



CENTRUM PRO ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ A HODNOCENÍ KRAJINY EKOTOXA, s.r.o.



TOCOEN, s.r.o.

RIZIKOVÁ ANALÝZA A MONITOROVÁNÍ SLOŽEK ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ V KUTNÉ HOŘE A OKOLÍ

Objednatel: Ministerstvo životního prostředí
Vršovická 65
100 10 Praha 10

Řešitelská pracoviště: Ekotoxa Opava, s.r.o.
ÚNS výzkum, s.r.o.
Tocoen s.r.o.

Autoři: Mgr. Pavel Čupr, PhD., TOCOEN, s.r.o., Brno
Mgr. Radek Kadlubiec, Ekotoxa, s.r.o., Opava
RNDr. Jan Malec, ÚNS – výzkum, s.r.o., Kutná Hora
Dr. Ing. Milan Sáňka, Ekotoxa, s.r.o., Opava
Ing. Marie Skybová, Ekotoxa, s.r.o., Opava
Mgr. Michal Škarek, TOCOEN, s.r.o., Brno

Vedoucí řešitelského kolektivu: Dr. Ing. Milan Sáňka, Ekotoxa, s.r.o., Opava

Opava, září 2003

OBSAH

1. ÚVOD	3 -
2. CHARAKTERISTIKA ZÁJMOVÉHO ÚZEMÍ	4 -
2.1 GEOGRAFICKÁ CHARAKTERISTIKA ÚZEMÍ.....	4 -
2.2 VYUŽITÍ ÚZEMÍ, OSÍDLENÍ.....	5 -
2.3 GEOLOGICKÉ A GEOCHEMICKÉ POMĚRY, PRODUKTY DŮLNÍ ČINNOSTI.....	5 -
2.3.1 <i>Obecná charakteristika</i>	5 -
2.3.2 <i>Důlní odvaly</i>	7 -
2.3.3 <i>Úpravenské odvaly</i>	7 -
2.3.4 <i>Hutní strusky</i>	8 -
2.3.5 <i>Možnosti migrace rudních prvků</i>	9 -
2.4 HYDROGEOLOGICKÉ A HYDROLOGICKÉ POMĚRY.....	10 -
2.5 PŮDNÍ POMĚRY.....	13 -
2.6 OCHRANA PŘÍRODY A KRAJINY.....	14 -
2.7 HISTORIE DOLOVÁNÍ.....	14 -
3. METODIKA PRACÍ	16 -
3.1 VYTIPOVÁNÍ LÁTEK PRO HODNOCENÍ RIZIK.....	16 -
3.1.1 <i>Charakteristika sledovaných látek</i>	16 -
3.2 PLOŠNÝ ROZSAH A DIFERENCIACE ZÁJMOVÉHO ÚZEMÍ.....	20 -
3.2.1 <i>Vymezení sektorů</i>	20 -
3.2.2 <i>Charakteristika sektorů</i>	21 -
3.3 METODY PRŮZKUMU, VZORKOVÁNÍ A ANALÝZ.....	26 -
3.3.1 <i>Půdy – staré vzorky</i>	27 -
3.3.1.1 <i>Metodika odběrů vzorků podle agrochemického zkoušení půd</i>	27 -
3.3.1.2 <i>Metodika odběrů vzorků pro cílený průzkum na plochách zahrádek</i>	27 -
3.3.1.3 <i>Analytické postupy</i>	28 -
3.3.1.4 <i>Přepočty obsahů v půdě, sedimentech a materiálech hald na obsah v extraktu lučavkou královskou</i>	29 -
3.3.2 <i>Půdy – nové vzorky</i>	31 -
3.3.3 <i>Haldový materiál - staré vzorky</i>	31 -
3.3.4 <i>Haldový materiál – nové vzorky</i>	31 -
3.3.5 <i>Povrchové vody – staré vzorky</i>	31 -
3.3.6 <i>Podzemní vody – staré vzorky</i>	31 -
3.3.7 <i>Rostliny – staré vzorky</i>	31 -
3.3.7.1 <i>Metodika odběrů vzorků</i>	31 -
3.3.7.2 <i>Analytické postupy</i>	33 -
3.3.8 <i>Rostliny – nové vzorky</i>	33 -
3.3.9 <i>Ovzduší</i>	33 -
3.3.9.1 <i>Odběr vzorků ovzduší pro následné analytické stanovení koncentrace TSP a PM10</i>	33 -
3.3.9.2 <i>Transport, uchování vzorku</i>	36 -
3.3.9.3 <i>Fyzikálně – chemické zkoušky</i>	36 -
3.3.9.4 <i>Přístrojové vybavení, používané chemikálie</i>	36 -
3.3.9.5 <i>Seznam odběrových míst</i>	37 -
3.3.10 <i>Potraviny, krmiva</i>	37 -
3.4 METODY HODNOCENÍ VÝSLEDKŮ.....	37 -
3.4.1 <i>Statistické a komparační hodnocení</i>	37 -
3.4.2 <i>Ekosystémová rizika</i>	38 -
3.4.3 <i>Zdravotní rizika</i>	39 -
3.4.3.1 <i>Určení nebezpečnosti</i>	39 -
3.4.3.2 <i>Určení vztahu „dávka – účinek“</i>	40 -
3.4.3.3 <i>Hodnocení expozice</i>	42 -
3.4.3.4 <i>Charakterizace rizik</i>	51 -
4. REFERENČNÍ DATA PRO SLEDOVANÉ PRVKY.....	53 -
4.1 <i>PŮDY A ZEMINY</i>	53 -
4.2 <i>POVRCHOVÉ A PODZEMNÍ VODY</i>	57 -
4.3 <i>ROSTLINY – POTRAVINY, KRMIVA</i>	59 -
4.4 <i>OVZDUŠÍ</i>	61 -
4.5 <i>EXPOZICE ČLOVĚKA</i>	61 -

5. CHARAKTERISTIKA PODKLADOVÝCH DAT	- 68 -
5.1 POPISY ZDROJOVÝCH DATABÁZÍ	- 68 -
5.1.1 Půdy, sedimenty	- 68 -
5.1.2 Haldový materiál.....	- 71 -
5.1.3 Podzemní vody	- 72 -
5.1.4 Povrchové vody.....	- 72 -
5.1.5 Rostliny	- 73 -
5.1.6 Ovzduší.....	- 73 -
6. STATISTICKÁ A KOMPARAČNÍ HODNOCENÍ DAT V NÁVAZNOSTI NA LIMITNÍ A REFERENČNÍ HODNOTY	- 74 -
6.1 PŮDY, HALDOVÝ MATERIÁL, SEDIMENTY	- 74 -
6.2 ROSTLINY, POTRAVINY	85
6.3 VODY.....	90
6.4 OVZDUŠÍ.....	91
7. HODNOCENÍ EKOSYSTÉMOVÝCH RIZIK	96
7.1 PŮDY	96
7.2 SEDIMENTY.....	98
8. HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK	99
8.1 ZÁKLADNÍ CHARAKTERIZACE ZDRAVOTNÍCH RIZIK	99
8.2 ANALÝZA PODÍLU JEDNOTLIVÝCH RIZIKOVÝCH PRVKŮ NA CELKOVÝCH ZDRAVOTNÍCH RIZIKÁCH HODNOCENÝCH EXPOZIČNÍCH SCÉNÁŘŮ	105
8.3 HODNOCENÍ MOŽNÉHO POSTUPU ELIMINACE ZDRAVOTNÍCH RIZIK	108
8.4 ZHODNOCENÍ RIZIK PRO DĚTSKOU POPULACI	109
8.5 ZDRAVOTNÍ RIZIKA SUSPENDOVANÝCH ČÁSTIC VE VOLNÉM OVZDUŠÍ.....	110
9. NEJISTOTY	113
10. ZÁVĚRY	115
11. NÁVRHY OPATŘENÍ.....	119
11.1 TECHNICKÁ OPATŘENÍ.....	119
11.1 PREVENTIVNÍ OPATŘENÍ	119
POUŽITÉ POJMY A ZKRATKY	120
POUŽITÁ LITERATURA	122
POUŽITÉ LEGISLATIVNÍ PŘEDPISY	126
TABULKOVÉ PŘÍLOHY	128
MAPOVÉ PŘÍLOHY	129

1. Úvod

Oblast Kutné Hory a okolí je považována za oblast významně kontaminovanou potenciálně toxickými prvky, především arzénem, v menší míře kadmíem, mědí a zinkem. Kontaminace složek životního prostředí je primárně způsobena existencí jednoho z největších a historicky nejvýznamnějších rudních ložisek na území České republiky. Potenciálně toxické prvky pocházejí z těžných rudnin a z jejich geochemických aureol, vázaných na hydrotermálně postižené horniny v okolí ložiskových těles. Za sekundární zdroje rizikových prvků je možno považovat důlní, úpravenské a hutní (struskové) odvaly a silně mineralizované vody, samovolně vytékající či čerpané z dolů a nebo prosakující starými haldami. Terciárními zdroji kontaminace půdního pokryvu, podzemních i povrchových vod, ovzduší (prachu), a následně i rostlinných a živočišných organismů, se pak stávají rudní materiály a strusky rozvečené ze zlikvidovaných hald do okolí.

Vzhledem k poměrně vysokým obsahům uvedených prvků ve složkách životního prostředí v zájmovém území a vzhledem k jejich popsaným toxickým účinkům je nezbytné provést vyhodnocení negativních vlivů na ekosystémy a na lidskou populaci. O provedení tohoto vyhodnocení bylo rozhodnuto usnesením Vlády ČR č. 538 ze dne 29. května 2002.

Přestože je výskyt rizikových prvků v okolí Kutné Hory již po několik desetiletí poměrně rozsáhle dokumentováno, nebyla dosud shromážděna dostatečně data, která by umožňovala nezbytné vyhodnocení. Dosud prováděná sledování byla většinou zaměřena na jednotlivé složky prostředí a původně bylo jejich cílem získat informace o obsazích rudních prvků v rudninách a v haldovinách. Teprve později byla tato šetření zaměřena na zjištění úrovně kontaminace v dané složce životního prostředí. Žádný z existujících podkladů však neumožňuje komplexní zhodnocení.

Vycházejíce z popsaných podmínek a v souladu s usnesením Vlády ČR je cílem projektu:

- a) sumarizace a validace všech dostupných dat o obsazích rizikových prvků ve složkách životního prostředí zájmové oblasti,
- b) doplnění existujících dat k zajištění dostatečných podkladů k provedení vyhodnocení,
- c) sestavení expozičních scénářů pro výpočty zdravotních rizik populace,
- d) vlastní výpočty zdravotních rizik,
- e) návrhy opatření k eliminaci rizik, pokud budou zjištěna.

2. Charakteristika zájmového území

2.1 Geografická charakteristika území

Zkoumané území, vyznačené na přiložené mapě (příl. 1), se nachází na rozmezí okresů Kutná Hora a Kolín a zahrnuje širší okolí města Kutné Hory v okruhu asi 10 km. Na S je ohraničeno železniční tratí a tokem Labe mezi Kolínem a Starým Kolínem, na V linií Starý Kolín - Kačina - vrch Kamajka - Církvice, na J spojnicí Církvice - Křesetice - Malešov a na Z tokem Vrchlice a linií Malešov - Miskovický vrch - Nebovidy - Hluboký Důl - Štářalka. Historický rudní revír se nachází přibližně uprostřed vymezené plochy. Staré doly, hutě, úpravny a jejich dosud existující i aplanované nebo rozvezené odvaly jsou na území, které dnes patří k obcím Kutná Hora, Grunta, Hlízov, Libenice, Malešov a Miskovice.

Z geomorfologického hlediska jde o rozhraní Hornosázavské pahorkatiny a Středolabské tabule, resp. jejich dílčích celků, tj. Kutnohorské plošiny a kotlin Nymburské a Čáslavské (Czudek 1972). V případě Kutnohorské plošiny se jedná o plochou pahorkatinu v krystaliniku, pokrytém na severním okraji zbytky křídových sedimentů. Obě kotliny leží v oblasti křídý, ta je však většinou překryta kvarténními náplavy, sprašemi a poblíž Labe i vátými písky. Spád terénu je k severu a severovýchodu směrem k Labi a jeho levostrannému přítoku říčce Klejnéřce. Potoky, které stékají z Kutnohorské plošiny ke Klejnéřce a Labi, tj. Křenovka, Vrchlice, Hořanský a Nebovidský potok, vytvářejí v okrajích plošiny úzká, strmě zaříznutá údolí, která se na svých spodních koncích široce rozestupují. Pouze krátký potůček Beránka u Malína a strouha Šífovka pod dvorem Skalkou, které přitékají zleva do Klejnéřky, jsou celým svým tokem v rovině. V hlubokém údolí Vrchlice asi 5 km jz. od Kutné Hory stojí od r. 1972 klenbová hráz přehradní nádrže, která je zdrojem pitné vody pro město a široké okolí. Asi 1 km pod hrází přehrady se nachází Velký rybník, postavený v 19. století pro potřeby četných mlýnů a sloužící dnes k rekreačním účelům. Malá přehradka je také na Křenovce mezi Perštejnem a Neškaredicemi, tj. na JV od města. Nádrže na vrchu Sukově a v Malé Vysoké, sloužící pro zavlažování, berou vodu z Labe.

Vlastní město Kutná Hora leží v k severovýchodu se rozvírající kotlině na dolním toku Vrchlice. Na severní straně je tato kotlina omezena pásmem tzv. Kaňkovských vrchů, které lemují okraj Kutnohorské plošiny (Kaňk, Sukov, Kuklík, Miskovický vrch), na západě výběžky Kutnohorské plošiny a na jihovýchodě je ohraničena plošinou Na rovinách. Vrcholy kopců dosahují 320 - 356 m n. m., plošina „Rovin“ je zhruba ve 270 m n. m., dno kotliny ve 210 - 240 m n. m. a terén při severním úpatí kopců se nachází přibližně ve 210 m n. m.

Historický střed města leží ve svahu a je v rozmezí 220 - 275 m n. m.; novější zástavba a sídliště jsou odtud hlavně směrem k SV, v nadmořské výšce okolo 225 m. Na JZ od historického centra, ve 225 - 310 m n. m., leží převážně vilkové předměstí Žižkov. Bývalá hornická obec Kaňk, v níž jsou dosud zachovány výrazné pozůstatky po starém dolování, se nachází severně od města na severozápadním svahu stejnojmenného kopce. Při jeho severním a východním úpatí leží obce Hlízov a Malín, jejichž okolí je poznamenáno nezanedbatelným vlivem důlní činnosti na půdy a vody.

Klimaticky je popisované území na rozmezí oblasti mírně teplé (ve vyšších polohách) a teplé (v kotlinách). Obě oblasti jsou mírně suché a s mírnými zimami. Průměrná roční teplota vzduchu v bezprostředním okolí Kutné Hory se v letech 1931 - 1960 pohybovala okolo 8,5 °C. Nejteplejším měsícem byl červenec, nejchladnějším leden (na stanici v Čáslavi 18,1 °C, resp. -2,1 °C). Roční úhrn srážek ve stejném období byl 578 mm, z toho ve

vegetačním období 371 mm (duben až září) a v období vegetačního klidu 207 mm (říjen až březen). Maximum 84 mm bylo v červenci, minimum 31 mm v březnu a v listopadu. Průměrný počet dní se sněhovou pokrývkou byl v uvedených letech 35 (Krásný et al. 1982).

2.2 Využití území, osídlení

V popisovaném území dnes již žádná hornická činnost není, novodobý důl na Kaňku je od roku 1992 uzavřen, odkaliště flotační úpravny je zrekultivováno a šachta je využívána pouze k čerpání silně mineralizovaných důlních vod do jejich čistírny, postavené v bývalé úpravně. V širokém okolí převládá intenzivní zemědělská výroba (cukrovka, ovoce, zelenina aj.), i když v posledních letech jsou některé sady rušeny a méně příhodné pozemky ponechávány ladem. Lesy zaujímají jen malé procento plochy. Většinou se jedná o drobné, převážně listnaté lesíky v zaříznutých údolích potoků nebo o relativně mladé smíšené porosty, vysazené koncem 19. a v první polovině 20. století na okolních odlesněných vršcích. Původní lesy na území Kutné Hory a v jejím širokém okolí totiž padly pro potřeby dolů a hutí již v době předhusitské.

Průmysl je zastoupen hlavně slévárnou a strojírnou ČKD, postavenou jv. od města "Na rovinách", a tabákovou továrnou v Sedlci. Ostatní podniky jsou středního až drobného charakteru (výroba oděvů a pleteného zboží, sklady ovoce a potravin, menší strojírenské, obchodní a servisní firmy). Stranou od centra území vedou směrem od SZ k JV značně frekventovaná silnice I. třídy a hlavní železniční trať Kolín - Havlíčkův Brod. Přibližně od V k Z protíná území důležitá silnice Přelouč - Kutná Hora - Kostelec nad Černými lesy - Praha, z níž v Kutné Hoře odbočuje silnice směr Zbraslavice - Zruč nad Sázavou - Vlašim - Tábor. Železniční trať Kutná Hora - Zruč nad Sázavou má jen lokální význam. Na východní okraj popisovaného území zasahuje významné vojenské letiště u Chotusic (Čáslav).

