PILOTNÍ STUDIE ARZENU A TOXICKÝCH PRVKŮ VE VLASECH DĚTÍ ŽIJÍCÍCH V DOSAHU TĚŽBY A EMISÍ ZE SPALOVÁNÍ HNĚDÉHO UHLÍ

PILOT STUDY OF ARSENIC AND TOXIC ELEMENTS CONTENT IN THE HAIR OF CHILDREN LIVING IN THE VICINITY OF BROWN COAL MINING AND INCINERATION OPERATIONS

EVA RYCHLÍKOVÁ¹, DAVID ŠUBRT¹, HANA SMOLÍKOVÁ¹, IVAN BENEŠ¹, EVA HRDLÍČKOVÁ¹,
PAVLÍNA BROŽOVÁ¹, PAVEL KNEDLÍK¹, SLAVOMÍR ADAMEC¹, VLADIMÍR BENCKO²,
MILAN TUČEK²

¹Zdravotní ústav se sídlem v Ústí nad Labem, Ústí nad Labem, Česká republika

²Univerzita Karlova, 1. lékařská fakulta, Ústav hygieny a epidemiologie a Všeobecná fakultní nemocnice, Praha, Česká republika

SOUHRN

Cíle: Cílem studie bylo zjistit, zda a v jaké míře je znečištění arzenem a kovy ze spalování a těžby uhlí inkorporováno do vlasů dětí žijících v bezprostředním sousedství těžby.

Metodika: V projektu GAČR probíhající v letech 2017–2019 jsme odebrali 260 vzorků vlasů dětí ze třetích tříd, ze 2 obcí v Sokolovské uhelné pánvi a z 5 obcí v Mostecké uhelné pánvi. Stanovením ICP-MS a TMA byl zjištěn obsah As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Se, Sb, Sn, V, Zn. Odběr vzorků vlasů byl doplněn dotazníkem. Výsledky byly statisticky zpracovány a porovnány s literárními hodnotami. Arzen a těžké kovy byly sledovány i v tuhém aerosolu a sedimentovaném prachu.

Výsledky: Výsledky analýz vlasů dětí byly u obou pohlaví bez rozdílů. Mezi vzorky ze Sokolovské a Mostecké uhelné pánve byly statisticky významné rozdíly v obsahu Cd a V. Biomonitoring byl doplněn měřením sedimentované prašnosti na 10 místech a monitoringem aerosolových částic PM₁₀ na 2 místech, včetně analýzy arzenu a kovů. Výsledky nepřekračovaly dlouhodobé imisní limity.

Závěr: Výsledky analýzy vlasů jsou částečně srovnatelné se sledováním v Systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ČR ve vztahu k životnímu prostředí vydávaném Státním zdravotním ústavem. Velká část vybraných prvků byla analyzována pod mezí stanovitelnosti. Koncentrace prvků vyjádřené mediánem z Mostecké uhelné pánve: As 0,11; Be 0,03; Cd 0,19; Co 0,08; Cr 0,56; Cu 13,6; Hg 0,09; Mn 1,88; Ni 1,93; Pb 0,78; Sb 0,212; Se 0,12; Sn 1,0; 0,82; V 0,12; Zn 171 mg/kg a ze Sokolovské uhelné pánve: As 0,04; Be 0,01; Cd 0,04; Co 0,05; Cr 0,37; Cu 9,78; Hg 0,09; Mn 0,69; Ni 1,37; Pb 0,68; Sb 0,05; Se 0,71; Sn 0,99; V 0,05; Zn 144,3 mg/kg.

Klíčová slova: toxické prvky – expozice, děti, těžba uhlí

SUMMARY

Objectives: The goal of the study was to ascertain the eventuality and extent of arsenic and toxic metal content in the hair of children living in the immediate vicinity of mining and incineration operations. Such exposure can be caused by polymetallic ores from abandoned mining complexes.

Methodology: In the project of the Czech Science Foundation from 2017 to 2019 we collected a total of 260 hair samples children aged 9 years from 2 municipalities in the Sokolov coal basin and 5 from the Most coal basin. The ICP/MS and TMA analyses searched for Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Se, Sb, Sn, V, and Zn content. Sampling of hair was complemented by a questionnaire. The results were statistically evaluated and compared with values quoted in the literature. Arsenic and heavy metals were monitored in sedimented particles and PM₁₀.

