Mariboru in na slovenskem podeželju ter v urbanih krajih Slovenije. Večje so tudi mediane Tl, Mn in Cu. Tudi v podstrešnem prahu smo ugotovili relativno visoke vsebnosti Hg, katerega mediana (3,703 mg/kg) je 11,7-krat večja, kot v Mariboru. Od mediane za podstrešni prah močno odstopa največja vsebnost Hg v podstrešnem prahu v Krstenici. Druge vrednosti večje od mediane so bile izmerjene še v krajih Morsko, Bodrež, Kanal in Ložice. Večje vsebnosti kot v Mariboru imata na obravnavanem območju v podstrešnem prahu še Tl in Mn. Tudi v cestnem prahu, ki odraža trenutne zunanje vire trdnih delcev in obravnavanih elementov, smo ugotovili večje vsebnosti Hg kot drugje po Sloveniji. Mediana Hg na raziskovanem območju znaša 1,911 mg/kg, kar je 19-krat več, kot je mediana Hg v Mariboru, skoraj 40-krat več, kot na slovenskem podeželju in skoraj 24-krat več, kot v slovenskih večjih urbanih naseljih. Od mediane najbolj odstopata vsebnosti v cestnem prahu v krajih Morsko in Ložice, severno in jugovzhodno od Anhovega. Druge vsebnosti večje od mediane so bile izmerjene v Kanalu. Nekoliko večje kot drugod so tudi vsebnosti Tl in Mn.

Rezultati kažejo, da so za raziskovano območje značilne relativno visoke vsebnosti Hg v vseh treh tipih prahu. Vsebnosti so izrazito večje tako v primerjavi z Mariborom, kot slovenskim podeželjem in večjimi slovenskimi urbanih kraji. Glede na predstavljene podatke lahko sklepamo, da na vsebnosti Hg v prahu oz. v okolju vplivajo viri, ki so bili aktivni v preteklosti in viri, ki so aktivni še danes. Glede na prostorsko porazdelitev Hg v vzorcih vseh treh tipov prahu so najbolj obremenjeni kraji, ki niso neposredno ob cementarni, ampak kraji, ki so vzdolž doline, gorvodno in dolvodno, ter v stanovanjskem prahu tudi višje ležeči kraji. Za raziskovano območje so v primerjavi z drugimi podatki za Slovenijo značilne tudi nekoliko večje vsebnosti Tl in Mn.

### Zahvala

Raziskavo sta financirala Javna agencija za znanstvenoraziskovalno in inovacijsko dejavnost (ARIS) in Ministrstvo za okolje podnebje in energijo RS v okviru raziskovalnega projekta Ciljnega raziskovalnega programa „CRP 2022“ z naslovom »Ocena potencialnega vpliva sežiga in sosežiga odpadkov na zdravstvene posledice pri ljudeh: modelna študija na primeru cementarne Saloni Anhovo« in ARIS v okviru Raziskovalnega

programa Podzemne vode in geokemija (P1-0020), ki se izvaja na Geološkem zavodu Slovenije. Finančno pomoč je nudila tudi Slovenska nacionalna komisija za UNESCO, Nacionalni odbor Mednarodnega programa za geoznanost in geoparke (IGGP).

### Literatura

- Ali, M.U., Liu, G., Yousaf, B., Ullah, H., Abbas, Q. & Munir, M.A.M. 2019: A systematic review on global pollution status of particulate matter-associated potential toxic elements and health perspectives in urban environment. *Environ. Geochem. Health*, 41: 1131–1162. <https://doi.org/10.1007/s10653-018-0203-z>
- Amato, F., Pandolfi, M., Viana, M., Querol, X., Alastuey, A. & Moreno, T. 2009: Spatial and chemical patterns of PM10 in road dust deposited in urban environment. *Atmos. Environ.* 43: 1650–1659. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.12.009>
- Bavec, Š. & Gosar, M. 2016: Speciation, mobility and bioaccessibility of Hg in the polluted urban soil of Idrija (Slovenia). *Geoderma*, 273: 115–130. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.03.015>
- Bavec, Š., Gosar, M., Miler, M. & Biester, H. 2017: Geochemical investigation of potentially harmful elements in household dust from a mercury-contaminated site, the town of Idrija (Slovenia). *Environ Geochem Health*, 39: 443–465. <https://doi.org/10.1007/s10653-016-9819-z>
- Baptista Salazar, C., Richard, J.H., Horf, M., Rejc, M., Gosar, M. & Biester, H. 2017: Grain-size dependence of mercury speciation in river suspended matter, sediments and soils in a mercury mining area at varying hydrological conditions. *Applied geochemistry*, 81: 132–142. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.04.006>
- Cizdziel, J.V. & Hodge, V.F. 2000: Attics as archives for house infiltrating pollutants: trace elements and pesticides in attic dust and soil from southern Nevada and Utah. *Microchem. J.*, 64: 85–92. [https://doi.org/10.1016/S0026-265X\(99\)00018-1](https://doi.org/10.1016/S0026-265X(99)00018-1)
- Croxford, B., Penn, A. & Hillier, B. 1996: Spatial distribution of urban pollution: civilizing urban traffic. *Sci. Total Environ.*, 189–190: 3–9. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(96\)05184-4](https://doi.org/10.1016/0048-9697(96)05184-4)
- Davis, J.J. & Gulson, B.L. 2005: Ceiling (attic) dust: A “museum” of contamination and potential hazard. *Environ. Res.*, 99: 177–194. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2004.10.011>