Na souvisle zastavěném území města Kutné Hory žije cca 19,8 tis. obyvatel. V okolních obcích, z nichž některé administrativně patří ke Kutné Hoře (Kaňk, Poličany, Perštejnec, Neškaredice), je počet obyvatel od několika desítek (Čertovka, Malá Vysoká, Dolany, Hořany, Grunta, Bylany) přes několik stovek (Štářalka, Perštejnec, Poličany, Přitoky, Nebovidy, Hluboký Důl, Neškaredice, Libenice, Hlízov, Křesetice) po vyšší stovky (Kaňk, Malešov, Nové Dvory) až přibližně 1,1 a 1,5 tis. (Církvice + Jakub a Starý Kolín). To je celkem dalších cca 7,7 tis. lidí. Podle sčítání lidu, domů a bytů k 1. 3. 2001 bylo na celém sledovaném území zjištěno 27511 obyvatel (viz podrobně členěnou tabulku v příloze č. X).

2.3 Geologické a geochemické poměry, produkty důlní činnosti

2.3.1 Obecná charakteristika

Kutnohorský rudní revír zaujímá území asi 4 x 9 km, protažené v severojižním směru. Historické centrum města se nachází přibližně uprostřed. Plošný rozsah důlních, úpravnických a hutnických prací je patrný z orientační mapky na obrázku 1. Ložisko je tvořeno tzv. rudními pásmy a žilami s kyzově polymetalickým zrudněním, které prorážejí rulami a migmatity kutnohorského krystalinika. Krystalinikum je z větší části překryto mladšími usazenými horninami, do nichž již zrudnění nezasahuje (vápnité pískovce a slínovce svrchní křídly, čtvrtohorní spraše, svahové hlíny a štěrkopísky, recentní náplavy).

Rudní pásma jsou strmé, složitě utvářené poruchové zóny hydrotermálně postižených hornin, pronikáné nepravidelnými a po směru nestálými rudními žilami. Směr pásem je S-J až SV-JZ a jejich délka je od stovek metrů po cca 3 km mocnost se pohybuje od několika metrů do cca 30 m. V okolí pásem jsou často další zrudněné zóny, takže celková šířka může být i přes 100 m. Produktivní úseky jsou však podstatně menší a tvoří tzv. rudní sloupy. Mocnost samotných rudních žil je od několika cm do 1 m, většinou však nepřesahuje 50 cm. Vlivem úklonu se znaky průběhu rudních pásem (odvaly, zabořené či zasypané doly, propadlé dobývky) projevují na povrchu v šířce až 300 m, místy i více. Průběh nejdůležitějších rudních pásem je patrný z pruhů starých odvalů, vyznačených na mapce v obrázku 1.

Podle typu rudního obsahu se pásma dělí na kyzová v severní části revíru (Staročeské, Turkaňské, Gruntecko-hloušecké), stříbrná na jihu (Roveňské, Oselské, Kavecké) a přechodná uprostřed a při okrajích revíru (Grejfské, Rejské, Skalecké, Kuklické). Výplň žil tvoří především sulfidy Fe, Zn, As a Cu, křemen a karbonáty Ca, Mg, Mn a Fe. Menší měrou se vyskytují sulfidické minerály Pb, Ag, Sb a Sn. Rozdíly v rozšíření nejdůležitějších rudních minerálů, které jsou hlavními nositeli rizikových prvků, ukazují mapky na obrázcích 2a, 2b, 2c. Hlavními nositeli Ag jsou freibergit a galenit, As arsenopyrit, Cd sfalerit, Co arsenopyrit, Cu chalkopyrit, stannin a freibergit, Ni pyrit, pyrhotin a arsenopyrit, Pb galenit, Sb freibergit, berthierit, gudmundit aj., Sn stannin a kasiterit, Zn sfalerit. Ag tvoří samostatné minerály (na stříbrných a přechodných pásmech) nebo se vyskytuje jako příměs v ostatních sulfidech (na kyzových pásmech). Nositeli relativně zvýšených obsahů některých rudních prvků v hydrotermálně alterovaných horninách jsou také slídy (Zn) a jílové minerály (Pb, Sn). Primární aureoly rudních prvků dosahují po tektonických strukturách minimálně 200 - 300 m nad rudní sloupy.

Rudniny z jednotlivých pásem v severní části revíru (Staročeské, Turkaňské, Rejské) obsahovaly 0,5 - 3 % As, 0,02 - 0,5 % Cu, 8 - 15 % S, 2,5 - 3 % Zn, 100 - 300 g/t Ag, 100 - 4000 g/t Pb a 100 - 2500 g/t Sn (Holub et al. 1977).

Podrobněji o geologii ložiska, o zrudnění a o složení rudních minerálů pojednávají mj. Bernard 1953, Hak et al. 1964, Hoffman et al. 1982 a, 1982 b, 1990, 1994, Hoffman a Trdlička 1976, 1977, 1978 a, 1978 b, 1981, Holub et al. 1974, 1976, 1977, 1978, 1982, Koutek 1967, Koutek a Kutina 1949, Kutina 1949, Kvaček 1978, 1989, Kvaček a Rezek 1980, Mikuš et al. 1989, 1994, Novák a Kvaček 1964, Novák et al. 1962. Nejdostupnější souhrny uvádějí Malec 1997, Malec a Pauliš 1997, 2000, Pauliš 1998, Pauliš a Mikuš 1998. Významným geologickým a geochemickým fenoménem v oblasti, s podstatným vlivem na zatížení všech složek životního prostředí rizikovými prvky jsou produkty důlní a hutní činnosti.

Produkty po dolování a hutnění rud jsou představovány jalovinou s přimíšenými rudními nerosty, úpravenskými odpady a hutními struskami. Tyto materiály jsou buď deponované na pozůstatcích odvalů a nebo rozvlečené v terénu (na zastavěných pozemcích, podél komunikací, ve vodotečích i v polích). Na území Kutné Hory a jejího blízkého okolí je evidováno celkem 64 starých i novějších hald o různém stupni zachování (Malec 1999). Všechny dohromady zaujímají plochu 689320 m² a objem cca 5311300 m³. Z toho téměř třetinu plochy a přibližně dvě třetiny objemu představuje odkaliště flotační úpravní z let 1958-1991. Důlní haldy zaujímají plochu 380620 m² a objem 1503200 m³. Na struskové haldy připadá plocha 47900 m² a objem 146600 m³. Bez vegetace jsou 4 haldy (55100 m²), travinami, ojedinelými keři a rumištní flórou jsou pokryty 3 haldy (10870 m²), nálet dřevin je na 17 haldách (94100 m²), 18 hald je zalesněno (423800 m²), pole a zahrady jsou situovány na 6 haldách (25850 m²), městská zeleň na 2 haldách (3500 m²) a 14 hald je zastavěno (76100 m²).

2.3.2 Důlní odvaly

Důlní odvaly sledují (či spíše sledovaly) průběh jednotlivých rudních pásem a žil. V místech mělkého intenzivního dolování u výchozů žil vznikly menší a hustě nahloučené odvaly, které později splynuly do téměř souvislých hřbetů. Práce ve větších hloubkách se soustřeďovaly na velké, od sebe vzdálenější doly, u nichž vznikaly mohutné haldy (Bílek et al. 1965). Nejzřetelnější a nejmohutnější důlní haldy se dnes nacházejí na Staročeském pásmu při z. okraji obce Kaňk. Ostatní výrazné haldy jsou až na výjimky situovány v lesních porostech.

Důlní odvaly jsou složeny především z úlomků navětralých až rozložených rul, migmatitů a převážně křemenné žiloviny se zbytky rud. Materiál některých hald je dodnes poměrně čerstvého vzhledu, jiné haldy, zvláště ty, které primárně obsahovaly větší množství sulfidů, jsou již značně rozložené. Nejvíce rudních minerálů (především pyritu a arsenopyritu) původně obsahovaly haldy dolů na Staročeském pásmu. Oxidací těchto sulfidických nerostů a působením vzniklých sulfátových roztoků na ostatní haldový materiál se vytvořila řada sekundárních minerálů, hlavně sulfátů a arsenátů. Nejméně stálými sulfidy v odvalech jsou pyrhotin a sfalerit, poněkud stabilnější je arsenopyrit a relativně nejstálější je pyrit. Nerudní minerály podléhají rozkladu víceméně všechny, nejstabilnější je křemen (Babčan 1955). Z nerostů rudniny se ve starých důlních odvalech nacházejí především křemen, pyrit a karbonáty. Poměrně běžně se vyskytují sfalerit a arsenopyrit, méně galenit, vzácněji pyrhotin, chalkopyrit a berthierit. Ostatní rudní nerosty, včetně freibergitu aj. minerálů Ag, se většinou nacházejí jen ojediněle nebo mikroskopicky (Bílek et al. 1965).

Také při provádění různých náhodných výkopů uvnitř města bývají nacházeny zahrnuté haldoviny, které často obsahují zbytky rudních minerálů v různém stupni navětrání.

Reakcemi větrajících rudních minerálů s minerály jaloviny vzniká v haldách řada druhotných nerostů (cca 25 druhů), obsahujících Al, As, Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, S, Sb a Zn; jedná se především o sulfáty a arseničnany (podrobněji Malec a Pauliš 1997, Pauliš 1998). Tyto nerosty tvoří práškovité či zemité povlaky, výkvěty, kůry, závalky a hlízy zemitého vzhledu, příp. drobné krápníky. Některé z nich jsou víceméně nerozpustné, další jsou špatně rozpustné nebo hydrolyzovatelné, jiné naopak dobře rozpustné.

Chemické složení starých odvalů je známo jen nedostatečně. Existuje pouze jediná kompletní analýza staré rudní haldy z blízkosti Turkaňské jámy (Babčan 1958). Z poslední doby je 14 analýz vzorků haldovin z různých míst v celém revíru na obsah As, Cd, Cu, Pb, Zn a S po rozkladu lučavkou královskou (Malec 1999). Kromě toho byly provedeny analýzy na As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, V a Zn ve vyluzích 2M HNO₃ z 5 vrtných vzorků haldoviny od štoly 14 pomocníků (Hušpauer 2000). Analýzy povrchových vrstev ze 37 starých hald, provedené v rámci této studie, jsou uvedeny v příloze 7.

Podle chemických analýz (Malec 1999) obsahují zvětralé důlní haldoviny cca 0.1 - 1.3 % As, 0.1 - 3.0 % S, 0.03 - 0.35 % Zn, 0.005 - 0.23 % Pb, 0.005 - 0.17 % Cu, 0.0001 - 0.0031 % Cd. Silněji zvětralé haldové materiály mají slabě až silně kyselou reakci. Asi třetina vzorků reaguje neutrálně nebo slabě alkalicky, patrně vlivem přítomnosti karbonátů v žilovině. V obsazích rudních prvků se odrážejí rozdíly minerálního složení rudnin z jednotlivých pásem.

2.3.3 Úpravenské odvaly

Staré úpravenské odvaly se zachovaly jen ve velmi omezené míře, protože jejich materiál býval přepracováván, používán jako přísada při hutnění a patrně i ve stavebnictví. Obdobného charakteru jsou i nevelké zbytky odpadů z kamencové huti. Z posledního období dolování pochází velká, v současnosti již rekultivovaná halda flotačních odpadů pod úpravnou u dolu Turkaňk, která se nachází přímo nad státní silnicí Kolín - Čáslav mezi

Skalkou a osadou Nepřízeň u Hlízova. Známý rozsah všech úpravenských odvalů je patrný z mapky na obrázku 1.

Materiál úpravenských odvalů je složením víceméně podobný materiálu důlních hald, avšak podstatně jemnější. Důkladněji byla zkoumána pouze halda odkaliště pod flotační úpravnou (Králík et al. 1985, Hoffman a Trdlička 1985, Malec et al. 1991), která obsahuje cca 3,6 milionu tun jemných odpadů z let 1958 - 1991. Tento materiál pochází nejen z ložiska Kutná Hora (63 %), ale i ze Starého Ranska (29 %) aj. polymetalických ložisek (Příbram 5 %, Křižanovice 1 %, Horní Benešov 1 %, další 1 %). Charakter odpadů je převážně silikátový (křemen, slídy, navětralé až rozložené živce, méně amfiboly, pyroxeny, chlority, limonit, podřadně až akcesoricky karbonáty, Ti-minerály, magnetit, baryt). Sulfidů je okolo 10 % (hlavně Fe, a jen malé množství Zn, As, Pb, Cu aj.); ze 14 až 30 % jsou zoxidované. Materiál je velmi jemný, tj. téměř všechno pod 0.5 mm z toho cca 30 % je pod 0.02 mm. Složení odkaliště je vertikálně i horizontálně značně proměnlivé, protože rudy z různých lokalit byly zpracovávány kampaňovitě a odpady byly na odkaliště vypouštěny z různých stran. Průměrné obsahy kovů v odkališti byly vypočteny z analýz 3 vrtů a z průběžného vzorkování odpadů úpravny (v g/t): Ag 20, As 5648, Ba 1034, Cd cca 30, Cu 599, Pb 654, Sb 82, Zn 6500, S 56000 (Malec et al. 1991).

2.3.4 Hutní strusky

Hutní výroba stříbra (a mědi) byl velmi náročný několikastupňový proces, do něž v závislosti na kvalitě rudy vstupovala různá množství dalších surovin (kyzy, vápenec, olovo, haldoviny s nízkým obsahem Ag, staré strusky a samozřejmě také dřevěné uhlí). Kyzy byly získávány hlavně z rudních pásem na Kaňku, vápenec byl patrně také z blízkého okolí a olovo se dováželo.

Haldy hutních strusek se zpravidla nacházely v nevelké vzdálenosti od hutí, ale do současné doby se v nezměněné podobě nedochovaly vlastně žádné, protože jejich materiál byl využíván k nejrozličnějším účelům (hlavně jako nezbytná přísada při dalším tavení, po zrušení hutí k výstavbě a údržbě komunikací a k regulaci vodotečí).

Nejrozsáhlejší struskové haldy byly původně na Karlově, tj. při východním okraji města. Další se vyskytovaly v Gruntě, jiné na jih od města v údolích Vrchlice a Bylanky a na s. úpatí Kaňku. Další drobné haldy strusek se nacházely přímo ve městě (Bílek et al. 1965). Staré mapy ukazují, že strusky ze starších hutí na Karlově a v Gruntě tvořily zpravidla víceméně izolované hromady nebo skupiny hromad. Haldy pozdějších královských hutí v údolí Vrchlice se vršily po stranách údolí. Rozsah struskových odvalů (viz mapku na obrázku 1) v novější době zaznamenali především Koutek (1946), Kořan (1950), Záruba a Hromada (1950), Macháček (1954), Vtělenský (1954), Bílek et al. (1965), Zámek et al. (1984), Mikuš et al. (1992), Malec a Pauliš (1997).

Podrobná rekognoskace přístupných pozemků (Malec et al. 1999) ukázala, že na některých místech mohou být vysoké obsahy rizikových prvků v půdě způsobeny otěrem rozvlečených úlomků strusek a jejich oxidačních produktů. Jedná se o místa, kde v minulosti byly strusky tzv. pohřbívány (v. a jv. okraj města, Grunťa) a o pozemky, kde se strusky zřejmě používaly pro vyrovnávání terénu (mezi závodem ČKD a údolím Vrchlice, bývalý močál mezi státní silnicí a železniční tratí s. od Kaňku). Maloplošné nebo lineární rozšíření úlomků strusek v polích je způsobeno materiálem zbylým po úpravách terénu, po stavbě a údržbě cest nebo po výstavbě mostků a propustí. Také ve vodotečích se strusky nacházejí na řadě míst a i zde podléhají abrazi a místy i oxidaci, čímž se z nich uvolňují rizikové rudní prvky.

Chemické složení strusek zkoumali Macháček a Pokorný 1953, Macháček 1954, Vtělenský 1954, Svoboda 1956, Strubl 1956, Rosenkranc a Zýka 1959, Skřivan 1962, Bílek et al.

1965, Malec et al. 1999, Manasse a Melini (v tisku). Celkem se jedná o několik desítek analýz, provedených v různém rozsahu a různými metodami. Složení strusek je převážně železato-křemičité. Významné příměsi (X.0 %) představují Ca a Al. Obsahy rizikových prvků kolísají v rozmezí: As 41 - 2530 ppm, Cd 3 - 84 ppm, Cu 511 - 7190 ppm, Pb 305 - 6580 ppm, Zn 968 - 39400 ppm.

Skoro všechny zkoumané silikátové fáze strusek obsahují příměs Zn (0.X - 1.8 %) a malá většina má také Pb (3.3 - 8.7 %). Kromě toho se ve struskách objevují i ryzí kovy (Cu, Pb, Sn) a jejich oxidy a sulfidy. Místy jsou tyto minerály přeměněny na více či méně rozpustné druhotné karbonáty, silikáty a sulfáty.