Results: The results of hair analyses did not differ between the sexes. There were statistically significant differences in Cd and V content between samples from the Sokolovská and Mostecká coal basins. Biomonitoring was complemented by monitoring of sedimented dust in 10 sites and PM₁₀ in two locations, including analyses of arsenic and heavy metals. The results did not exceed limit values.

Conclusion: Results of hair analyses are partially comparable to the data provided by the Monitoring System of Health Status of the National Institute of Public Health. Most of the selected elements were under LOQ. Median concentrations in the Most coal basin: As 0.11; Be 0.03; Cd 0.19; Co 0.08; Cr 0.56; Cu 13.6; Hg 0.09; Mn 1.88; Ni 1.93; Pb 0.78; Sb 0.212; Se 0.12; Sn 0.82; V 0.12; Zn 171.0. Median concentrations in the Sokolov coal basin: As 0.04; Be 0.01; Cd 0.04; Co 0.05; Cr 0.37; Cu 9.78; Hg 0.09; Mn 0.69; Ni 1.37; Pb 0.68; Sb 0.05; Se 0.71; Sn 0.99; V 0.05; Zn 144.3 mg/kg.

Key words: exposure to toxic elements, children, coal mining

<https://doi.org/10.21101/hygiena.a1740>

Úvod

V místech mnohaleté těžby nerostů dochází k přenášení hmot nadloží, větrné erozi, úletům aerosolových částic, vymývání srážkami, kontaminaci prostřednictvím dopravy a problémy se tak mohou roznést do míst, kde nebyly očekávány (1). K expozici obyvatel může dojít všemi cestami (dýcháním, kůží, s přijímanou potravou), nejvyšší příjem je alimentární cestou (2, 3). U arzenu často dochází k expozici prostřednictvím pitné vody (4, 5). Geogenní kontaminace a opuštěné doly po těžbě barevných kovů a stříbra (6–8) mohou představovat hotspoty znečišťujících látek s toxickými vlastnostmi. Ne vždy je dostupnost a využitelnost prvků absolutní (9, 10). Uplatňuje se při tom mobilita prvků, transfer do rostlin a toxicita pro rostlinu a toxicita pro člověka (11). Důležitá je velikost partikulů půdy (12) a jejich ulpívání na pokožce. Hledáme-li důkaz expozice prvkům ze strany receptoru, nabízí se objektivní zjištění koncentrací toxických látek v biologických materiálech člověka (13–15). Poškozuje neprofesionální expozice arzenu byla prokázána ve vlasech a moči dětí spolu s poruchou sluchu již v roce 1977 Benckem a Symonem (16). Karcinogenní expozici z používání tuhých paliv popsal Hosgood a Feng (17, 18). V Čechách zajišťuje biologický monitoring ve velkých městech Státní zdravotní ústav v Praze (19, 20) od roku 1993.

Metodika

V našem sledování vedeném Českou zemědělskou univerzitou byly analyzovány následující prvky: As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Se, Sb, Sn, V, Zn. Úřadem pro ochranu osobních dat byl projekt registrován a poté schválen etickou komisí Zdravotního ústavu se sídlem v Ústí nad Labem. Zkoumanou populační skupinou byly děti ze třetích tříd, trvale žijící v obcích Sokolovské a Mostecké uhelné pánve. Po získání informovaných souhlasů rodičů proběhly odběry vlasů, spojené s vyplněním dotazníku v březnu – květnu 2017, 2018, 2019. Vzorky vlasů o hmotnosti 0,5 g byly odebrány dezinfikovanými zdravotnickými nůžkami, umístěny do papírové obálky a označeny kódem.

Analýza vlasů: Odebrané vlasy s protokolem o odběru byly transportovány do laboratoří Zdravotního ústavu se sídlem v Ústí nad Labem na oddělení anorganických analýz. Analýza obsahu As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Se, Sb, Sn, V, Zn byla zajištěna pomocí ICP/MS. Vzorky byly po vyprání a umytí mineralizovány vysoce účinnou mikrovlnnou digesční jednotkou (Milestone MLS 1200 Mega, ETHOS Plus). Stanovení bylo provedeno hmotnostní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem – ICP/MS (Agilent 700x), podle SOP UL 201.03, rtuť byla analyzována na TMA. Jednotlivá anonymní data byla seřazena podle kódů, tříd, škol a obcí. Dotazníkem jsme získali informace o pohlaví, věku, hmotnosti, výšce a vzdálenosti bydliště od pravděpodobných zdrojů kontaminace (doly, komíny elektrárny či teplárny), pasivním kuřáctví, přítomnosti zvířete pobývajících vně i uvnitř domovů dětí, zahrádkaření s pěstováním vlastních produktů a o vytápění uhlím.