- Denby, B.R., Kupiainen, K.J. & Gustafsson, M. 2018: Review of Road Dust Emissions. In: Amato, F. (eds.): *Non-Exhaust Emissions-An Urban Air Quality Problem for Public Health; Impact and Mitigation Measures*. Elsevier, 183–203. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811770-5.00009-1>
- Gaberšek, M. 2020: Celostna obravnava geokemije trdnih anorganskih delcev v urbanem okolju. Doktorska disertacija. Fakulteta za gradbeništvo in geodezijo, Ljubljana: 215 p.
- Gaberšek, M. & Gosar, M. 2021: Towards a holistic approach to the geochemistry of solid inorganic particles in the urban environment. *Science of the total environment*, 763: 144214. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144214>
- Gaberšek, M., Watts, M.J. & Gosar, M. 2022: Attic dust: an archive of historical air contamination of the urban environment and potential hazard to health? *Journal of Hazardous Materials*, 432: 128745. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128745>
- Gosar, M. & Šajn, R. 2001: Mercury in soil and attic dust as a reflection of Idrija mining and mineralization (Slovenia). *Geologija*, 44: 137–159. <https://doi.org/10.5474/geologija.2001.010>
- Gosar, M. & Teršič, T. 2012: T. Environmental geochemistry studies in the area of Idrija mercury mine, Slovenia. *Environ Geochem Health*, 34 (Suppl 1): 27–41. <https://doi.org/10.1007/s10653-011-9410-6>
- Gosar, M. & Teršič, T. 2015: Contaminated sediment loads from ancient mercury ore roasting sites, Idrija area, Slovenia. *Journal of geochemical exploration*, 149: 97–105. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.11.012>
- Gosar, M., Šajn, R. & Teršič, T. 2016: Distribution pattern of mercury in the Slovenian soil: geochemical mapping based on multiple geochemical datasets. *Journal of geochemical exploration*, 167: 38–48. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.05.005>
- Gosar, M., Šajn, R. & Biester, H. 2006: Binding of mercury in soils and attic dust in the Idrija mercury mine area (Slovenia). *Science of The Total Environment*, 369: 1/3: 150–162. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.05.006>
- Gosar, M., Šajn, R., Bavec, Š., Gaberšek, M., Pezdir, V. & Miler, M. 2019: Geochemical background and threshold for 47 chemical elements in Slovenian topsoil. *Geologija*, 62/1: 7–59. <https://doi.org/10.5474/geologija.2019.001>
- Grigoratos, T. & Martini, G. 2015: Brake wear particle emissions: a review. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22: 2491–2504. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3696-8>
- Gunawardana, C., Goonetilleke, A., Egodawatta, P., Dawes, L. & Kokot, S. 2012: Source characterisation of road dust based on chemical and mineralogical composition. *Chemosphere*, 87: 163–170. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.12.012>
- Hwang, H.M., Fiala, M.J., Park, D. & Wade, T.L. 2016: Review of pollutants in urban road dust and stormwater runoff: part 1. Heavy metals released from vehicles. *Int. J. Urban Sci.*, 20: 334–360. <https://doi.org/10.1080/12265934.2016.1193041>
- Ilacqua, V., Freeman, N.C.J., Fagliano, J. & Liroy, P.J. 2003: The historical record of air pollution as defined by attic dust. *Atmos. Environ.*, 37: 2379–2389. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(03\)00126-2](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(03)00126-2)
- Kogut, K., Gorecki, J. & Burmistrz, P. 2021: Opportunities for reducing mercury emissions in the cement industry. *J. Clean. Prod.*, 293: 126053. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126053>
- Lindqvist, O. & Rodhe, H. 1985: Atmospheric Mercury - A review. *Tellus*, 37B: 136–159.
- Ljubič Mlakar, T., Horvat, M., Kotnik, J., Jeran, Z., Vuk, T., Mrak, T. & Fajon, V. 2011: Biomonitoring with epiphytic lichens as a complementary method for the study of mercury contamination near a cement plant. *Environmental Monitoring and Assessment*, 181/1: 225–241. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1825-5>
- Mavrič, A. 2020: Ugotavljanje onesnaženosti zraka v srednji Soški dolini z izbranimi vrstami mahov = Air pollution monitoring in the middle Soča valley by selected moss species. Magistrsko delo. Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Študij ekologije in biodiverzitete, Ljubljana: 79 p.
- Miler, M. & Gosar, M. 2019: Assessment of contribution of metal pollution sources to attic and household dust in Pb-polluted area. *Indoor Air*, 29: 487–498. <https://doi.org/10.1111/ina.12548>
- Mishra, U.C., Sarsaiya, S. & Gupta, A. 2022: A systematic review on the impact of cement industries on the natural environment. *Environmental Science and Pollution Research*, 29: 18440–18451. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-18672-7>
- Mohamad, N., Muthusamy, K., Embong, R., Kusbiantoro, A. & Hashim, M.H. 2022: Environmental impact of cement production and Solutions: A review. *Materials Today: Proceedings*, 48/4: 741–746. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.02.212>