Výluhy strusek 2M HNO₃ prokázaly, že přítomnost většího množství jejich úlomků v půdě se na chemismu půdy musí nutně projevit zvýšenými obsahy rizikových prvků.

Při posuzování strusek jako odpadů (na základě analýz vodných výluhů), spadá polovina vzorků do II. třídy a polovina do III. třídy vyluhovatelnosti. Podle vyhlášky o podrobnostech nakládání s odpady patří kutnohorské hutní strusky pro své obsahy Zn (a někdy také As, Cu či Pb) na jednodruhové skládky.

2.3.5 Možnosti migrace rudních prvků

Ačkoliv většina důlních, úpravenských a struskových odvalů zanikla, jejich materiál, obsahující rudní prvky, se z prostředí úplně neztratil, protože byl např. využit k výstavbě komunikací a dopravních staveb, rozvlečen v polích a promíšen s orníci nebo "pohřben" pod terén. Také chemismus silně mineralizovaných a silně kyselých síranových důlních vod, vytékajících v minulosti (a aktuálně i v současnosti) z dědičných štol, se nutně musel projevit ve složení sedimentů vodotečí a v půdách z jejich okolí. Z těchto vod se totiž při mísení s alkaličtějsími povrchovými vodami a po oxidaci vzdušným kyslíkem srážejí železité okry, které vážou významné obsahy As (cca 2 - 24 %), Zn (0.0X - 4,5 %) a desítky až stovky mg/kg Cd, Cu a Pb (Havlíček a Pácal 1962, Skřivan 1996, Malec a Kolomazník 1998). Organické bahno z vodotečí (i spolu s okry) bývalo z vodotečí vyhrnováno na okolní pozemky nebo také odváženo jako zúrodnující složka do půd v širším okolí.

Ze všech těchto druhotných zdrojů se pak rizikové prvky mohou šířit dál do jednotlivých složek životního prostředí, zejména do půd a vod. Míra nebezpečí jejich šíření je dána jejich geochemickou mobilitou a existencí tzv. geochemických bariér i morfologií terénu. Některé produkty rozkladu rudních minerálů zůstávají víceméně na místě, jiné migrují do menší či větší vzdálenosti (Malec a Pauliš 1997). Největší mobilitou se vyznačují sulfáty Zn a Cd; poněkud méně mobilní jsou Cu a As, protože jejich vysrážené produkty se mohou při změně chemických podmínek znovu rozpouštět. Malou migrační schopnost mají Ag, Pb a Sb. Z geochemických bariér se v okolí Kutné Hory uplatňují hlavně oxidační, sorpční a alkalická bariéra a jejich kombinace. Ty způsobují srážení hydroxidů Fe a Mn, sorpci kovů na tyto hydroxidy a srážení karbonátů Cu a Zn z kyselých vod na kontaktu s karbonátovými horninami.

Nebezpečí uvolňování As, Cd a dalších rudních prvků hrozí zejména u železitých okrů, vysrážených z vytékajících důlních vod. Experimentálně bylo prokázáno, že při kontaktu okrů s dešťovou nebo s povrchovou vodou se As i ostatní rizikové prvky znovu rozpouštějí (Malec a Kolomazník 1998).

2.4 Hydrogeologické a hydrologické poměry

V hydrogeologické situaci a ve složení podzemních i povrchových vod v prostoru kutnohorského revíru se zásadním vlivem projevuje existence rudního ložiska a jeho rozfárání starými pracemi, které značně narušily původní režim povrchových i spodních vod.

Území rudního revíru je na vodu chudé, protékající říčka Vrchlice má průtok průměrně cca 0,45 m³/s (Krásný et al. 1982). Průměrný průtok Klejnárky nad ústím do Labe ve Starém Kolíně je asi dvakrát až třikrát větší (od ČHMÚ se údaj nepodařilo získat; z vodočtu v Chedrbí nad Čáslaví uvádí Povodí Labe 0,46 m³/s).

Krystalinické horniny v ložiskovém území a jeho okolí se podle Krásného a Skořepy (1981a) vyznačují převážně puklinovou propustností, volnou hladinou podzemní vody, nízkou transmisivitou (<1.10⁻⁴ m²/s) a nízkou vydatností (<0,1 l/s.m). Křídové pískovce, vápnité pískovce, vápence a jílovce mají puklinovo-průlinovou propustnost, volnou hladinu podzemní vody, střední transmisivitu (1.10⁻⁴ - 1.10⁻³ m²/s) a střední vydatnost (0,1 - 1 l/s.m). Křídové spongilitické slínovce, které se nacházejí jv. a v. od Kutné Hory, mají propustnost puklinovou, volnou až mírně napjatou hladinu podzemní vody a rovněž střední transmisivitu i vydatnost. Pleistocénní štěrky a písky mezi Hlízovem a Kolínem, u Starého Kolína a u Nových Dvorů mají propustnost průlinovou, s volnou hladinou podzemní vody, která nemá hydraulickou spojitost s povrchovými toky. Jejich transmisivita i vydatnost jsou rovněž střední. Štěrk a písky údolních niv, překryté zpravidla fluvialními hlínami, mají průlinovou propustnost a volnou nebo mírně napjatou hladinu podzemní vody, spojenou hydraulicky s povrchovými toky; transmisivita i vydatnost jsou střední až vysoké (1.10⁻⁴ - 1.10⁻² m²/s, resp. 0,1 - 1 l/s.m). Také spraše, sprašové hlíny, svahoviny a haldy se vyznačují průlinovou propustností. V jihovýchodní části revíru se v terasových štěrcích nad povrchem nepropustných turonských slínů vytvářejí místní horizonty podzemních vod (Záruba a Hromada 1950, Cílek 1994).

Podzemní vody byly před otevřením ložiska vázány na dvě hlavní zvodně: v kvartéru a na bázi kříd. V okolí dobývacího území však spolu s povrchovými vodami byly četnými šachtami a dobývkami svedeny do hlubin, odkud musely být čerpány. V ložiskovém území se tak dnes prameny povrchových vodotečí nenacházejí. Mj. zanikl i drobný levostranný přítok Vrchlice v údolí mezi Kuklíkem a Sukovem, směřující k Sedlci. Voda z okolních svahů a některých důlních prací se stahuje do tří malých rybníčků (u pivovaru Lorec, v Gruntě a pod svahem Kuklíku 900 m zsz. od Grejfské šachty Na Ptáku (na sz. okraji města). Lorecký rybníček je evidentně napájen i pramenem zvaným Barborka, jehož jímací studny se nacházejí několik desítek metrů před zabořeným, a na povrchu dnes již neznatelným ústím Grejfské dědičné štoly (cca 250 m z. od Lorce); rybníček je posledním zbytkem soustavy středověkých nádrží na ryby, zvaných haltýře. Hydraulická souvislost pramenu Barborka s Grejfskou štolou a této štoly s Grejfskou šachtou (též Havírna), zaplavenou po průvalu vod r. 1898, je zcela zřejmá (Záruba a Hromada 1950, Bílek 1962, 1980, Pěkný 1984). Pramen Barborka slouží již po staletí potřebám pivovaru, voda z Grejfské šachty byla v letech 1933-1973 užívána pro městskou vodovodní síť, i když obsahem rizikových prvků, zejména As, Cd, Fe, Pb a Zn, nevyhovovala (Pertoldová et al. 2000).

Po opuštění důlních prací podzemní vody zvolna stouply zhruba na úroveň hladiny Vrchlice. V některých starých dolech pod historickým městem a také v Grejfské šachtě je ale voda nadržena i v několika vyšších úrovních. Tyto hydrologické poměry jsou obdobného charakteru jako v krasových územích. V prostoru naposledy opuštěného dolu na

Kaňku (r. 1992) nastoupaly vody během 10 let do úrovně úpatí kopce a začaly prosakovat do odvodňovací štolý 14 pomocníků, ústící do potoka Beránky. Protože se v tomto případě jedná o silně kyselou vodu s vysokými obsahy Fe, As, Zn, Cd, aj. kovů, kterou není možno volně vypouštět, je hladina uměle snižována čerpáním na čistírnu důlních vod, nacházející se v areálu bývalého dolu na Kaňku. Po vyčištění je voda vypouštěna do strouhy Šífovky a vysrážený kal je odvážen na skládku nebezpečných odpadů. Zvodnění ložiska je způsobeno vodami, které vytékají do důlních prací z rozevřených puklin v bočních horninách nebo z tektonických poruch. V době provozu dolu se přítoky směrem do hloubky zmenšovaly, takže 5. patro v -140 m n. m. bylo téměř suché. Přítoky do dolu byly v letech okolo r. 1990 v průměru 450 m³/den.

V minulosti byly nijak neupravované vody z kaňkovských dolů odváděny tzv. dědičnými štolami (Staročeskou, Skaleckou, Turkaňskou, Magdalenskou a 14 pomocníků), které ústily na sz., s. a sv. úpatí Kaňku (obr. X). V nové době vyvěrala důlní voda již jen ze Skalecké štolý a ze štolý 14 pomocníků; problémy s jejím složením byly pod štolou 14 pomocníků okolo r. 1960 a v r. 2002, kdy z vody vypadávající železité okry znečistily celý tok Beránky a v prvním případě i Klejnárky. Důlní vody z Turkaňské šachty byly do počátku 60. let po neutralizaci a vysrážení kalů vypouštěny do jímek a později do odkaliště, odkud přepadaly do skalecké strouhy. Po výstavbě neutralizační stanice r. 1983 již nebyly vypouštěny, ale míchaly se s flotačními vodami a recirkulovaly na úpravně.

Skutečnou krasovou vodou jsou prameny na západním okraji sledovaného území, u Bylan a Miskovic, které vyvěrají z dutin v cenomanských vápencích; jsou jímány starým kutnohorským vodovodem, a to již od 15. století.

Chemismus vod

Analýzám vod v prostoru Kutné Hory byla a je věnována velká pozornost (Pácal 1960, Havlíček a Pácal 1962, Krejčířík 1963, Vránová 1964, Zýka 1962, 1973 a, 1973 b, 1974 a, 1975, 1980, Pěkný 1984, Landa 1993, Jiráňková 1995, Štorková 1995, Landa a Rak 1996, Majer et al. 1996, Malec a Kolomazník 1998, Stehlík a Krtilová 2000, Hušpauer 2000, Zvolánek 2002). Ze sledovaného území existuje několik set analýz vod, a to povrchových, podzemních (převážně studničních) a důlních. Některá odběrová místa jsou různými organizacemi (býv. Rudné doly, nyní DIAMO, Zemědělská vodohospodářská správa, ČHMÚ, Povodí Labe) sledována opakovaně nebo periodicky.

V rámci geochemického mapování povrchových vod ČR byly analyzovány vody z Bylanky, Vrchlice, Klejnárky a Libenického potoka (Majer et al. 1996). Kromě toho jsou na rizikové prvky pravidelně sledovány Klejnárka ve Starém Kolíně (ČHMÚ 12x ročně), přehrada na Vrchlici (Povodí Labe 1x měsíčně), nádrž na Křenovce v Neškaredicích, Polepka u Kolína, dříve i Bylanka (Zeměd. vodohosp. správa 1x měsíčně). Dalších cca 20 analýz vod, odebíraných v různých letech, je z Beránky, Šífovky, Klejnárky v Nových Dvorech a z Vrchlice (Hušpauer 2000, Zvolánek 2002, Malec a Kolomazník 1998, Zýka 1973 a). Sledování složení povrchových vod ukázalo, že větší toky jsou z hlediska rizikových prvků většinou v pořádku. Zvýšené obsahy As byly zjištěny ve Vrchlici pod městem, v Klejnárce a v Libenickém potoce (Pertoldová et al. 2000). Problémy byly v poslední době s vodou v Beránce, do níž prosakovala nastoupaná důlní voda (Zvolánek 2002). Průsaková voda u Skalky a voda v kvartérní i křídové zvodni ve vrtech pod odkalištěm bývalých Rudných dolů mají zvýšený obsah síranů (Landa 1993, SMS 1995, Štorková 1995). Ve Vrchlici nad městem a v Bylance se rizikové složky, pocházející z rud, neprojevují.

Vodní zdroje pro hromadné zásobování obyvatelstva (tj. hlavně přehrada na Vrchlici) nejsou závadné.

Na chemismus podzemních vod má zásadní vliv přítomnost ložiska se sulfidickým kyzovým zrudněním. Jejich složení je velmi pestré, vyznačuje se výraznými změnami během krátké doby a především často zvýšenými obsahy síranů a rudních prvků (Zýka 1973 a, 1975, 1980, Bílek 1996, Landa 1993, Landa a Rak 1996, Malec et al. 1999, Krtilová a Stehlík 2000). Nejsou proto zpravidla vhodné jako pitné a z velké většiny nevyhovují ani jako závlahové. V převládající části území a v západní části města se vyskytují středně mineralizované podzemní vody základního Ca-HCO₃ typu, které směrem k východu přecházejí do vod typů Ca-SO₄, Ca-HCO₃-SO₄, Ca-SO₄-HCO₃ a Ca-NaK-SO₄ (HCO₃-Cl); zároveň i roste jejich mineralizace.

Relativní nabohacení studničních vod v Kutné Hoře a okolí arsenem, olovem a zinkem oproti průměru běžných sladkých vod ukazuje tabulka 2-1 (podle Zýky, 1975):

Tabulka 2-1: Relativní nabohacení studničních vod v Kutné Hoře a okolí arsenem, olovem a zinkem oproti průměru běžných sladkých vod

obec, čtvrť	As	Pb	Zn
Kutná Hora, Kaňk	23 x	5 x	3 x
Kutná Hora, Žižkov	10 x	13 x	24 x
Kutná Hora, Grejfská šachta	26 x	11 x	17 x
Kutná Hora, Hlouška	23 x	3 x	13 x
Kutná Hora, Šipší	2 x	7 x	22 x
Kutná Hora, Vrchlice	74 x	2 x	19 x
Kutná Hora, Karlov	78 x	4 x	13 x
Kutná Hora, Sedlec	3 x	6 x	7 x
Kutná Hora, Malín	6 x	6 x	23 x
Hlízov	8 x	0,1 x	26 x

Důlní vody a průsakové haldové vody vznikají oxidací a vyluhováním rud; proto se vyznačují značnou mineralizací, silnou kyselostí a zpravidla vysokými obsahy As, Cd, Cu, Fe, Mn, Zn a síranů. Všechny tyto vody patří do skupiny síranových vod. Převažujícím kationtem je buď Fe nebo Ca, druhým převažujícím kationtem bývá nejčastěji Zn. Většina těchto vod neobsahuje HCO₃⁻, protože při nízkém pH není stabilní a rozkládá se na CO₂ a H₂O. Obsah Cl⁻ je lehce zvýšený, obsah NO₃⁻ je minimální. Ve vodách s největší mineralizací jsou také vyšší koncentrace rudních prvků. Ve výčtu prvků se odráží složení minerálních asociací na rudních žilách. Větší mineralizaci mají vody, které přišly do styku se zvětralými rudními minerály. Zvláště silně mineralizované jsou vody, které se po delší dobu akumulovaly ve stařinách (Vránová 1964, Zýka 1973 a); jejich barva je většinou rezavá až červenohnědá. Všechny jsou silně agresivní na železo i beton.

Důlní vody, čerpané v 16. až 18. století vodotěžným strojem v Kunstšachtě (Pumpařské jámě) na tzv. dolním Turkaňku, byly odváděny do nádrže, ležící v prostoru dnešní železniční tratě s. od vyústění Skalecké štoly, aby pak odcházely kanálem Šífovkou do Klejnárky. Nádrž se později změnila v mokřinu, která byla při výstavbě železniční trati v polovině 19. století zasypána struskami. Tyto nijak neupravené důlní vody, spolu s vodami vytékajícími z dědičných štol, patrně alespoň zčásti způsobily vysoké obsahy rizikových rudních prvků v zemědělských půdách s. od Libenic, u Hlízova a u Malína.

Chemické složení důlních a haldových vod kolísá v prostoru a většinou i v čase. Mění se nejen koncentrace složek, ale také jejich vzájemné poměry. Při zvýšených průtocích většinou stoupá i celková mineralizace vod (a naopak při snížených klesá). Jsou však také vývěry, které při zvýšené vydatnosti mají nižší mineralizaci. V prvním případě to znamená, že při vyšších průtocích se voda dostává do zvětralých partií, kudy jindy neprostopuje, a tam se může obohacovat o rozpustné látky. Ve druhém případě vody při větších průtocích těmito partiemi neprocházejí a tak nemají možnost obohacení. Podle pH a celkové mineralizace lze důlní vody rozdělit do dvou skupin: 1) s nízkým pH (1,3 - 4,1) a vysokou mineralizací a 2) s vyšším pH (6,0 - 8,5) a nižší mineralizací. Prvá skupina jsou vody procházející zrudněnými partiemi, druhá skupina odpovídá běžným puklinovým vodám z krystalinika (Vránová 1964). Důlní voda, prosakující v r. 2002 u ústí štoly 14 pomocníků do potůčku Beránky, se vyznačovala vysokou mineralizací, velmi nízkým pH a vysokými obsahy síranů, Fe, As, Cd, Mn a Zn (Zvolánek 2002). Důlní vody ze střední a jižní části kutnohorského revíru mají mineralizaci podstatně nižší.