Měření kvality ovzduší: Data o koncentracích aerosolových částic PM_{10} v ovzduší byla získána ze Státní imis-

ní sítě ČHMÚ z Lomu u Mostu, účelové měření jsme prováděli v Sokolově (září 2017 – březen 2019). Analýza odebraných filtrů s aerosolem na stanovení prvků proběhla ve výše uvedených laboratořích pomocí ICP/MS. V rámci projektu proběhlo také měření sedimentované prašnosti na pěti místech Sokolovské uhelné pánve a pěti místech Mostecké uhelné pánve metodou uvedenou v již neplatném nařízení vlády 350/2002 Sb.

Statistické hodnocení vzorků vlasů: Předpokládali jsme, že pravděpodobné zdroje kontaminace z těžby nerostů a spalování uhlí mohou ovlivnit koncentrace arzenu a těžkých kovů ve vlasech dětí a chtěli jsme vyvrátit hypotézu, že děti ze Sokolovské uhelné pánve a Mostecké uhelné pánve patří do stejného souboru. Chtěli jsme vyhodnotit také vliv expozičních podmínek. Po hodnocení rozložení dat byly koncentrace zkoumaných prvků ve vlasech dětí rozděleny do dvou souborů (Sokolovská uhelná a Mostecká uhelná pánve; dále jen SUP a MUP). Pracovali jsme i s menšími soubory respektujícími pohlaví dětí, BMI, vzdálenost bydliště od dolu/výsypky, od komína elektrárny, kouření v domácnosti, přítomnost domácího zvířete, zahrádku a produkty, vytápění domácnosti uhlím. Data jsme zpracovali deskriptivní statistikou (medián, 1. a 3. kvartil, maximum, minimum), korelacemi. Analýzy jsme vyhodnotili neparametrickým Mann-Whitneyovým testem.

Imisní měření byla deskriptivně statisticky vyhodnocena (medián, Q1, Q3, maximum, minimum) a porovnána s imisními limity a depozičním limitem prašného spadu.

Výsledky

Měření kvality ovzduší: Prašný spad byl měřen po dobu 22 měsíců a analyzován na obsah Be, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, V, Zn. Z toho Se a Ni byly pod mezí stanovitelnosti ve více než 50 % ($MS = 0,2$ mg, resp. $0,2$ mg). Soubory dat neměly normální rozložení. Antimon byl naměřen pouze na jednom odběrovém místě dotčeném automobilovou dopravou (Litvínov-náměstí) v hodnotě mediánu $0,03$ mg/m²/měsíc. Cín v sedimentovaném prachu byl nalezen na dvou místech v blízkosti povrchových dolů (Vřesová a Horní Jiřetín), medián dosáhl $0,09$ mg/m²/měsíc. Arzen jsme našli nad mezí stanovitelnosti, vyjma Litvínova-náměstí. Data byla zpracována deskriptivně (viz obr. 1 a 2).

Imisní měření: Hodnoty znečištění ovzduší zjištěné měřením koncentrací tuhého aerosolu PM_{10} a jeho analýzami v Lomu u Mostu, v porovnání s hodnotami v Sokolově, byly vyšší, až na koncentrace niklu a mědi (viz obr. 3). U As, Cd, Pb, Ni nedocházelo k překračování imisních limitů. Analyzovaný aerosol v Sokolovské uhelné pánvi přispívá k inhalační expozici dětí pravděpodobně minimálně, méně než je tomu v Mostecké uhelné pánvi, kde jsou rozdíly násobné. Ve sledovaném území dochází k překračování denních limitních hodnot aerosolových částic PM_{10} (21). Vyšší hodnoty arzenu v aerosolových částicích byly nacházeny v Mostecké uhelné pánvi. Zvýšené hodnoty v rámci této oblasti byly zjištěny také u Cd, Cr, Mn, V a Zn. Mediány Ni a Cu byly vyšší v aerosolu ze Sokolovské uhelné pánve (obr. 3). Měření Be, Co, Sb a Sn nebyla v Lomu realizována, na grafech tedy chybí.

Obr. 1 a 2: Mediány prašného spadů a obsahu prvků v sedimentovaném prachu v obcích Sokolovské a Mostecké pánve v období duben 2017 – únor 2019. Pozn.: Obě měření v grafu uvedená jako „Lom“ a „Lom AIM“ se týkají Lomu u Mostu. Měření v lokalitě „Lom“ proběhlo v obci, měření v lokalitě „Lom AIM“ bylo provedeno na měřicí stanici automatického imisního monitoringu ČHMÚ.