- Morawska, L. & Salthammer, T. 2003: Fundamentals of Indoor Particles and Settled Dust. In: Morawska, L. & Salthammer, T. (eds.): *Indoor Environment, Airborne Particles and Settled Dust*. Wiley-VCH, 3–46.
- Pacyna, E.G., Pacyna, J.M., Steenhuisen, F. & Wilson, S. 2006: Global anthropogenic mercury emission inventory for 2000. *Atmospheric Environment*, 40/22: 4048–4063. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.03.041>
- Rasmussen, P.E. 2004: Elements and their compounds in indoor environments. In: Merian, E., Anke, M., Ihnat, M. & Stoeppeler, M. (eds.): *Elements and their compounds in the environment: occurrence, analysis and biological relevance*. Weinheim: 215–234. <https://doi.org/10.1002/9783527619634.ch11>
- Senegačnik, A. 2019: Sežig in sosežig odpadkov: osnovne značilnosti energijske izrabe odpadkov. In: Brvar, M. (ed.): *Vpliv sežiganja odpadkov na okolje in zdravje*. 8. srečanje o kemijski varnosti, Slovensko zdravniško društvo, Sekcija za klinično toksikologijo: Univerzitetni klinični center Ljubljana, Center za klinično toksikologijo in farmakologijo, Interna klinika. Zbornik prispevkov, 9–25.
- Shuqin L., Yongtao W. & Li Y.J.: 2006: Oakey, Volatilization of mercury, arsenic and selenium during underground coal gasification. *Fuel*, 85/10–11: 1550–1558. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2005.12.010>
- Šajn, R. 2003: Distribution of chemical elements in attic dust and soil as reflection of lithology and anthropogenic influence in Slovenia. *Journal de Physique*, IV/107: 1173–1176. <https://doi.org/10.1051/jp4:20030509>
- Taylor, K. 2007: Urban environments. In: Perry, C. & Taylor, K. (eds.): *Environmental Sedimentology*. Department of Environmental and Geographical Sciences, Manchester Metropolitan University. Blackwell Publishing: 190–222.
- Teran, K. 2020: Household and road dust as indicators of airborne particulate matter elemental composition: dissertation. Nova Gorica: 155 p.
- Teran, K., Žibret, G. & Fanetti, M. 2020: Impact of urbanization and steel mill emissions on elemental composition of street dust and corresponding particle characterization. *Journal of hazardous materials*, 384: 120963. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.120963>
- Turner, A. & Ip, K.H. 2007: Bioaccessibility of Metals in Dust from the Indoor Environment: Application of a Physiologically Based Extraction Test. *Environ. Sci. Technol.*, 41: 7851–7856. <https://doi.org/10.1021/es071194m>
- United Nations Environment Programme (UNEP), 2019: *Global Mercury Assessment 2018*. Chemicals and Health Branch, Geneva: 59 p.
- Völgyesi, P., Jordan, G., Zacháry, D., Szabó, C., Bartha, A. & Matschullat, J. 2014: Attic dust reflects long-term airborne contamination of an industrial area: A case study from Ajka, Hungary. *Appl. Geochemistry*, 46: 19–29. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.03.010>
- Žibret, G., Van Tonder, D. & Žibret, L. 2013: Metal content in street dust as a reflection of atmospheric dust emissions from coal power plants, metal smelters, and traffic. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 20: 4455–4468. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1398-7>
- Electronic sources:  
Internet 1: <https://alpacem.si/trajnostni-razvoj/ekologija/> (dostop 22. 4. 2024)