Při fyzikálních nebo chemických změnách prostředí vypadávají z důlních vod amorfni sraženiny železitých okrů, které sorbují množství dalších kovů. Některé staré důlní chodby na Kaňku jsou těmito okry zaplněny do výšky několika dm. Složení okrů je značně proměnlivé: obsahují 19,3 - 51,7 % Fe, 2,2 - 23,5 % As, 0,02 - 4,7 % Zn, 0,0004 - 0,04 % Cd, 0,0047 - 0,203 % Cu, 0,0016 - 0,0861 % Pb, 2,3- 22,7 % SO_4^{2-} a 0 - 30,5 % nerozpustného zbytku. Složky okrů jsou přítomny ve formě hydroxidů, hydratovaných oxidů, síranů a arseničnanů. Nerozpustný zbytek tvoří prachové částice horninových minerálů, hlavně křemene a slídy. Při změně chemického složení vody se mohou okry opětovně rozpouštět (Vránová 1964, Malec a Kolomazník 1998), což znamená, že rizikové prvky mohou znovu migrovat do okolního prostředí. Okolo r. 1960 a v menším rozsahu i v r. 2002 se okry dostávaly s vytékající důlní vodou do Beránky a pak do Klejnárky až ke Starému Kolínu.

Vody, které vznikají vyluhováním zoxidovaných rud při prosakování starými haldami, se vyznačují značnou mineralizací, silnou kyselostí a zpravidla vysokými obsahy As, Cd, Cu, Fe, Mn, Zn a SO_4^{2-} (Malec a Kolomazník 1998, Malec a Pauliš 1995, Zýka 1973 a, 1977). Obsah Cd 320 mg/l, zjištěný v černomodré až temně fialové vodě, která příležitostně vytékala pod haldou na Turkaňku (Zýka 1973 a), byl údajně nejvyšší, jaký kdy byl v přírodních vodách ve světě zjištěn. Celkem je ale k dispozici jen 5 analýz.

2.5 Půdní poměry

Podloží kutnohorského krystalinika je v zájmovém území z větší části překryto mladšími usazenými horninami, především pleistocenními sprašemi a v údolních nivách holocenními nivními sedimenty. Na sprašových návěvech se vytvořily půdy typu hnědozemí, okrajově černozemí nebo šedozemí. Na nivních sedimentech se vytvořily půdy typu fluvizemí, v subtypu modálním nebo oglejeném. V bezprostřední blízkosti vodních toků se pak nacházejí půdy glejové. Tyto půdní typy jsou v daných klimatických podmínkách agronomicky velmi hodnotné

V místech přirozených výchozů krystalinika a též na důlní činností narušených územích, kde chybí čtvrtohorní sedimenty se převážně vyskytují kambizemě, na svazích v lesních úsecích i rankery. Značné plochy hald a výsypek, které vznikly důlní činností jsou pokryty antrozeměmi, popř. kultizeměmi, pokud proběhla rekultivace. Tyto půdní typy jsou

agronomicky méně významné, většinou jsou pokryty lesem nebo sadem, případně bez využití.

Snížení kvality půdního pokryvu vlivem kontaminace je výrazné především u půd vzniklých na krystaliniku a u antropogenních půd na odvalech, struskových složištích a výsypkách. Mnohé z těchto pozůstatků důlní činnosti se však postupně začleňovalo do původního půdního pokryvu aplanací, rozvlékáním i přirozenou větrnou a vodní erozí. Proto jsou zvýšené obsahy rizikových prvků nacházeny i v půdách vzniklých na čtvrtohorních sedimentech.

2.6 Ochrana přírody a krajiny

V hodnocené oblasti se nacházejí dvě chráněná území, obě v kategorii národní přírodní památky:

1. NPP Rybník u Hořan, vyhlášen OÚ Kutná Hora v roce 1985, jako chráněná lokalita *Groenlandia densa*. Rozloha vlastní lokality je 2 ha, rozloha ochranného pásma cca 5,8 ha.
2. NPP Na vrších, chráněna jako zachovalý příbojový útes křídového moře. Rozloha vlastní lokality je 0,53 ha, rozloha ochranného pásma cca 2,2 ha.

Dále se v oblasti nachází několik chráněných stromů nebo skupin chráněných stromů (skupina 3 lip srdčitých u Miskovic, k.ú. Bylany, dub červený nad mlýnem nad Vrchlicí v Kutné Hoře, Jakubská alej na hrázi rybníka Nový v k.ú. Jakub, skupina lip u kostela sv. Bonifáce, k.ú. Čáslav.

Významné prvky ekologické stability krajiny (biocentra, biokoridory) jsou znázorněny v mapové příloze 1 .

2.7 Historie dolování

Kutnohorský rudní revír patřil ve 13. až 16. století k největším producentům stříbra v Evropě a tomu samozřejmě odpovídal i rozsah důlních a hutních provozů. Zdejší stříbro, získávané ze sulfidických polymetalických rud, bylo jedním z hlavních ekonomických zdrojů českého státu. V menší míře byla dobývána také měď. S podstatně menší intenzitou a s dlouhými přestávkami pokračovala těžba i ve stoletích 17., 18. a 19. K poslednímu rozvoji dolování došlo mezi lety 1950 a 1991, kdy se ale těžily především rudy zinku, zpočátku (a podstatně méně) také olova a stříbra. Ložisko bylo opuštěno z ekonomických důvodů, nikoliv pro úplné vyčerpání zásob. Vydobyté prostory zasahují do hloubek od desítek metrů po cca 500 m pod povrch.

Těžené rudniny obsahovaly nejenom stříbro, měď, olovo a zinek, ale i arsen, železo, síru a malé až stopové příměsi antimonu, bismutu, cínu, india, kadmia, kobaltu, niklu, selenu a zlata. Ložiskové nahromadění rudních prvků se v horninovém prostředí, v půdním pokryvu i v podzemních a povrchových vodách přirozeně projevuje určitou aureolou se zvýšenými hodnotami přírodního pozadí.

Od počátků dolování byly v blízkém okolí dolů provozovány i úpravny rud a až do konce 18. století také hutě. Odpady z dolů, úpraven a hutí zpravidla obsahovaly nejen horninovou, křemennou a karbonátovou jalovinu, ale i zbytky užitkových složek a v té které době nevyužívané rudní minerály. Tyto odpady končily na haldách, které se nacházely v těsné blízkosti své produkce. Dodnes tvoří staré haldy charakteristickou součást krajiny v okolí Kutné Hory, i když se už jedná jen o jejich zbytky. Již ve středověku byly totiž z některých starých důlních hald znovu přetěžovány zbytky stříbronosných minerálů a materiál z

hutních (struskových), úpravenských i důlních odvalů byl využíván jako přísada při hutnění rud.

Zejména v 18., 19. a 20. století staré haldy stále více překážely při dalším růstu města a při rozšiřování polí a sadů v jeho okolí. Byly proto postupně likvidovány, tj. zarovnávané, rozvláčeny, rekultivovány a pak využívány jako zemědělská půda či stavební pozemky. Nemalého množství haldoviny bylo v minulosti také použito k zásypům opuštěných šachet a různých terénních nerovností, při údržbě cest nebo jako stavebního materiálu. Struskové haldy byly na přelomu 19. a 20. století likvidovány také tzv. "pohřbíváním" do vykopaných jam. Těmito způsoby se rudní prvky rozšířily i do míst, kde se původně nevyskytovaly, resp. byly přítomny jen v mnohem menších koncentracích.

Zdroji kontaminace prostředí rizikovými rudními prvky byly a jsou také vody, a to nejen vody důlní, čerpané nebo samovolně vytékající v minulosti i současnosti na povrch, ale také vody prosakující starými haldami se sulfidickými rudninami a podzemní i povrchové vody v místech většího nahromadění strusek.

Ke znečištění půd v blízkém okolí starých hutí patrně přispěly i úlety, které vznikaly při pražení a tavení rud.

O situování dolů a hutí a o rozsahu jejich odvalů svědčí dnes, kromě zbytků zarostlých pinek a hald, hlavně archivní zprávy a historické mapy. Bývalou existenci již morfologicky neznatelných zrekontrovaných hald dokládají na mnoha dnes zemědělsky využívaných pozemcích jen roztroušené úlomky alterovaných hornin, žilovin a strusek. Na přítomnost zbytků po dolování a hutnění rud ukazují také výtoky a průsaky mineralizovaných vod a kontaminace půd i rostlin rudními prvky (As, Cd, Cu, Pb, Zn).

3. Metodika prací

Naplnění formulovaných cílů studie je prováděno s ohledem na platná legislativní opatření v této oblasti:

- Metodický pokyn Odboru pro ekologické škody MŽP ČR k zabezpečení usnesení vlády ČR č. 393 ze dne 13.7.1994 o zásadách dalšího postupu při privatizaci – postup zpracování analýzy rizika.
- Vyhláška MŽP č. 306/1998 Sb., kterou se stanoví postup hodnocení rizika nebezpečných chemických látek pro životní prostředí.
- Metodický postup při hodnocení zdravotního rizika

Metodika obecně vycházející z koncepce vypracované US EPA pro hodnocení rizik z ohrožení lidského zdraví (US EPA 1989). Pro vlastní výpočty hodnocení rizik je využito metodických přístupů americké agentury pro životní prostředí (EPA), s aktualizací hodnot referenčních dávek (RfD) podle nejnovějších poznatků pro sledované látky.

3.1 Vytipování látek pro hodnocení rizik

Vzhledem k charakteristice zátěže hodnocené oblasti a výsledkům dosud prováděných šetření je hodnocení rizik zaměřeno na anorganickou kontaminaci – rizikové prvky.

Podle konvence CLRTAP jsou rizikové prvky obecně rozděleny do tříd priority podle negativních vlivů na životní prostředí a lidskou populaci:

Priorita 1: Cd, Pb, Hg,

Priorita 2: As, Cr, Cu, Ni, Se, Zn,

Bez priority: Be, Co, Mn, Mo, V, Tl

S ohledem na toto rozdělení, ale především s ohledem na doposud zjišťované úrovně rizikových prvků ve složkách životního prostředí v zájmovém území se navrhuje sledování a vyhodnocení rizik

prioritně a s plným vyhodnocením podle metodických postupů pro:

As, Cd, Cu, Pb, Zn,

doplňkově, se slovní a grafickou interpretací pro:

Cr, Ni, Hg

3.1.1 Charakteristika sledovaných látek

Ze sledovaných rizikových prvků má prioritní postavení pro hodnocení na zdraví i životní prostředí arzén. Proto je v této kapitole pojat obsáhleji než další sledované prvky. Další charakteristika sledovaných prvků se zaměřením na odhady expozice člověka je podána v kapitole 4.5.

As

Arzén je v životním prostředí široce zastoupen. Přirozeně se nachází v zemské kůře. Zvýšené obsahy jsou často vázány na ložiska některých kovů, např. v půdě v okolí hutě na těžbu a zpracování zlata v Kanadě (Yellowknife) bylo zjištěno > 20 000 mg/kg As. Emise As jsou celosvětově odhadovány na 73 540 t/rok, s rozložením 60 : 40 mezi přirozené a

antropogenní zdroje. Obsahy arzenu ve složkách životního prostředí jsou uvedeny v kapitole 4.

Zdravotní rizika

Agentura pro životní prostředí USA (US EPA) stanovila As jako prokázaný humánní karcinogen. Mechanismus působení není přesně objasněn, avšak předpokládá se, že As způsobuje nevratné změny v chromozómech, které vedou k nádorovým onemocněním. Vysoké dávky též způsobují jiné zdravotní problémy. Expoziční limit WHO pro anorganický As je $0,015 \text{ mg.kg}^{-1}$ tělesné hmotnosti za týden (PTWI). Fatální důsledky pro člověka se projevují při příjmu $> 1 \text{ mg.kg}^{-1}$ tělesné hmotnosti za den. Člověk průměrně denně přijímá $0,01 - 0,02 \text{ mg As}$ z běžné potravy.

K problematickým expozicím člověka dochází především prostřednictvím příjmu kontaminované vody nebo v pracovním procesu. Rostlinami je arzén přijímán obtížně - nadměrná dietární expozice potravou je výjimečná.

Ekosystémová rizika

U kachen prováděl studie toxicity Stanley et al., (1994). Při hodnocení vlivu na reprodukci zjistil dávku NOAEL $4,2$ a LOAEL $16,7 \text{ mg As (V)/kg/den}$. Nejnižší dávka LOAEL pro studie mortality (EC20) byla zjištěna pro cowbirds v hodnotě $7,4 \text{ mg As(III)/kg/den}$. Jelikož jediná data o toxicitě vzhledem k reprodukci jsou k dispozici pro As(V) a NOAEL se blíží hodnotám pro As (III), byla odvozena hodnota NOAEL $4,2$ jako expoziční limit pro hlavní ptačí druhy (např. ledňáček, jestřáb, vrána, červenka). V případě chovu kuřat byla zjištěna snížená tělesná hmotnost, snížený příjem potravy a produkce vajec při hodnotě příjmu As 7 mg/kg/den (Hermayer et al., 1977). Jako hodnota bez vlivů bylo shledáno $0,7 \text{ mg/kg/den}$. Hodnota LOAEL 7 mg/kg/den byla hodnocena jako expoziční limit.

U savců byl odvozen expoziční limit pro malé savce $1,3 \text{ mg As (III) /kg/den}$, na základě reprodukčních studií na myších (Schroeder a Mitchener, 1971). Pro psy byla zjištěna dávka NOAEL $1,2 \text{ mg As/kg/den}$. Při jediné další testované dávce 3 mg/kg/den byla zjištěna 100% mortalita pro As (III) a významné negativní vlivy na růst pro As (V) (Byron et al., 1967). Pro koně byl odvozen expoziční limit $0,86 \text{ mg As (III) /kg/den}$ (NRCC, 1978) na základě hodnoty NOAEL.

V zemědělské výrobě se mohou teoreticky projevit dříve fyto toxické účinky As než zootoxické. V obou případech velmi záleží na formě As v půdě a půdních podmínkách, zejména redox potenciálu (zvýšená mobilita As v redukčních podmínkách). Bylo zjištěno, že celkový obsah As v půdě není ve vztahu k obsahu As v rostlinách na půdě pěstovaných. Vztah existuje pouze pro mobilní formy a i v tomto případě jsou transfer faktory velmi nízké. Platná legislativa (Vyhl. č. 13/94 Sb.) udává MPH pro obsah As v půdě 30 mg.kg^{-1} (ostatní půdy, výluh lučavkou). Návrh indikačních hodnot pro půdy je 20 mg.kg^{-1} při vysoké rozpustnosti, až 1000 mg.kg^{-1} při nízké rozpustnosti (stanovován poměr mezi mobilním a celkovým obsahem). Referenční hodnoty pozadí (horní mez variability přírodního a difúzně-antropogenního pozadí) je stanovena na 20 mg.kg^{-1} , což je současně preventivní limit pro vstup dalších látek. Holandské tzv. „target values“ (hodnoty pod kterými by nemělo docházet k rizikům) udávají pro As hodnotu 29 mg.kg^{-1} (dále podléhají přepočtům podle obsahu organické hmoty a zrnitosti).

Cd

Kadmium se přirozeně vyskytuje v zemské kůře. Často v rudách provází zinek a olovo. Z antropogenních zdrojů jsou nejvýznamnější emise ze spalování uhlí a emise průmyslu (kovohutě), používání agrochemikálií, ukládání odpadů. Do půd se dostává z kalů (čistírný odpadních vod), atmosférickou depozicí a částečně provází fosforečná hnojiva. Emise Cd jsou celosvětově odhadovány na 8 100 t/rok, z čehož 7 300 t. připadá na antropogenní zdroje. Mezi rizikovými prvky se vyznačuje relativně vysokou mobilitou jak v půdním profilu, tak v systému půda – rostlina, popř. půda – voda. Jako oblast přirozeně zatížená kadmiiem je známo okolí města Shipham v Anglii, kde se jeho obsahy v půdě pohybují nad 350 mg/kg. V ČR se zřídka vyskytují obsahy nad 3-4 mg/kg, např. na Příbramsku.