Výsledky analýz vlasů dětí: Po vyhodnocení rozložení dat, počtu nad a pod mezí stanovitelnosti (tab. 1) jsme provedli deskriptivní statistiku (medián, kvartily, maxima, minima) (obr. 4) a hodnocení výsledků ze Sokolovské a Mostecké uhelné pánve prostřednictvím neparametrického Mann-Whitneyova testu.

Pomocí Mann-Whitneyova testu jsme potvrdili hypotézu, že hodnoty koncentrací arzenu a kovů (As, Be, Co, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, V, Zn) ve vlasech dětí pocházejí ze stejného souboru. V případě kadmia jsme však došli k tomu, že platí hypotéza alternativní, tedy že oba soubory z Mostecké uhelné pánve (1. Q – 0,09; medián 0,19; 3. Q – 0,39) a Sokolovské uhelné pánve (1. Q – 0,02; medián 0,04; 3. Q – 0,10) se významně statisticky liší (p-value 0,00478; 5% h. v.). V případě vanadu jsme rovněž potvrdili alternativní hypotézu, že soubor ze Sokolovské uhelné pánve (1. Q – 0,03; medián 0,05; 3. Q – 0,09) a Mostecké uhelné pánve (1. Q – 0,06; medián 0,12; 3. Q – 0,16) se liší (p-value 0,0271; 5% h. v.) (tab. 2).

Dále jsme se zabývali hodnocením, kde hlavní proměnnou byla otázka (pravděpodobná expoziční podmínka) z dotazníku na BMI, pohlaví, vzdálenost komína a těžby, kouření v domácnosti, domácí zvíře, zahrádku s produkty a vytápění domova uhlím.

Body mass index: Pro oba soubory (SUP a MUP) jsme provedli výpočet BMI a vypočetli korelační koeficient pro každý prvek. Průměrná hodnota BMI (data měla normální rozdělení) u dětí ze Sokolovské uhelné pánve byla 17,53;

směrodatná odchylka 3,83. U dětí z Mostecké uhelné pánve byl BMI 17,8 se směrodatnou odchylkou 3,28 (tab. 3).

V MUP středně pozitivně korelovalo s body mass indexem Be a Se. V SUP střední pozitivní korelace nebyla nalezena. Negativní korelace byly v obou souborech zanedbatelné.

Vzdálenost od dolu, výšpky a od komína: Nalezli jsme slabé negativní korelace v Sokolovské uhelné pánvi pro As a Sb a v Mostecké uhelné pánvi pro Be, Cd a Cu.

Pohlaví: Hodnocení jsme provedli pro oba soubory dat zvlášť. Pracovali jsme pouze s daty nad mezí stanovitelnosti. V Sokolovské uhelné pánvi byly nalezeny u Cd vyšší hodnoty ve vlasech dívek než u chlapců (medián 0,06 proti 0,03 mg/kg), rozdíl však nebyl statisticky významný při 5% hladině významnosti. Vyšší „dívčí“ hodnoty byly také u Cr, Cu, Mn, avšak i zde byly při hodnocení Mann-Whitneyovým testem hodnoty p-value vyšší než 0,05. V Mostecké uhelné pánvi měla děvčata vyšší hodnoty u Cd, Cu a Zn, opět bez statistické významnosti při 5% hladině.

Kouření v domácnosti: V Sokolovské uhelné pánvi měly děti kuřáků ve vlasech více Co, Cu, Ni, Pb, Sb, V, Sn, Se, ale bez statistické významnosti (5% h. v.). Děti z nekuřáckých rodin v Mostecké uhelné pánvi měly významně více mědi ve vlasech (medián 14,4; p-value 0,0278; 5% h. v.). Nikl u dětí kuřáků byl vyšší a jeho rozdíl oproti dětem nekuřáků se blížil významnosti (medián 1,9 mg/kg, p-value 0,06724 při 5% h. v.).

Obr. 3: Mediány, 1. a 3. kvartily, maxima a minima arženu a kovů v PM_{10} v Sokolově a Lomu u Mostu.

Obr. 4: Mediány, 1. a 3. kvartily, minima a maxima hodnot arženu a kovů ve vlasech dětí žijících v Sokolovské úbělné pánvi.