Mezinárodní agentura pro výskyt rakoviny (IARC) zařadila Cd do II. stupně karcinogenů. Tento kov se chová jako kumulativní jed s doprovodnými karcinogenními a teratogenními účinky. Kadmnaté soli jsou silně toxické a na všechny živé organismy působí negativně. Kadmium nepatří k prvkům nezbytným pro lidský organismus. Jeho toxicita je vyvolávána inhibicí sulfhydrolových enzymů a kompeticí se zinkem, mědí a železem. V lidském organismu jeho obsah činí průměrně 0,4 mg Cd/kg. U novorozenců téměř chybí, s věkem se postupně kumuluje v ledvinách (15 – 200 mg), kdy dochází k jejich těžkému poškození. Celkový obsah v těle člověka je asi 30 mg. V nízkých koncentracích Cd zvyšuje tlak, vznikají záněty zažívacího traktu, krvácení do plic, ve vyšších působí jako depresor hypertenze. Způsobuje jak akutní otravu (zvracení, bolest v žaludku, průjemy, závratě), tak chronickou otravu (zažívací potíže, poškození krevetvorby, plic, jater a ledvin), má za následek změnu metabolismu Ca, což má za následek spontánní fraktury a deformace. Sloučeniny CdO, CdCl₂, CdSO₄, CdS se vyznačují karcinogenními účinky trávicího ústrojí, plic, jater a prostaty.

Cu

Vyskytuje se ve všech složkách prostředí v důsledku přirozeného obsahu v horninách. Nejvyšší antropogenně podmíněné obsahy jsou zjišťovány v okolí kovohutí a v půdách vinic ošetřovaných měďnatými fungicidy. Je též dodávána do půd a aplikací odpadních kalů. Je významným biogenním prvkem, je součástí důležitých enzymatických systémů a uplatňuje se při krevetvorbě. Při nadbytku může působit fytotoxicky a snižovat produkci biomasy.

Deficit v organismu způsobuje chudokrevnost, poruchy syntézy fosfatidů a sníženou aktivitu cytochrom oxidázy.

Akutní otrava Cu²⁺ solemi má za následek zvracení, postižení jater a ledvin. Toxičtější jsou sloučeniny organické než anorganické. Stejně jako u většiny těžkých kovů jsou zdrojem Cu v atmosféře spalovací procesy a proto dochází k sníženým vstupům do prostředí. V lidském organismu je obsaženo asi 1,4 – 2,1 mg Cu/kg. Někdy se uvádí, že má i karcinogenní a teratogenní účinky.

Pb

Vyskytuje se v půdě, vodách i biosféře. U silně kontaminovaných půd olovem se v ČR pohybují obsahy tohoto prvku i v několika tisících mg/kg. Nejvíce jsou zatíženy oblasti kolem kovohutí a městské aglomerace.

Z těžkých kovů patří z hlediska potenciální rizikovosti k nejvýznamnějším. Je to kumulativní jed a patří k rozšířeným a velmi nebezpečným škodlivinám, jehož důsledky se projevují v globálním měřítku. V lidském organismu je průměrně obsaženo 1,4 – 5,7 mg Pb/kg. Přípustný denní příjem podle WHO je 0,585 mg Pb. Denní příjem nad 1 mg se projeví chronickou otravou, která se projevuje bolestí hlavy, obrnou periferních nervů,

mozkovými poruchami, poškozením kostní dřevě a chudokrevností. Karcinogenní a teratogenní účinky nebyly spolehlivě prokázány.

Fytotoxicita olova se dostavuje až při jeho extrémních obsazích v půdě, Příjem rostlinami je relativně nízký.

Zdrojem kontaminace prostředí olovem jsou imise z hutí, automobilový provoz, kaly z ČOV, těžba rud. U celkových depozic je zaznamenán v posledních letech celkový pokles, z velké části pravděpodobně jako důsledek zastavení spotřeby olovnatého benzínu.

Zn

Je biogenní prvek nezbytný pro funkci různých enzymů savců, včetně člověka. Je znám jeho vztah k syntéze bílkovin a k transportu a využití glukózy v organismu. Deficit způsobuje špatné hojení ran, malý vzrůst a opožděný pohlavní vývoj. V lidském organismu je obsaženo 30 – 60 mg.Zn/kg.

Toxicita Zn pro člověka byla zjištěna pouze při extrémních expozicích (nad 15 mg Zn na m³ vzduchu), Denní příjem v ČR se v nekontaminovaných oblastech pohybuje kolem 8 mg Zn. Přípustný denní příjem je 18 – 60 mg na osobu o hmotnosti 60 kg. V krvi je převážně vázán na bílkoviny plasmy (75%) a červené krvinky (22 %). Akutní otrava: Při injekční aplikaci působí Zn²⁺ tlumivě na centrální nervový systém při větších dávkách dochází k obrnám. Středně toxický je stearan, fosfid, chroman a kyanid. Chronická otrava: Při dlouhodobé perorální expozici dávkám Zn, ZnO, ZnCO₃ a solí Zn je pozorována glykosurie, degenerace pankreatu, chudokrevnost, osteoporóza, zástava růstu a neplodnost. Chronická otrava v důsledku přestupu Zn z půdy do rostlin a tak přijímání potravou u člověka není dokázána (Landa, 2000). Vdechování par většiny uvedených kovů a jejich oxidů, dýmů a jemného prachu způsobuje tzv. „horečku slévačů“ (sucho v krku, bolesti hlavy, třesavku a horečku). U Zn k ní dochází je-li koncentrace Zn v ovzduší nad 15 mg/cm³. Chlorid a chroman Zn jsou označovány jako potenciální karcinogeny. Zn je též podezříván z karcinogenního účinku při aplikaci polycyklických aromatických uhlovodíků.

U zinku je z hlediska ekosystémového hodnocena především jeho fytotoxicita případně toxicita vůči mikroorganismům. Z toho by měly vycházet i legislativně stanovené hodnoty obsahů pro půdy. Nejnižší hodnoty, při kterých byly zjištěny první známky fytotoxických účinků Zn byly experimentálně zjištěny kolem 100 mg.kg⁻¹. Běžně však jsou v polních podmínkách zjišťovány první známky fytotoxicity až při hodnotách > 500 mg.kg⁻¹. Pro půdní bezobratlé živočichy je toto rozpětí hodnot 170 – 5000 mg.kg⁻¹ (Fairbrother, Kapustka, 2000). Limitní hodnota obsahu Zn v půdě podle české legislativy je 200 mg.kg⁻¹ (Vyhláška č. 13/94 Sb.) a odpovídá legislativě evropských zemí. Průměrné obsahy Zn v ornících zemědělských půd jsou cca 68 mg.kg⁻¹ (Sáňka, 2001). (Všechny údaje jsou uváděny pro výluh v lučavce královské).

Limitní hodnoty obsahů Zn pro látky dodávané do půdy vycházejí z kalkulací ročních vstupů v gramech, které se dostanou na plochu 1ha za rok při maximální uvažované dávce. EPA takto uvádí limit 28 kg.ha⁻¹.rok⁻¹, kanadská norma uvádí 8,22 kg.ha⁻¹.rok⁻¹.

Cr

Chrom je dostatečně zastoupen téměř ve všech půdách jako důsledek obsahu v horninách V lidském organismu je průměrně 0,1 mg Cr/kg. Denní příjem potravou kolísá od 0,01 – 1,7 mg. Z biologického hlediska má Cr výrazné účinky nejen na rostliny, ale v určité optimální koncentraci je esenciálním prvkem nezbytným jak pro živočichy, tak člověka. Deficit Cr se projevuje opožděním růstu, cévními poruchami a zrychlením procesu stárnutí. Cr⁶⁺ je účinným oxidačním činidlem s vysokou toxicitou; Cr³⁺ je středně toxické. Jako celkový nepříznivý účinek Cr se uvádí poškození ledvin, jater a zažívacího systému.

Velmi závažné jsou jeho karcinogenní a alergizující účinky. Sloučeniny Cr⁶⁺ a páry Cr mohou vyvolávat záduchu a astmatické procesy. Prach silně dráždí oči, vyvolává zánět spojivek a poškození rohovky. Vdechováním prachu, mlhy chromanů a CrO se rakovina objevuje 10 až 80 x častěji, než u osob neexponovaných.

Nevýznamnějšími antropogenními zdroji Cr je metalurgický průmysl, spalování pohonných hmot a uhlí a aplikace odpadních kalů ČOV.

Toxicita se projevuje především sníženými výnosy na silně kontaminovaných půdách.

Ni

Nikl je dostatečně zastoupen téměř ve všech půdách jako důsledek obsahu v horninách.

Jeho biologická funkce nebyla dosud prokázána. Obsah Ni v lidském organismu činí asi 0,14 mg kg⁻¹. Sloučeniny Ni se vyznačují nízkou akutní a střední toxickou aktivitu, mimo Ni(CO)₄, který je krajně akutně i chronicky nebezpečný. Karcinogenita plic a nosních dutin byla zjištěna u kovového Ni, NiO, Ni₃S₂, Ni(CO)₄. Značně je zastoupen v asbestech, kde synergicky zvyšuje jeho karcinogenitu. V zemědělství se jeho toxicita se projevuje především sníženými výnosy na silně kontaminovaných půdách.

Nevýznamnějšími antropogenními zdroji těchto prvků je metalurgický průmysl, spalování pohonných hmot a uhlí a aplikace odpadních kalů ČOV.

Hg

Rtuť je v zemské kůře zastoupena relativně velmi málo. Většina nadlimitních obsahů v půdě je antropogenního původu.

Rtuť je nervový a ledvinový jed kumulativního charakteru. V lidském organismu je obsaženo 0,001 – 0,01 mg Hg/kg. Denní příjem 1 obyvatele je asi 0,01 mg Hg. Příjem z ovzduší by neměl překročit 0,01 mg Hg, to znamená že celkový příjem činí asi 0,025 mg. Tato dávka narůstá při nadměrné konzumaci ryb, hub nebo kouřením tabáku. Biologický význam Hg nebyl prokázán. Její toxicita je objasňována afinitou k síře a –SH skupinám bílkovin a enzymů. Akutní otrava anorganickými sloučeninami se projevuje pálením v ústech, bolestmi, poruchami ledvin, kolapsem až smrtí. Při otravě organismu sloučeninami Hg dochází rychle k těžkému poškození centrální nervové soustavy, poruchy rovnováhy a zraku až smrt v komatu. Akutní až smrtelnou otravu vyvolává jí 0,15 – 0,2 g Hg, smrtelná dávka je 1 g Hg. Chronická otrava je způsobována kovovou rtuť. Je podobná otravě akutní a vyvolává jí dávka 0,5 – 1 mg/den. Karcinogenní, teratogenní a mutagenní účinky Hg nebyly dosud spolehlivě prokázány. Pro rostliny je rtuť velmi špatně přijatelná a také fyto toxické účinky jsou nízké. Rizikovým vstupem do organismu je při neprofesionálních nebo neakutních expozicích přímý vstup, případně z potravin prostřednictvím vstupu do rostlin přes vegetační orgány (redepozice, volatilizace).

Do prostředí se Hg dostává z průmyslové činnosti (imise, ukládání odpadů).

3.2 Plošný rozsah a diferenciacce zájmového území

3.2.1 Vymezení sektorů

Pro výpočty analýzy rizik byla celá zájmová oblast rozdělena na 11 sektorů, pro které byl samostatně zpracován individuální expoziční scénář. Pro každý sektor zvlášť byl také proveden výpočet karcinogenního a nekarcinogenního rizika pro každý hodnocený rizikový prvek a celkem pro všechny prvky.

Vymezení sektorů bylo provedeno na základě morfologie terénu, ložiskových poměrů a přítomnosti pozůstatků po dolování, úpravě a hutnění rud, podle rozložení a charakteru

osídlení, struktury porostů a s přihlédnutím k výsledkům dosavadních studií kontaminace území. Hranice sektorů jsou vedeny tak, aby respektovaly dílčí rozvodí a hranice základních sídelních jednotek. Přehled vymezených sektorů poskytuje tabulka 3-1 .

Tabulka 3-1. Vymezení sektorů pro rizikovou analýzu (viz mapová příloha, č. 1)

sektor	oblast	rozloha (km ²)	počet obyvatel
1	Libenice, Nebovidy, Šťáralka, Starý Kolín	14,0	2416
2	Hořany, Dolany	6,8	144
3	Kaňk, Grunta	4,1	780
4	Sedlec, Malín	3,2	1945
5	Hlízov	8,9	411
6	KH - Žižkov, Přitoky	6,4	3629
7	KH - vnitřní město	2,5	7434
8	KH - Šipší	1,5	6005
9	Bylany, KH - Vrchlice, KH - Karlov	9,3	1088
10	Nové Dvory, Církvice	18,9	1878
11	Malešov, Křesetice, Poličany, Perštejnec, Neškaredice	26,3	1781

3.2.2 Charakteristika sektorů

Sektor 1. Nachází se na severní periferii sledovaného území a zahrnuje rovinatou krajinu v širším okolí obcí Libenice, Nebovidy, Hluboký Důl a Starý Kolín; u Šťáralky dosahuje až na jv. okraj Kolína. Na z. okraji sektoru je hluboce zaříznuté údolí Nebovidského potoka, s. okraj je tvořen nivou Labe. Jedná se o zemědělskou krajinu s poli, nevelkou plochou ovocných sadů a minimem lesních porostů. Za sz. hranicí sektoru se nachází město Kolín s chemickým, strojírenským a elektrotechnickým průmyslem. Napříč sektorem prochází silně frekventovaná silnice Kolín - Čáslav a hlavní železniční trati, které směřují z Kolína na Čáslav a na Pardubice. Geologicky se jedná o okrajové území křídové tabule, ležící na metamorfovaných horninách kutnohorského krystalinika. Místy je překryté sprašemi, sprašovými a svahovými hlínami a v okolí Labe i říčními štěrkopískými a vátými písky. Na území nebyly žádné doly ani hutě a polymetalické zrudnění sem nezasahuje, avšak na hranicích sektoru sv. od Libenic ústila ve středověku Staročeská dědičná štola, která odváděla důlní a tzv. frátové vody (po výrobě kamence) z prostoru Kaňku. Na vypouštěné vody ukazuje pomístní název polí s. od Libenic, nazývaných jako Fráty nebo Na Frátech. Půdy i rostliny z těchto míst mají vysoké obsahy rizikových prvků.

Půdy v tomto sektoru mají obsahy rizikových prvků relativně nižší; nadlimitní (vzhledem k vyhlášce 13/1994 Sb.) jsou As mezi Libenicemi, Nebovidy a Šťáralkou a Cd ve vzorcích od Libenic a od Bašty u Starého Kolína.

Sektor 2. Leží v severozápadní části území, v okolí obcí Hořany, Dolany, Čertovka a Malá Vysoká, v. od Červených Peček. Jedná se o poměrně plochý, k severu a k severozápadu se svažující terén, proříznutý mělkým údolíčkem Hořanského potoka. Jmenované obce jsou malé a území je využíváno zemědělsky. Významnou rozlohu zaujímají sady; lesní plochy jsou zanedbatelné. Komunikace jsou jen místního významu. V sektoru je nejmenší počet obyvatel a jejich věková struktura vykazuje nadprůměrný podíl lidí starších 60 let na úkor

kategorie 15 - 59 let. Geologickou situaci je možno charakterizovat jako okraj české křídové tabule. Metamorfované horniny kutnohorského krystalinika vystupují z podloží turonských vápnnitých pískovců jen v jižní části sektoru na Kuklíku, Miskovickém vrchu a v údolí Hořanského potoka. Většina terénu je překryta sprašovými a svahovými hlínami nebo sprašemi. V jihovýchodním okraji sektoru jsou situovány staré, zčásti aplanované a lesem zarostlé odvaly dolů na Kuklickém pásmu. Jižně od Malé Vysoké se nacházejí tzv. Vlčí hory, kde se v minulosti údajně také kutalo či těžilo, ale žádné viditelné zbytky po této činnosti se nedochovaly.

Půdy v tomto sektoru mají obsahy rizikových prvků většinou podlimitní, pouze As je kromě okolí Malé Vysoké na ostatních místech nadlimitní. Na polích, která leží ve svazích pod starými haldami Kuklického pásma, dosahují nadlimitních hodnot i Cd, Pb a Zn. Povrchové vrstvy hald se vyznačují v porovnání s ostatními sektory relativně nižšími obsahy As a vysokými obsahy Cd, Pb a Zn.