Tab. 1: Počet odebraných vzorků vlasů, data nad a pod mezí stanovitelnosti (NMS, PMS) v Sokolovské a Mostecké uhelné pánvi (SUP, MUP)

SUP	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	V	Zn
Počet	102	102	102	102	102	102	102	102	102	102	102	102	102	102	102
Počet NMS	48	25	96	66	80	102	102	76	90	101	68	42	49	79	102
% PMS	52,94	75,49	5,88	35,29	21,57	0	0	25,49	11,76	0,98	33,33	58,82	51,96	22,55	0
MUP	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	V	Zn
Počet	158	158	158	158	158	158	158	158	158	158	158	158	158	158	157
Počet NMS	36	24	154	78	57	158	158	78	123	155	44	30	25	57	157
% PMS	77,22	84,81	2,53	50,63	63,92	0	0	50,63	22,15	1,9	72,15	81,01	84,18	63,92	0

Tab. 2: Výsledky Mann-Whitneyova testu pro hodnoty arzenu a ková ve vlasech dětí z oblasti Mostecké a Sokolovské uhelné pánve (MUP/SUP)

MUP/SUP	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	V	Zn
z-skore	-1,58814	-1,88484	2,75738	0,95496	0,24669	0,90298	0,61328	0,39542	0,87658	0,06338	-1,93157	1,36559	0,29096	-2,21095	1,4251
p-value	0,1184	0,001	0,00478	0,34212	0,80258	0,36812	0,54186	0,68916	0,37886	0,95216	0,536	0,17068	0,77182	0,0271	0,1556
Hladina významnosti	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05

Chov domácího mazlíčka: V Sokolovské uhelné pánvi měly děti v domácnostech se psem nebo kočkou hodnoty vyšší než děti bez zvířat pouze u Mn a Ni. V Mostecké uhelné pánvi byly mediány hodnot srovnatelné, koncentrace Zn byly vyšší u dětí, které zvíře nechovaly. Rozdíly nebyly statisticky významné při 5% hladině významnosti.

Zahrada a její produkty jako možný expoziční faktor byly hodnoceny v obou lokalitách. V Sokolovské uhelné pánvi byly hodnoty ve vlasech u chromu, mědi, niklu a olova vyšší. Rozdíl však nebyl významný, p-value byla vysoká. V Mostecké uhelné pánvi měly děti zahrádkářů ve vlasech vyšší hodnoty mědi, manganu a selenu, ale porovnávané soubory opět nebyly statisticky významně rozdílné při 5% hladině významnosti.

Vytápění uhlím v Sokolovské uhelné pánvi bylo spojeno pouze s vyššími hodnotami zinku ve vlasech dětí. V Mostecké uhelné pánvi byly nalezeny vyšší hodnoty všech prvků ve vlasech dětí žijících v panelových domech. Žádné vazby nebyly statisticky významné při 5% hladině.

Diskuze

Dětský věk představuje životní etapu, kdy se expozice toxickým látkám z prostředí může lišit od dospělého a může se uplatnit v dalším vývoji organismu. Fyzická a behaviorální charakteristika dětských skupin předpokládá, že nebudou mezi dětmi rozdíly. Koncentrace kontaminant v médiích, v jejichž blízkosti se děti vyskytují, individuální expoziční hodnoty, efektivita transferu z kontaminovaných médií, dávky a aktivní vzorce (22) jsou u dětí stejného věku podobné. Vlas je pro toxikologii nejvíce relevantní jako biologické médium pro biopsii a je vhodný k analýze (23). Podle Bielického a kol. vyrostle vlas od vlasového bulbu za týden asi o 2,5 mm (24). Tobin podobně udává růst přibližně o 0,35 mm za den (23). Vlas neslouží dostatečně coby biomarker u inhalační profesionální expozice (24). U devíti prvků byly námi zjištěné hodnoty z více než 50 % pod mezí stanovitelnosti (Sb, As, Be, Cr, Se, Sn, Co, Mn, V). To může svědčit o nízkých expozicích a rovněž to může vypovídat o možnostech metody stanovení. Významné rozdíly v koncentracích mezi výsledky ze Sokolovské uhelné pánve a Mostecké uhelné pánve byly nalezeny u kadmia a vanadu. Vyšší hodnoty byly v Litvínově. Medián hodnot v Sokolovské uhelné pánvi (0,04 mg/kg) byl srovnatelný s hodnotami publikovanými Spěvácovou z monitoringu Státního zdravotního ústavu 1996–2003 (19, 20) a Derflerovou-Brázdovou a kol. (25). Hodnoty nalezené v Mostecké uhelné pánvi byly vyšší (medián 0,19 mg/kg). Vlasy zdravých dospělých francouzských dobrovolníků, kteří se účastnili studie, již publikoval Goullé a kol. (26), obsahovaly v mediánu 0,11 mg/kg. Námi zjištěný medián hodnot kadmia ve vlasech dětí žijících na Kaňku byl 0,05 mg/kg a byl řádově nižší než u mosteckých dětí. Hodnoty rtuti ve vlasech dětí v obou lokalitách byly velmi nízké (medián 0,08 resp. 0,09 mg/kg). Státní zdravotní ústav v roce 2009 zjistil v dětských vlasech 0,15 mg/kg. Většina rtuti ve vlasech v podobě metylrtuti pochází z požívání ryb (23, 27). Rtuť ve vlasech odpovídá rtuti v krvi v čase odběru vzorku vlasů a také příjmu organické i anorganické rtuti (28). Hodno-