Sektor 3. Rozkládá se na severních svazích Kaňkovských vrchů, v okolí obcí Kaňk a Grunta. Větší část území je využívána jako sady, zbytek zabírají intravilány obcí, les při vrcholech Kaňku a Sukova, rekultivované odkaliště úpravny rudných dolů a zarostlé staré haldy. Středem území prochází frekventovaná silnice z Kutné Hory do Kolína, která se napojuje na silnici 1. třídy z Kolína do Časlavi, tvořící s. hranici sektoru. Věková struktura obyvatelstva je obdobná jako u předchozího sektoru, tzn., že je nadprůměrný podíl lidí starších 60 let na úkor skupiny ve věku 15 - 59 let. Také geologická situace je téměř stejná jako v předešlém případě; krystalinikum vystupuje při vrcholech Kaňku a Sukova. Na území sektoru zasahuje několik rudních pásem s četnými pozůstatky starých hald: nad Gruntou to jsou severní části Kuklického a Gruntecko-hloušeckého pásma, na z. okraji obce Kaňku pásmo Staročeské, na v. okraji Nifelské, nad obcí Alžbětinské a pod obcí Skalecké. Nejmhutnější jsou haldy Staročeského pásma, obsahující množství produktů ze zvětralých sulfidických rud. Všechny haldy jsou víceméně zarostlé travou, křovinami, břízami i vysazenými jehličnany; místy se vyskytují i holá místa. Porost hald Staročeského a Kuklického pásma je relativně mladý; na fotografiích ze 40. a 50. let minulého století je vidět, že haldy byly tehdy ještě většinou holé. Halda odkaliště byla před rekultivací, tj. od 50. do poloviny 90. let 20. století významným zdrojem prachu ve svém okolí. Pod spodní částí odkaliště zůstala zasypána část strusek středověké Nifelské huti. V tomto sektoru se ale významnější hutě s podstatně rozsáhlejšími struskovými haldami nacházely v Gruntě; v dnešní době jsou tyto haldy aplanovány a zčásti překryty zeminou nebo rozvezeny. V Gruntě je také výtok důlní vody ze zavalené Kuklické dědičné štoly; ústí do malé nádrže na návsi, odkud přetéká do rybníčku pod obcí. Její složení je vyhovující. Vody, vytékající v minulosti ze Staročeské dědičné štoly, jejíž dnes již neznatelné ústí se nacházelo v severním výběžku sektoru, zřejmě obsahovaly značná množství síranů a rudních prvků, což patrně zapříčinilo silnou kontaminaci půd (hlavně již na území sektoru 1).

Půdy v tomto sektoru se vyznačují vysokými obsahy As, Cd a Zn. Rovněž haldový materiál má vysoké obsahy těchto rudních prvků; obsahy As v haldovinách ze Staročeského pásma jsou nejvyšší v celém okolí Kutné Hory.

Sektor 4. Je situován v centrální části území, v nejbližším okolí Sedlce a Malína, tj. na jv. svazích a u úpatí Kaňku. Více než polovinu rozlohy zaujímá intravilán jmenovaných předměstských obcí; na ostatní ploše jsou pole a sady, zbytek je les (při vrcholu Kaňku). Průmysl je zastoupen tabákovou továrnou, menšími strojírenskými a nábytkářskými firmami a výrobnou stavebních hmot. Geologická situace je charakterizována výchozy krystalinika v horní části Kaňku, křídovými sedimenty na jeho svazích (tzv. příbojová

facie) a sprašemi při úpatí. Do území sektoru spadají historické doly jižní poloviny Rejzského pásma a dědičná štola 14 pomocníků, která ústí na z. okraji Malína. Jižní a východní omezení sektoru tvoří dolní tok Vrchlice, po severovýchodní hranici vede velmi frekventovaná silnice 1. třídy z Kolína na Čáslav. Středem území prochází živá silnice z Kutné Hory do Přelouče a je zde také kutnohorské hlavní nádraží, položené na významné železniční trati Kolín - Havlíčkův Brod. Nadjezd u nádraží, postavený počátkem 60. let 20. století, byl nasypán z materiálu několika hald Staročeského a Turkaňského pásma, obsahujícího značná množství navětralé rudniny a produktů jejího rozkladu. Haldy Rejzského pásma jsou zarostlé lesem, halda u štoly 14 pomocníků, která bývala porostlá břizami, je od roku 2000 rozhrnuta a holá. Z důlních vod, vytékajících štolou 14 pomocníků okolo r. 1960 a v r. 2002 do potůčku Beránky, se srážely železité okry s vysokými obsahy As, Cd aj. rizikových prvků. Okry byly z koryta čas od času vyhrnovány na okolní zemědělské pozemky.

Obsahy As v půdách z tohoto sektoru jsou značně nadlimitní, i když Cd, Cu, Pb a Zn jsou většinou podlimitní nebo na úrovni pozadí. Vysoce nadlimitními hodnotami všech pěti sledovaných rizikových prvků se vyznačuje půda z pole mezi tabákovou továrnou a Vrchlicí. Obsahy As, Cd, Cu, Pb a Zn v povrchových vrstvách hald ve srovnání s jinými sektory patří k těm relativně nižším.

Sektor 5. Nachází se na sv. okraji sledovaného území, v širším okolí Hlízova. Jeho jižní část leží na s. svazích Kaňku, severní část je v rovině mezi jeho úpatím a Kačinským hřbetem nad pravým břehem Klejnárky. Na svazích Kaňku jsou výchozy migmatitů a rul kutnohorského krystalinika, úpatí je tvořeno vápnitými horninami svrchní křídly, které jsou překryty kvartérními šterky a hlínami. Většinu plochy zaujímají pole; zbytek tvoří les, venkovská zástavba, areál uzavřené šachty a opuštěné úpravny Rudných dolů, ladem ležící plochy se zarůstajícími zbytky hald a část rekultivovaného odkaliště pod úpravnou. Pod ní se také nacházejí pozvolna zarůstající jímky železitých okrů, vzniklých okolo r. 1960 při neutralizaci důlních vod. V areálu býv. Rudných dolů je nyní výroba stavebních hmot a čisticí stanice důlních vod. Rozsáhlé haldové pruhy v lese na severních svazích Kaňku patří středověkým dolům na Turkaňském a Rejském pásmu. Sektor protínají silně frekventovaná silnice 1. třídy z Kolína na Čáslav a významná železniční trať Kolín - Havlíčkův Brod. Při výstavbě železnice v polovině 19. století byla zlikvidována mokřina, která byla pozůstatkem rozlité vodní plochy pod výtokem hnacích a důlních vod od čerpacího stroje na Pumpařské jámě, provozované v 16. - 18. století na dolním Turkaňku. K zasypaní mokřiny bylo použito materiálu ze struskových hald od bývalé Nifelské huti pod Kaňkem. V minulosti vytékaly kaňkovské důlní vody také ze společného ústí dědičných štol Turkaňské a Magdalenské, které se nacházelo mezi dnešní státní silnicí a železniční tratí jz. od Hlízova, a ze Skalecké dědičné štoly, ústící u dvora Skalky. Půdy a spodní vody v Hlízově a jeho okolí jsou silně kontaminovány rizikovými prvky. Obyvatelstvo má nadprůměrný podíl lidí starších 60 let.

Půdy v tomto sektoru jsou značně zatíženy As a Zn, poněkud méně i Cd. Nejvyšších hodnot dosahují tyto prvky na Dolním Turkaňku a jihovýchodně i jižně od Hlízova, tj. pod severními svahy Kaňku, na nichž leží staré haldy Turkaňského a Rejského pásma. Povrchové vrstvy hald mají velmi vysoké obsahy Cd a Zn, ale i Pb a As.

Sektor 6. Zaujímá západní část města (Žižkov) a okolí obce Přitoky. Jedná se o svažující se plošinu, tvořenou vápnitými svrchnokřídovými sedimenty, které jsou na většině území překryty sprašemi, sprašovými hlínami a svahovinami. Podložní horniny kutnohorského krystalinika vystupují pouze na Kuklíku a Miskovickém vrchu. Území pokrývají převážně

pole; asi na čtvrtině plochy je zástavba, tvořená hlavně rodinnými domy. Jižní částí sektoru prochází silnice z Kutné Hory na Prahu. Do severní části sektoru zasahuje jižní konec Kuklického pásma, na západním okraji města probíhá Grejfské pásmo a v jihovýchodním cípu území je střední část Oselského pásma. Haldy středověkých dolů všech tří pásem jsou již v terénu málo patrné. Na Kuklíku jsou většinou aplanované, částečně překryté zeminou a zarostlé křovinami nebo lesem, ve druhých dvou případech jsou většinou překryty zástavbou, případně zarostlé křovinami nebo travou.

Všechny půdy v tomto sektoru mají výrazně nadlimitní obsahy As. Nadlimitní, nebo limitu se blížící obsahy Cd, Pb a Zn jsou pouze v půdě z pole pod kasárnami, tj. z oblasti Grejfského pásma. Povrchové vrstvy hald mají v porovnání s jinými haldami v kutnohorském okolí nejnižší obsahy As, Cd a Zn; hodnoty Pb jsou průměrné.

Sektor 7. Leží v centru města a v jeho severním okolí. Terén je převážně svažité; plošina při jeho úpatí přechází do nivy Vrchlice. Větší část plochy zaujímá městská zástavba historického centra, patrové domy z období první republiky a sídliště ze 60. let 20. století; malou měrou jsou zastoupeny vilky a řadové přízemní domky. Na okraji městské zástavby je pivovar. Zbytek sektoru pokrývají ovocné sady a pole; minimum tvoří les při vrcholu Sukova. Věková struktura obyvatel se vyznačuje nadprůměrným podílem lidí starších 60 let. Na území dominují slínité sedimenty svrchní křídy, překryté kvarténními sprašemi, hlínami a štěrky; výchozy krystalinika jsou jen na Sukově a ve svahu do údolí Vrchlice. Severní polovinou sektoru probíhají Gruntecko-hloušecké a Sukovské pásmo, při západním okraji je severní konec Grejfského pásma a do historického centra města zasahují severní konce Oselského a Roveňského pásma. Téměř všechny haldy starých dolů jsou ale aplanovány a buď přeměněny v pole a sady, nebo skryty pod zástavbou. V úpatí svahu pod hřbitovem je zavalené a již v terénu nezřetelné společné ústí dědičných štol Grejfské a Hloušecké (pramen Barborka), z něhož prosakuje voda do jímacích studní pivovaru. V sektoru je též zatopená šachta Na Ptáku (Grejfská), která slouží jako nouzový zdroj pitné vody.

Půdy v tomto sektoru jsou silně zatíženy As a místech průběhu rudních pásem i Cd, Pb a Zn. Obsahy rizikových rudních prvků v povrchových vrstvách hald jsou ve srovnání s ostatními sektory slabě nadprůměrné a, kromě Cu, valnou většinou převyšují limitní hodnoty podle vyhlášky 13/1994 Sb. pro zemědělské půdy.

Sektor 8. Nachází se uprostřed území na jižních svazích Kaňku a Sukova a v kotlině při jejich úpatí, která je vyplněna vilkovou čtvrtí a sídlištěm panelových domů v Šipší. Asi na polovině plochy jsou částečně zpustlé sady a malou část zaujímá les pod vrcholy Kaňku a Sukova. Jedná se o nejmenší sektor, ale s druhým největším počtem obyvatel, přičemž podíl lidí nad 60 let je silně podprůměrný. Územím procházejí dvě poměrně silně frekventované silnice směrem na Kolín, spojující se v Kaňku. Na okraji obytné zóny se nacházejí dvě velká obchodní centra s rozsáhlými parkovišti. Převážnou většinu plochy sektoru pokrývá křída, překrytá většinou svahovými a sprašovými hlínami; krystalinikum vystupuje jen v horních částech svahů Kaňku a Sukova, kde jsou zároveň pozůstatky starých hald po těžbě v jižních částech Staročeského a Turkaňského pásma. Haldy jsou většinou zarostlé lesem a jen místy jsou holé.

Půdy v tomto sektoru se vyznačují vysoce nadlimitními obsahy As a na jižních svazích Kaňku pod haldami Turkaňského pásma také Cd a Zn. Haldy mají značně vysoké obsahy As a ve srovnání s ostatními sektory nadprůměrné obsahy Pb; obsahy Cd a Zn jsou relativně nízké.

Sektor 9. Je protažen z. - v. směrem podél údolí Bylanky a Vrchlice, jižně od centra území. Ve svazích údolí vycházejí horniny pestré skupiny krystalinika, nad nimi jsou vápnité pískovce svrchní křídly, překryté kvartérními hlínami a štěrky. Na předměstí Karlov vychází hřbet serpentinitu. Uprostřed území se vyskytují pozůstatky starých hald Kaveckého pásma, jižní části Oselského pásma, střední části Roveňského pásma a halda štol Antonína Paduánského u Poličan. Zčásti jsou zarostlé křovinami a náletovými dřevinami, zčásti aplanovány a zastavěny nebo rozvlečeny v polích. V sektoru se také nacházejí nejrozsáhlejší zbytky struskových hald ze starých hutí. Jsou v údolí Bylanky od Bylan až po ústí do Vrchlice, v údolí Vrchlice od Poličan po ústí Bylanky a na Karlově. Nápadné haldy jsou dnes jen u Markoviček, V Hutích a u Vrbového mlýna; na ostatních místech jsou zplanýrovány, částečně překryty nebo promíšeny zeminou a zarostlé nebo zastavěné. Zástavba má charakter převážně přízemních venkovských a předměstských domků. Území protínají silnice z Kutné Hory na Čáslav a na Tábor a prochází jím lokální železniční trať Kutná Hora - Zruč nad Sázavou. Ve spodní části sektoru se nachází několik drobnějších podniků (strojírna, textilka, prodejny a opravny aut, zpracování dřeva, sklady, čistírna odpadních vod).

Půdy ze všech míst v tomto sektoru mají silně nadlimitní obsahy As. Obsahy ostatních rizikových rudních prvků jsou při západním okraji sektoru na úrovni pozadí, jinde jsou zvýšené nebo nadlimitní. Nejvyšších hodnot dosahují sledované prvky ve vzorku z pole mezi kostelem sv. Trojice a Dolním Žižkovem, tj. z oblasti oselského pásma a „pohřbených“ strusek. V haldových vzorcích jsou, ve srovnání s ostatními sektory, obsahy As, Cd a Pb přibližně střední a obsahy Zn vysoké. Nejvyšších hodnot dosahují Cd, Cu, Pb a Zn v povrchových vrstvách struskových hald od Vrbového mlýna a Markoviček.

Sektor 10. Leží v rovinatém terénu na v. okraji sledovaného území v okolí obcí Nové Dvory, Jakub a Církvice. Po celé délce sektoru protéká říčka Klejnárka, do níž u Nových Dvorů ústí Vrchlice a na s. konci území také potůček Beránka, kontaminovaný v letech okolo r. 1960 a v roce 2002 železitými okry, vysráženými z důlní vody, která vytékala štolou 14 pomocníků u Malína. Okry, obsahující velká množství As, Cd aj. rizikových prvků, bývaly v minulosti vyhrnovány z koryta na okolní pole. Většinu území pokrývají aluviální nebo terasové kvartérní sedimenty, pod nimiž jsou vápnité sedimenty svrchní křídly. V jejich podloží jsou metamorfované horniny kutnohorského krystalinika, mezi nimiž se u Kačiny nachází skryté těleso serpentinitu. Dolování ani hutnění rud se v tomto sektoru neprovozovaly, existuje pouze zmínka o indiciích zrudnění v Jakubu. Území je využíváno především zemědělsky, menší plochy zabírá les a nacházejí se zde i dva rybníky. Zástavba je typicky venkovská. Obyvatelstvo má nadprůměrný podíl dětí do 14 let. Sektorem procházejí frekventované silnice 1. třídy z Kolína na Čáslav a z Kutné Hory na Přelouč i významná železniční trať z Kolína na Havlíčkův Brod.

Obsahy rizikových rudních prvků v půdách z tohoto sektoru přesahují limitní hodnoty zejména mezi Novými Dvory a Hlízovem, tzn. relativně nejbliže k centru dolování. As má nadlimitní obsahy i na periferii revíru u Církvice.

Sektor 11. Nachází se na zvýšené plošině v jižní části sledovaného území v okolí obcí Malešov, Poličany, Křesetice, Perštejnec a Neškaredice. Na povrchu zde vystupují hlavně sprašové hlíny a kvartérní štěrky a písky („vysokoplošinové“), kryjící vápnité sedimenty svrchní křídly. V hluboce zaříznutých údolích Vrchlice a Křenovky jsou výchozy hornin kutnohorského krystalinika. Území je využíváno převážně zemědělsky, ale při jeho severním okraji se rozkládá rozsáhlý areál slévárny a strojírný ČKD. Do nejsevernější části území zasahují zbytky rekultivovaných hald Roveňského pásma. Několik nevýznamných

důlních děl se nachází mezi Poličany a Malešovem; drobné důlní práce na polymetalickou rudu jsou také v údolí Křenovky a na tzv. Ptačích horách v. od Křesetic. Severně od Malešova, poblíž hráze přehrady, leží opuštěné ložisko magnetitu. V údolích potoků jsou drobné lesíky. Na Vrchlici u Malešova je asi 2 km dlouhé přehradní jezero vodárenské nádrže a pod ní Velký rybník, který dnes slouží k rybolovu a rekreaci. Malá přehrádka je také na Křenovce mezi Perštejncem a Neškaredicemi. Několik menších rybníků leží u Křesetic a dvoru Bílejova. Napříč sektorem prochází silnice z Kutné Hory směrem na Tábor a lokální železniční trať do Zruče nad Sázavou. Obce mají zemědělský charakter a ve věkové struktuře jejich obyvatel jsou relativně méně zastoupeni lidé nad 60 let.