Obr. 5: Mediány, 1. a 3. kvartily, minima a maxima hodnot arženu a kovů ve vlasech dětí žijících v Mostecké uhelné pánvi.

ty rtuti ve vlasech sledovaných dětí byly nižší, než udává Goullé a Doctor's data (26, 29). Námi zjištěné hodnoty rtuti Bystrianský a Petrlik publikují jako koncentraci charakteristickou pro neexponované obyvatele (30, 31), která je řádově nižší než Tučkem zjištěná koncentrace u stomatologů (10 mg/kg) (32). Analýza olova ve vlasech podle Tobina není vhodná pro klinickou diagnózu, odběry dětí a screening pracovníků (23). Olovo ve vlasech dětí nepřekračovalo zjištění Spěváčkové – 0,8 mg/kg (20), jeho hodnota ale byla vyšší než hodnota nalezená Goulléem u Francouzů (26). Průměrné hodnoty niklu ve vlasech dětí se v obou lokalitách lišily. Koncentrace v průměru i mediánu překračovaly (1,0, resp. 1,2 mg/kg) hodnoty publikované Goulléem a kol. pro dospělé, dosahovaly 0,08–0,90 mg/kg (26) a překračovaly i hodnoty publikované v Doctor's data (do 1 mg/kg u dívek a 0,6 mg/kg u chlapců) (29). Borošová a kol. našla hodnoty 95. percentilu u slovenské populace dětí 0,092 mg/kg (0,080–0,106) (33). Hodnoty mědi byly v Sokolově nižší (medián 9,76 mg/kg) než hodnoty publikované Státním zdravotním ústavem – 12,2 mg/kg. Vyšší hodnoty byly nalezeny v Litvínově – 13,6 mg/kg. V Sokolovské uhelné pánvi děti žily blíže zdrojům znečištění ovzdu-

ší, častější bylo kouření v domácnosti (54 %) a s ním i pravděpodobná vyšší koncentrace niklu. Účast proměnných, které mohly ovlivnit expozici, nebyla žádná nebo byla zanedbatelná, stejně jako inhalační expozice imisemi. Prvky v sedimentovaném aerosolu představují malou, ale dlouhodobě trvající zátěž.

Závěr

K hodnocení environmentální zátěže dětí z menších hornických obcí jsme využili analýzy jejich vlasů. Studie našla místní rozdíly, které mohou souviset s lokální zátěží, ale zejména s příjmem potravy. Inkorporace toxických prvků z ovzduší, půdy a produktů zůstávala na úrovni hodnot nezátěžené populace. Pouze esenciální prvky byly nacházeny ve vyšších hodnotách a je otázkou, zda na tom neměla podíl suplementace a zda dobrovolně přijímané dávky zdravotně významných prvků nebyly příliš vysoké.

Nalezené koncentrace prvků ve vlasech dětí z Mostecké uhelné pánve uvádíme vyjádřené mediánem: As 0,11; Be 0,03; Cd 0,19; Co 0,08; Cr 0,56; Cu 13,6; Hg 0,09,

Tab. 3: Korelační koeficient mezi BMI a nalezenými koncentracemi arženu a kovů ve vlasech dětí z oblasti Mostecké a Sokolovské uhelné pánve (MUP, SUP)

		As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	V	Zn
MUP	korel. koef.	0,26	0,57	0,43	0,14	0,20	-0,02	0,04	0,03	-0,05	-0,08	0,00	0,85	0,68	0,41	0,20
SUP	korel. koef.	0,26	0,28	0,12	-0,03	0,13	0,06	-0,01	0,00	0,05	0,01	0,39	-0,05	0,03	0,11	0,29

Mn 1,88; Ni 1,93; Pb 0,78; Sb 0,212; Se 0,12; Sn 0,82; V 0,12; Zn 171,0 mg/kg. Pro oblast Sokolovské uhelné pánve jsou koncentrace sledovaných prvků vyjádřené mediánem následující: As 0,04; Be 0,01; Cd 0,04; Co 0,05; Cr 0,37; Cu 9,78; Hg 0,09; Mn 0,69; Ni 1,37; Pb 0,68; Sb 0,05; Se 0,71; Sn 0,99; V 0,05; Zn 144,3 mg/kg. Zjištěné koncentrace jsou nízké a pravděpodobně neukazují na vysokou zátěž z prostředí. Mezi soubory výsledků analýz kovů ve vlasech ze dvou lokalit pod Krušnými horami byly rozdíly, vyšší hodnoty všech analyzovaných prvků, vyjma Sn a Hg, byly ve vlasech dětí z Mostecké uhelné pánve, statisticky významné pro Cd (p-value 0,00478) a V (p-value 0,0271) při hladině významnosti 0,05.

Poděkování:

Studie vznikla na základě podpory projektu Grantové agentury České republiky „Hodnocení dopadu rizikových prvků na životní prostředí, jejich pohyb a transformace v kontaminované oblasti“.
Registrační číslo grantového projektu: GA 17-00859S.

Střet zájmů: žádný.