Všechny půdy v tomto sektoru mají nadlimitní obsahy As; nejvyšší jsou v blízkosti hald Roveňského pásma sz. a z. od továrny ČKD. Zde jsou také nadlimitní obsahy Cd a Zn. Zvýšené pozadí Cd je v půdách od Poličan, od střelnice u sv. Trojice, Křesetic, Perštejnce a Neškaredic. V povrchových vrstvách hald jsou obsahy rizikových rudních prvků ve srovnání s jinými sektory spíše střední.

3.3 Metody průzkumu, vzorkování a analýz

Pro zohlednění všech expozičních cest bylo nutno shromáždit vstupní data obsahů prvků v těchto složkách životního prostředí:

- půda (zemědělská půda půdy malých zahrádek a městské půdy)
- materiály haldovin a starých výsypek
- povrchová voda
- podzemní voda
- rostlinný materiál (zemědělské a zahradnické produkty)
- ovzduší (prach)
- potraviny

V maximální možné míře bylo využito výsledků, které jsou k dispozici z dříve prováděných cílených průzkumů, zejména se jedná o zemědělské půdy. Po analýze a validaci těchto výsledků byla navržena další šetření k doplnění stávajících dat. Návrh šetření byl proveden s ohledem na rovnoměrné pokrytí vymezených sektorů v rámci zájmového území a na zajištění dostatečné reprezentativnosti pro vymezené sektory. Metody nově prováděných šetření byly navrženy tak, aby výsledky starších a nově prováděných šetření byly kompatibilní a tak jednotně použitelné pro výpočty hodnocení rizik.

Tabulka 3-2 přehledně ukazuje počty vzorků za jednotlivé matrice, hodnocených metodou analýzy rizik. Dalších několik stovek vzorků, které nebylo možno pro rizikovou analýzu použít (stanovení jiných prvků, odlišná metodika) bylo použito pro statistické vyhodnocení výsledků.

Tabulka 3-2. Počty vzorků za jednotlivé matrice a celkem, které byly použity pro vyhodnocení metodou analýzy rizik.

složka ŽP	počty vzorků		
	převzaté	vlastní	celkem
půda	234	64	298
haldoviny	36	37	73
sedimenty	18	0	18
rostliny	126	24	150
vody povrchové	21	0	21
vody podzemní	158	0	158
ovzduší	0	231	231
celkem	593	356	949

3.3.1 Půdy – staré vzorky

Podstatná část starších vzorků půd byla odebrána metodikou agrochemického zkoušení půd a v rámci cíleného průzkumu na plochách zahrádek. Šetření menšího rozsahu zahrnutá do zpracování byla modifikacemi uvedených metodik.

3.3.1.1 Metodika odběrů vzorků podle agrochemického zkoušení půd

Ve většině případů byly vzorky odebírány podle metodiky AZP (vyhláška č. 275/1998 Sb., ve znění vyhlášky č. 477/2000 Sb.) podle následující metodiky.

1. Úsek, ze kterého se odebírá vzorek, se prochází diagonálně (po úhlopříčce) a jednotlivé vpichy se umísťují v pravidelných vzdálenostech. Průměrný vzorek se odebírá vždy z plochy jednotně obhospodařované (stejná plodina, stejné hnojení). Menší lokality na pozemku s výrazně odlišnými půdními vlastnostmi se z odběru vylučují.
2. Půdní vzorky se odebírají výhradně sondovacími tyčemi, přičemž jeden průměrný vzorek se skládá minimálně ze 30 vpichů. Při odběru je nutno vyloučit přimíchání zeminy z podorničí.
3. Průměrná plocha na jeden vzorek a hloubka vpichu:
 - a) **orná půda**: průměrná plocha na 1 půdní vzorek činí v bramborářské a horské oblasti 7 ha, v řepařské a kukuřičné oblasti 10 ha. Hloubka vpichu odpovídá mocnosti orničního profilu (max. 30 cm).
 - b) **trvalé travní porosty**: průměrná plocha na 1 půdní vzorek je shodná s ornou půdou. Odběr vzorku se provádí do hloubky 15 cm s tím, že se drnová vrstva odstraňuje.
 - c) **ovocné sady**: průměrná velikost plochy pro odběr jednoho půdního vzorku činí 3 ha, přičemž je nutno brát v úvahu vyrovnanost půdy a terénní členitost. Odběr dílčích vzorků se provádí v řadách stromů (keřů), a to uprostřed vzdálenosti mezi stromy (keři). Hloubka odběru činí 30 cm.
4. Odebrané vzorky se skladují v papírových sáčcích. V průběhu a po ukončení odběru se ukládají na vhodném místě k sušení. Při sušení se sáčky otevrou, aby k zemině měl dostatečný přístup vzduch. Vzorky se nesouší v blízkosti jakéhokoli zdroje tepla nebo na místech vystavených přímému slunečnímu záření.

3.3.1.2 Metodika odběrů vzorků pro cílený průzkum na plochách zahrádek

Cílem prováděného šetření bylo zjistit rizika kontaminace zeleniny vypěstované na vlastních zahrádkách. Pozemky byly vybrány na základě dohody pracovníků Okresního úřadu a Městského úřadu v Kutné Hoře s vlastníky pozemků, po vyplnění protokolu, tj.

záznamu o pozorovací ploše (zahrádce) na které sledování probíhalo. Sledování se uskutečnilo celkem na 2 parcelkách, každá o velikosti 1 m² plochy, která se pro tento účel vytyčila a předem připravila - zryla, uvláčila a 3 týdny před setím se zapravilo po 25g poskytnutého hnojiva NPK (3 kávové lžičky). Hnojivo NPK 15-15-15 (N – P₂O₅ – K₂O). K setí byla poskytnuta semena salátu letního a mrkve-karotky. Tyto zeleniny zúčastněné osoby vysely dle stanoveného postupu na plochu ve stanoveném termínu. Doplnkově, bez jednotného výsevu a hnojení byly odebrány další druhy zeleniny: brambory, rajčata, zelí, celer, kadeřávek, brokolice, okurky a cuketa.

Vzorky půdy byly odebírány z maloparcelek, vždy jeden směsný vzorek složený minimálně z pěti dílčích odběrů ze dvou parcelek. Hloubka odběru 25 – 30 cm.

3.3.1.3 Analytické postupy

Extrakce lučavkou

Z prosetého vzorku (< 2 mm) se naváží 3.00 ± 0.001 g do reakční baňky o objemu 250 ml se zábrusovým hrdlem. Vzorek se rovnoměrně ovlhčí vodou (přídavek asi 0.5 - 1 ml), přidá se za mírného promíchávání 21 ml kyseliny chlorovodíkové (2) a následně 7 ml kyseliny dusičné (1). Na baňku se nasadí chladič a absorbér naplněný 15 ml zředěné kyseliny dusičné (5). Směs se nechá stát 16 hodin (přes noc). Potom se obsah pozvolna zahřívá k varu. Mírný var se udržuje 2 hodiny tak, aby kondenzace probíhala v první třetině chladiče. Po ochlazení se obsah absorbéru přidá do baňky a absorbér i chladič se propláchnou 10 ml kyseliny dusičné (5). Po usazení se supernatant filtruje přes středně hustý filtr do odměrné baňky 100 ml. Filtr se promyje asi 10 ml kyseliny dusičné (5) a obsah baňky se po vytemperování doplní po značku. Po pečlivém promíchání se převede do uzavíratelných plastových nádobek. (Postup v souladu s normou ISO 11466).

Výluh kyselinou dusičnou

Do uzavíratelné polyetylenové nádoby o objemu 250 ml se naváží 10.00 ± 0.002 g vzorku (< 2 mm), přidá se 100 ± 0.2 ml zředěné kyseliny dusičné (2M). Po důkladném ručním protřepání se suspenze nechá stát 16 hodin (přes noc) při laboratorní teplotě (20 ± 2 °C). Po této době se nejprve opět ručně protřepe tak, aby se rozrušil sediment a vznikla suspenze. Potom se extrahuje ještě 60 min na rotační třepačce při 50 ± 5 otáčkách za minutu. Suspenze se filtruje přes filtrační papír do čisté a suché polyetylenové nádoby o objemu 75 - 100 ml. Filtruje se celý objem extraktu, prvních 5 - 10 ml filtrátu se odstraní (Postup v souladu s vyhláškou č. 13/96 Sb).

Stanovení rtuti na přístroji AMA-254 (TMA-254)

Přesná navážka vzorku se v proudu kyslíku postupně vysuší a rozloží programovatelným nárůstem teploty. Proud kyslíku vede spaliny spolu se rtutí přes katalyzátor, kde dojde k dokonalé oxidaci spalin a k odstranění nežádoucích složek. Rtuť se potom zachytí v amalgamátoru. Po kvantitativním zachycení rtuti se amalgamátor zahřeje a uvolněné páry rtuti se vedou do měřícího prostoru, kde se měří pokles intenzity záření rtuťové výbojky způsobený přítomností rtuti.

Meze detekce a meze stanovitelnosti pro analyzované rizikové prvky jsou uvedeny v tabulce 3-3.

Tabulka 3-3 . Meze detekce a meze stanovitelnosti sledovaných rizikových prvků

Prvek	mez detekce		mez stanovitelnosti	
	mg.kg ⁻¹			
As	1,307		4,619	
Be	0,06		0,197	
Cd	0,061		0,196	
Co	0,658		2,203	
Cr	0,598		2,179	
Cu	0,515		1,821	
Hg	0,02*		0,06*	
Mo	0,1		0,297	
Ni	0,574		1,992	
Pb	0,957		2,916	
V	1,611		5,764	
Zn	1,37		3,979	

*ng.kg⁻¹

3.3.1.4 Přepočty obsahů v půdě, sedimentech a materiálech hald na obsah v extraktu lučavkou královskou

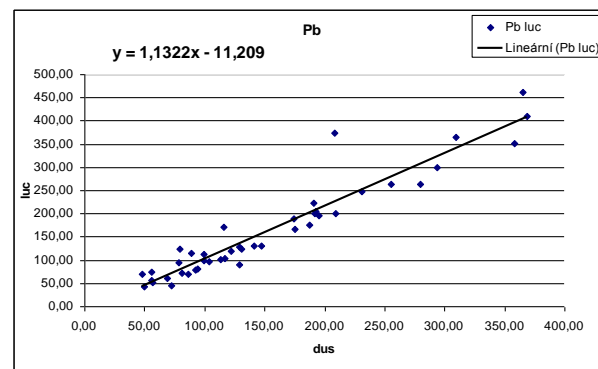
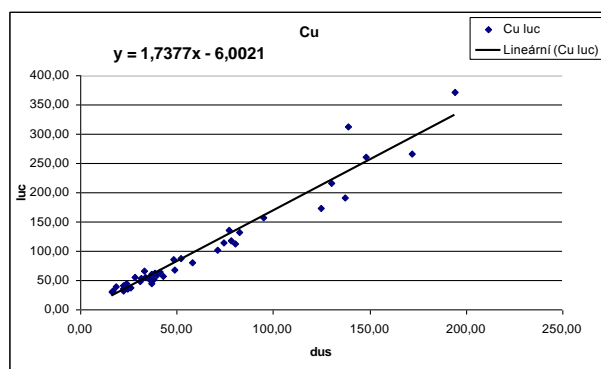
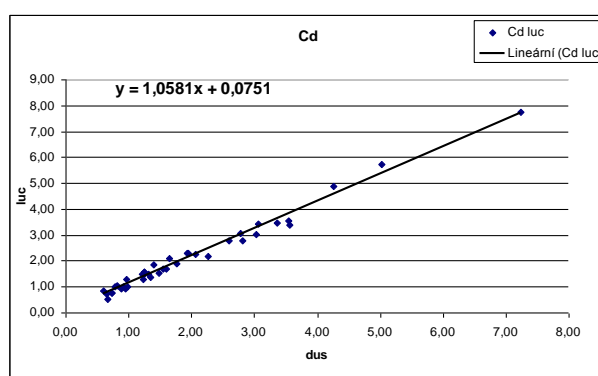
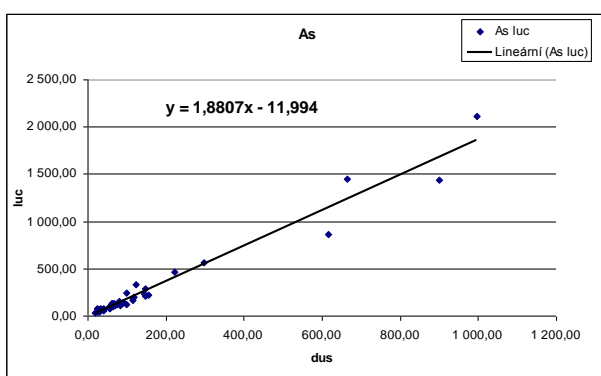
Při interpretacích výsledků obsahů rizikových prvků v půdách je nejčastěji používáno extraktu lučavkou královskou ke kterému jsou též vztaženy příslušné legislativní předpisy. Pro analýzy vzorků odebíraných v rámci této studie a taktéž pro většinu vzorků starších byla použita uvedená extrakční metoda. V rámci některých starších šetření byly obsahy rizikových prvků ve vzorcích půd nebo haldových materiálů stanovovány ve výluhu 2M kyseliny dusičné (metodika podle vyhlášky č. 13/94 Sb.), případně jako celkový obsah rozkladem směsí minerálních kyselin. Pokud byly použity odpovídající metodické postupy pro odběry těchto vzorků, byly výsledky taktéž použity k výpočtům, po přepočtu na obsahy v extraktu lučavkou královskou. Přepočty z obsahu v 2M HNO₃ na obsah v lučavce byly provedeny pomocí regresních rovnic daných souborem 45 vzorků půd odebraných v zájmovém území a stanovených oběma metodami (šetření ÚKZÚZ, Mareš, 2002), s výjimkou zinku u kterého nebylo možno rovnicí regresní přímky stanovit. V tomto případě a též u přepočtů z celkových obsahů na obsahy v lučavce královské bylo použito přepočtových koeficientů z výsledků bazálního monitoringu půd ÚKZÚZ.

Použité regresní rovnice a přepočtové koeficienty jsou uvedeny na obrázku 3-1 a v tabulce 3-4 .

Tabulka 3-4. Přepočtové koeficienty z celkových obsahů na obsahy v extraktu lučavkou královskou a z obsahů ve výluhu 2M HNO₃ na obsah v lučavce královské (mediány BMP).

	As	Cd	Cu	Pb	Zn	Cr	Ni
celk. obsah → lučavka	0,29	0,62	0,91	0,71	0,83		
2M HNO ₃ → lučavka	-	-	-	-	2,17	4,17	2,5

Obrázek 3-1 . Regresní přímky a regresní rovnice použité pro přepočet výsledků stanovených ve výluhu 2MHNO₃ na obsah v extraktu lučavkou královskou



3.3.2 Půdy – nové vzorky

V rámci této studie byly nové vzorky půd odebírány za účelem doplnění stávající sítě vzorků a přibližně rovnoměrného zastoupení počtu vzorků v jednotlivých sektorech. Lokality odběrů byly nejprve zakresleny do map se zakreslenými staršími vzorky a s informacemi o obsazích rizikových prvků. V terénu pak byla lokalita upřesněna.

Vzorky byly odebírány ze čtvercových ploch o rozměrech 100 x 100 m, ve kterých bylo po úhlopříčce provedeno lopatkou 5 dílčích odběrů do hloubky 25 - 30 cm k vytvoření směsného vzorku. Vzorky byly situovány tak, aby se všechny dílčí odběry nacházely na pozemku se stejným využitím (plodinou) a bylo dbáno, aby odebíraný profil byl zastoupen rovnoměrně. Vzorky byly transportovány v polyetylenových sáčcích a před homogenizací a úpravou síťováním pod 2 mm byly nejprve volně vysušeny.

Analytické postupy odpovídají metodice podle kapitoly 3.3.1.

3.3.3 Haldový materiál - staré vzorky

Haldoviny byly odebírány lopatkou nebo motýčkou z různých hloubek (většinou 0 - 30 cm, v případě možnosti i 0,5 - 2 m). Dílčích odběrů pro jeden směsný vzorek bylo většinou tři až pět, přičemž byly od sebe vzdáleny zpravidla jen několik metrů. Vzorky byly transportovány v polyetylenových sáčcích a před homogenizací a úpravou síťováním pod 2 mm byly nejprve volně vysušeny. Metodiky analýz byly totožné s metodikami pro půdy (kapitola 3.3.1)

3.3.4 Haldový materiál – nové vzorky

Metodika odběru vzorků byla obdobná jako nové odběry půd (kapitola 3.3.2), ale jednotlivé dílčí vzorky byly ve většině případů na menších plochách než 100 x 100 m. Na povrchu hald byly podle možností rozmístěny víceméně rovnoměrně. Metodiky analýz byly totožné s metodikami pro půdy (kapitola 3.3.1).