LITERATURA

- European Environment Agency [Internet]. Copenhagen: EEA; 2021 [cited 2021 Jul 28]. Progress in management of contaminated sites. Available from: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/progress-in-management-of-contaminated-sites-3/assessment>.
- Bardoděj Z. Chemie v hygieně a toxikologii. Praha: Univerzita Karlova; 1988.
- Metodický pokyn odboru ekologických škod MŽP - Analýza rizik kontaminovaného území. Věstník Ministerstva životního prostředí. 2011;21(částka 3):1-52.
- Concha G, Nermell B, Vahter M. Spatial and temporal variations in arsenic exposure via drinking-water in northern Argentina. J Health Popul Nutr. 2006 Sep;24(3):317-26.
- Smith AH, Lingas EO, Rahman M. Contamination of drinking-water by arsenic in Bangladesh: a public health emergency. Bull World Health Organ. 2000;78(9):1093-103.
- Rahman MM, Sengupta MK, Ahamed S, Chowdhury UK, Lodh D, Hossain A, et al. Arsenic contamination of ground-water and its health impact on residents in a village in West Bengal, India. Bull World Health Organ. 2005 Jan;83(1):49-57.
- Gebel TW, Suchenwirth RH, Bolten C, Dunkelberg HH. Human biomonitoring of arsenic and antimony in case of an elevated geogenic exposure. Environ Health Perspect. 1998 Jan;106(1):33-9.
- Havel B, Krahulcová Z, Hartlová D, Stehlík F, Krtilová Z. Zdravotní riziko arzenu a dalších toxických látek z vody ze zdrojů využívaných k individuálnímu zásobování pitnou a užitkovou vodou v obci Hlízov a městských částech Kutné Hory, Karlov, Malín a Kaňk. Praha: 2002.
- Drahota P, Raus K, Rychlíková E, Rohovec J. Bioaccessibility of As, Cu, Pb, and Zn in mine waste, urban soil, and road dust in the historical mining village of Kaňk, Czech Republic. Environ Geochem Health. 2018 Aug;40(4):1495-512.
- Száková J, Mihaljevič M, Tlustoš P. Mobilita, transformace a základní metody stanovení sloučenin arsenu v půdě a rostlinách. Chem Listy. 2007;101(5):397-405.
- Němeček J, Vácha R, Podlešáková E. Hodnocení kontaminace půd v ČR. Praha: VÚMOP; 2010.
- Bencko V, Cikrt M, Lenner J. Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka. 2. přeprac. a dopl. vyd. Praha: Grada; 1995.
- Bencko V, Cikrt M, Lenner J. Toxické kovy v pracovním a životním prostředí člověka. Praha: Avicenum ZdN; 1984.
- Human biomonitoring: facts and figures. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe; 2015.
- International Program on Chemical Safety. EHC 155: Biomarkers and risk assessment: concepts and principles. Geneva: World Health Organization; 1993.
- Bencko V, Symon K. Test of environmental exposure to arsenic and hearing changes in exposed children. Environ Health Perspect. 1977 Aug;19:95-101.
- Hosgood HD 3rd, Boffetta P, Greenland S, Lee YC, McLaughlin J, Seow A, et al. In-home coal and wood use and lung cancer risk: a pooled analysis of the International Lung Cancer Consortium. Environ Health Perspect. 2010 Dec;118(12):1743-7.
- Zhang A, Feng H, Yang G, Pan X, Jiang X, Huang X, et al. Unventilated indoor coal-fired stoves in Guizhou province, China: cellular and genetic damage in villagers exposed to arsenic in food and air. Environ Health Perspect. 2007 Apr;115(4):653-8.
- Černá M, Bavorová H, Batáříová A, Beneš B, Čejchanová M, Očadlíková D a kol. Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí. Sub-systém 5. Zdravotní důsledky expozice lidského organismu toxickým látkám ze zevního prostředí (biologický monitoring). Odborná zpráva za období 1994 - 2004. Praha: Státní zdravotní ústav; 2005.
- Spěváčková V, Krsková A, Čejchanová M, Wranová K, Šmíd J, Černá M. Biologický monitoring v České republice - stopové prvky a profesionálně neexponovaná populace. Klin Biochem Metabol. 2011;19(2):101-7.
- Znečištění ovzduší a atmosferická depozice v datech, Česká republika. Tabulární ročenky 2019 [online]. Praha: Český hydrometeorologický ústav; 2020 [cit. 2021-08-20]. Dostupné z: https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/tab_roc/2019_enh/pollution_hdqy/CZUMO_PM10_CZ.html.
- Cohen Hubal EA, Sheldon LS, Burke JM, McCurdy TR, Berry MR, Rigas ML, et al. Children's exposure assessment: a review of factors influencing Children's exposure, and the data available to characterize and assess that exposure. Environ Health Perspect. 2000 Jun;108(6):475-86.
- Tobin DJ, editor. Hair in toxicology: an important bio-monitor. Cambridge: RSC Publishing; 2005.
- Bielický T. Dermatovenerologie praktického lékaře. Praha: Státní zdravotnické nakladatelství; 1969.
- Brázdová ZD, Pomerleau J, Fiala J, Vorlová L, Müllerová D. Heavy metals in hair samples: a pilot study of anaemic children in Kazakhstan, Kyrgyzstan and Uzbekistan. Cent Eur J Public Health. 2014 Dec;22(4):273-6.
- Goullé JP, Mahieu L, Castermant J, Neveu N, Bonneau L, Lainé G, et al. Metal and metalloid multi-elementary ICP-MS validation in whole blood, plasma, urine and hair. Reference values. Forensic Sci Int. 2005 Oct 4;153(1):39-44.
- Hachiya N. The history and the present of Minamata disease, entering the second half a century. JMAJ. 2000 Mar;49(3):112-8.
- Bose-O'Reilly S, McCarty KM, Steckling N, Lettmeier B. Mercury exposure and children's health. Curr Probl Pediatr Adolesc Health Care. 2010 Sep;40(8):186-215.
- Doctors' data Science Insight [Internet]. St. Charles (IL): Doctors' data; 2019 [cited 2021 Jul 28]. Toxic and essential elements. Available from: <https://www.doctorsdata.com/toxic-essential-elements/>.
- Kristian J, Petrlík J. Průzkum expozice rtuti u pracovníků ve stomatologii. Praha: SFŽP a MŽP; 2012.

31. Bystrianský M, Šír M, Straková J, Krejčová N. Heavy metals in the surroundings of mining and metalurgical sites in the Lori region in Armenia. Prague: Arnika; 2018.
32. Tuček M, Bencko V, Krýsl S. Zdravotní rizika rtuti ze zubních amalgámů. Chem Listy. 2007;101(12):1038-44.
33. Borošová D, Slotová K, Fabiánová E. Mercury content in hairs of mother-child pairs in Slovakia as a biomarker of environmental exposure. Acta Chim Slovaca. 2014;7(2):119-22.

*Došlo do redakce: 2. 12. 2019
Přijato k tisku: 28. 7. 2021*

*MUDr. Eva Rychlíková, Ph.D.
Návětrná 555/1
400 01 Ústí nad Labem
Česká republika
E-mail: eva.rychlikova@gmail.com*