3.3.5 Povrchové vody – staré vzorky

Výsledky obsahů prvků v povrchových vodách byly převzaty z šetření Kozubek - Pácal (2003), která se v současné době zpracovává. Metodika odběrů odpovídá postupům uvedeným v této studii.

3.3.6 Podzemní vody – staré vzorky

Vzorky podzemních vod byly odebírány výhradně jako studniční vody z vodovodního kohoutku nebo z hadice, pokud byly používány jako voda užitková. Odběr byl proveden po odpuštění vody do čisté skleněné lahve se zábrusem.

3.3.7 Rostliny – staré vzorky

3.3.7.1 Metodika odběrů vzorků

Sledovány jsou především zemědělské plodiny, okrajově i planě rostoucí rostliny (plody) které mohou být použity ke konzumu. Z plochy pro odběr vzorku půdy (100 x 100 m) je odebrán jeden směsný vzorek z dané rostlinné části.

Celková hmotnost směšného vzorku musí být taková, aby se získalo po vysušení min. 300 g materiálu.

Odběr vzorků se provádí čistým nerezovým nožem nebo nůžkami. Nadzemní části rostlin se neomývají, u podzemních se provede omytí od zeminy, poslední opláchnutí destilovanou vodou.

Vzorky jsou odebírány před sklizní nebo při sklizni, ihned po odběru jsou označeny a v mikroténovém sáčku transportovány do laboratoří.

V laboratořích se stanoví absolutní sušina (105 °C) a celkový obsah rizikových prvků.

Před předáním vzorků do laboratoří je třeba provést určité úpravy podle druhu vzorkované plodiny :

Obiloviny: Po odebrání celých rostlin se provede oddělení klasů od slámy a na maloparcelní technice se oddělí zrno. Po té se vrátí klasová větve a případné osiny do vzorku slámy. U slámy je třeba ještě provést rozdělení stébel na délku přibližně 5 cm (nastříháním či rozřezáním). Vzorky se nechají vyschnout na vzduchu a do laboratoří se předávají v mikroténovém či papírovém sáčku.

Kukuřice na zrno: Po odebrání minimálně 10 rostlin se oddělí palice a z ní se oloupou krycí listy, které se vrátí do vzorku slámy. Palice se nechají vyschnout na vzduchu (pokud zrna ještě nedozrála) a potom se provede jejich výdrol. Větve po výdrolu jsou opět vráceny do vzorku slámy. U slámy je třeba provést rozdělení na kratší části (5 až 10 cm) a celý vzorek promíchat. Z tohoto vzorku se odebere přibližně 2 kg materiálu a ten se upraví na ještě drobnější části (2 až 4 cm). Po vyschnutí na vzduchu se vzorky zrna a slámy předají laboratoři. Hmotnost vzorků by měla být alespoň 400 g.

Kukuřice na zeleno: Zelená hmota z 10 rostlin se rozřeže (na 5 až 10 cm) a promíchá. Z tohoto materiálu se odebere vzorek o hmotnosti cca 3 kg a předá se k usušení do laboratoře (vzorek musí být v uzavřeném mikroténovém sáčku jen po nezbytně nutnou dobu, aby nedošlo k nežádoucím hnilobným procesům).

Řepa cukrová i krmná: Bulvy se omyjí a provede se jejich vertikální vykrojení tak, aby vnitřní řezná plocha probíhala středem bulvy. Výřezy z bulv se nakrájí na menší části a řádně se promíchají. Z tohoto materiálu se odebere vzorek o hmotnosti cca 3 kg. Rovněž vzorek chrástu se zhomogenizuje a odeberou se přibližně 3 kg materiálu. Oba vzorky se před předáním do laboratoře upraví na drobnější částice, aby mohlo být provedeno vysušení (dle požadavku konkrétní laboratoře) a předají se v mikroténovém sáčku.

Brambory: Z odebraných trsů se vyberou hlízy střední velikosti tak, aby ve vzorku o hmotnosti cca 3 kg byly rovnoměrně zastoupeny všechny trsy. Hlízy tohoto vzorku se nakrájí na menší částice (podle požadavku laboratoře) a předají se v mikroténovém sáčku. Rovněž vzorek nati (pokud jej lze odebrat) se odevzdá do laboratoře v mikroténovém sáčku.

Hrách: Po odběru potřebného množství rostlin se oddělí lusky, které se nechají vyschnout. Ze suchých lusků se na maloparcelní technice vymlátí zrno a zbytek vzorku se vrátí do slámy. Částečně zelené části rostlin je vhodnější po odběru vzorku ihned nakrátit na velikost cca 5 cm a poté je nechat na vzduchu vyschnout. Hmotnost vysušených vzorků by měla být alespoň 500 g. Do laboratoře se vzorky předávají v papírových či mikroténových sáčcích.

Řepka: Potřebný počet rostlin se vymlátí na maloparcelní technice. Pokud je sláma příliš dlouhá, upraví se na částice do 5 cm. Zrno i sláma, pokud není dostatečně vysušená, se před odevzdáním do laboratoře nechá na vzduchu doschnout. Hmotnost vzorků je minimálně 400 g.

Mák: Oddělení semen máku se provede na maloparcelní technice nebo ručně . Sláma se rozřeže na kratší části do 5 cm a vzorky se nechají případně doschnout na vzduchu. Hmotnost každého je minimálně 400 g.

Krmné směsky, TTP: Zelená hmota se rozřeže či rozstříhá na délku max. 5 cm. Vzorky o hmotnosti alespoň 2 kg se předají k vysušení.

Pro cílený průzkum na plochách zahrádek odpovídá metodika kapitole 3.3.1.2.

3.3.7.2 Analytické postupy

Do teflonových nádobek autoklávu se naváží upravený vzorek o hmotnosti cca 0.5 g vysuš. materiálu při laboratorní teplotě, přidá se 8 ml konc. HNO₃ (Merck), teplota 160 °C, teflonová nádobka se vloží do kovové části autoklávu a autokláv se uzavře. Vzorek se mineralizuje při teplotě 160°C. Po vyjmutí autoklávu se vyjme teflonová nádobka, sejme se víčko a spodní strana víčka se spláchne do nádobky malým množstvím vody stříčkou. Mineralizát v nádobce se zředí horkou vodou a přes filtr se převádí do odměrné baňky u makroprvků 50ml, u mikroprvků 25 ml. Filtr se promyje horkou vodou a po vytemperování se odměrná baňka doplní po značku.

Tabulka 3-5 . Meze stanovitelnosti sledovaných rizikových prvků

Prvek	mez stanovitelnosti mg.kg ⁻¹
As	0,02
Cd	0,02
Cr	0,1
Cu	0,02
Hg	0,001
Ni	0,1
Pb	0,2
Zn	0,2

3.3.8 Rostliny – nové vzorky

Odběr byl prováděn současně s novými odběry půd na těch pozemcích, kde to bylo vzhledem k pěstovaným plodinám možné. Zásady odběru rostlin proto odpovídají kapitole 3.3.2 a pro zpracování a analýzy vzorků kapitole 3.3.7.

3.3.9. Ovzduší

3.3.9.1. Odběr vzorků ovzduší pro následné analytické stanovení koncentrace TSP a PM₁₀

(Gravimetrické stanovení celkového prašného aerosolu (TSP) a frakce PM₁₀ ve venkovním ovzduší nízkoobjemovou filtrační metodou).

Princip

Spojité filtrace venkovního ovzduší přes membránový filtr. Koncentrace TSP a PM₁₀ se stanoví gravimetricky z rozdílu hmotností filtru po a před expozicí vzhledem k prosátému množství vzduchu.

Vzorkovací strategie

Výběr lokality odběru je důležitým krokem. Zajišťuje maximálně možnou reprezentativnost místa vzhledem ke sledovanému objektu či dané situaci. To znamená, že zajišťuje dokonalé pokrytí daného místa a jevu z hlediska prostorového a časového.

Výběr lokalit je ovlivněn:

- Lokalizací stacionárních i mobilních zdrojů.
- Transportními charakteristikami polutantů z těchto zdrojů a vlivy meteorologických a geografických podmínek na tyto charakteristiky.
- Vhodností lokalit pro umístění odběrových zařízení.

Požadavky na umístění odběrové lokality vycházejí ze zákona o ovzduší (86/2002Sb.)
Metody odběru vzorků stanoví prováděcí právní předpis - *Příloha č. 3 k nařízení vlády č. 350/2002 Sb.*

Body vzorkování jsou umístovány, je-li to možné, tak, aby

- a) tok vzduchu okolo vstupního otvoru odběrové sondy vzorkovacího zařízení nebyl omezován žádnou překážkou ovlivňující tok vzduchu v okolí vzorkujícího zařízení (obvykle vzdáleného několik metrů od budov, balkonů, stromů a dalších překážek a nejméně 0,5 m od nejbližší budovy v případě bodů vzorkování reprezentujících kvalitu vnějšího ovzduší v prostoru linie začínající zástavby). Odběrová aparatura je umístěna na otevřeném, zatravněném a rovném prostranství o rozměrech alespoň 20 x 20 m, sklon tohoto prostranství není větší než 10°. Doporučená minimální horizontální vzdálenost od stromů je 20 m. Horizontální vzdálenost mezi odběrovou aparaturou a velkými překážkami musí být nejméně dvojnásobkem výšky této překážky nebo vrchol překážky by měl být méně než 30° nad horizontem. Horizontální vzdálenosti mezi všemi přibližně stejně vysokými odběrovými zařízeními na odběrovém místě musí být větší než 2 m.
- b) vstupní otvor odběrové sondy vzorkovacího zařízení byl ve výši mezi 1,5 m (dýchací zóna) a 4 m nad zemí. Vyšší polohy (až do 8 m) jsou nutné a vhodné, pokud mají být údaje získané stanicí reprezentativní pro rozsáhlejší oblasti,
- c) vstupní otvor odběrové sondy vzorkovacího zařízení nebyl umístěn v bezprostředním okolí zdrojů znečišťování ovzduší, a to proto, aby se vyloučil přímý odběr vzorků emisí nezředěných mícháním s okolním ovzduším. Odběrová aparatura musí být dostatečně vzdálená od stacionárních i mobilních zdrojů znečišťování ovzduší. Pravidelně používané místní komunikace a malé lokální zdroje emisí a zemědělsky obdělávaná pole musí být ve vzdálenosti alespoň 100 m od odběrové aparatury. Odběrová aparatura musí být vzdálená alespoň 100 m od otevřeného skladování především prašných materiálů (zemědělských produktů, paliv apod.)
- d) u výstupního otvoru odběrové sondy vzorkovacího zařízení nebyla znemožněna recirkulace vytékajícího odebraného vzduchu zpět do vstupního otvoru vzorkujícího zařízení,
- e) vzorkovací zařízení orientované na dopravu
 - pro měření všech znečišťujících látek bylo alespoň 25 m od kraje velkých křižovatek a alespoň 4 m od středu nejbližšího jízdního pruhu,

- pro měření hmotných částic, olova a benzenu mělo vstupní otvory odběrové sondy umístěny tak, aby reprezentovaly kvalitu ovzduší v blízkosti linie začínající zástavby.

Body vzorkování jsou umístovány rovněž tak, aby byly brány v úvahu následující faktory

- a) spolupůsobící zdroje znečišťování ovzduší
- b) bezpečnost obsluhy vzorkovacího zařízení
- c) přístupnost ke vzorkovacímu zařízení,
- d) dostupnost elektřiny a telefonního spojení,
- e) viditelnost místa ve vztahu k jeho okolí,
- f) bezpečnost veřejnosti,
- g) požadavky na společné umístění vzorkovacích zařízení pro různé znečišťující látky,
- h) požadavky územního plánování

Příprava odběrových médií

Provádí akreditovaná zkušební laboratoř Zdravotní ústav se sídlem v Ostravě, Odbor hygienických laboratoří Karviná (č. akreditace 1393.6) podle SOP 507 – viz. **Příloha č. 1**

Odběrovými médii jsou membránové filtry PRAGOPOR č. kat. 253 473 920 004 (tj. druh 4, průměr 50 mm, velikost póru 0,85 µm).

Odběr vzorku - TSP

Stanice má charakter mobilního zařízení. Jedná se o manuální stanice s denní obsluhou.

Stanice jsou kryty od veřejného prostranství oplocením daného pozemku tak, aby k nim nebyl volný přístup.

Vzorkovaný vzduch je přiváděn do odběrové hlavice vstupní sondou, která je zakončena krytem. Ten slouží jako ochrana před srážkami, sedimentujícími tenkými částicemi a hmyzem, který by mohl být nasán. Vzduch je nasáván dvojčinným membránovým čerpadlem VM 40D firmy Lavat Chotutice konstantní rychlostí cca 2 m³/hod, jeho průtok je měřen suchým plynoměrem. Částice polétavého prachu jsou zachytávány na membránové filtry PRAGOPOR č. kat. 253 473 920 004 (tj. druh 4, průměr 50 mm, velikost póru 0,85 µm). Tyto filtry jsou umístěny v polykarbonátové odběrové hlavici SM 16508 firmy Sartorius. Výměna filtrů je prováděna denně.

Zvážený filtr se pomocí pinzety vloží do odběrové hlavice. Takto připravená hlavice se vymění v odběrové aparatuře s vypnutým čerpadlem. Do formuláře se zapíše datum, číslo filtru, stav plynoměru. Zapnutím čerpadla se zahájí další odběr. Předtím je třeba zkontrolovat její těsnost. Průtok vzduchu přes filtr se nesmí během odběru měnit o více než 5%.

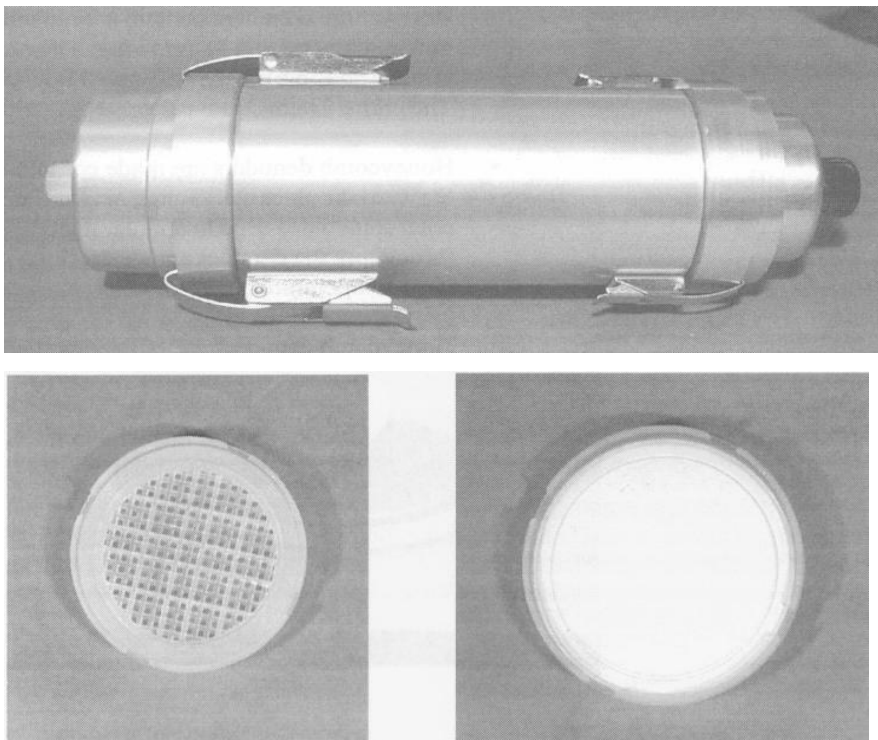
Odběr vzorku – PM₁₀

Odběrová cartridge ChemCombTM Model 3500 (obrázek 3-2) je odběrovým zařízením pro měření atmosférických plynů a částic. Obsahuje plástvový denuder, jenž je patentem Harvardské University.

Odběrové zařízení se skládá z jednoduché cartridge, která obsahuje vstup s impaktorem PM-10 dále až dva plástvové denudery pro odstranění nebo odběr vybraných plynů a čtyřstupňový kaskádový filtr s průměrem 47 mm. K dispozici jsou vstupy PM-10 pro

průtok 10 a 16,7 l/min. Plástvové denudery dosahují vysokou odběrovou účinnost již při průtoku 10 l/min. Systém lze také konfigurovat bez plástvového denuderu tak, že pracuje jako vícestupňový filtr pro PM-10.

Obrázek 3-2. Odběrová cartridge pro měření atmosférických plynů a částic



Proud vzorku prochází přímou cestou mezi impaktorem PM-10 a čtyřstupňovým filtrem. Celé tělo denuderu je připojeno k čerpadlu, které odebírá průtokem 10 l/ min. Průtok se kontroluje ověřeným rotametrem.

3.3.9.2 Transport, uchování vzorku

Na místo odběru se filtry převáží chráněné proti kontaminaci v Petriho miskách. Vzorky – exponované filtry jsou uchovány na čistém suchém místě, jednotlivě v náležitém obalu.

3.3.9.3 Fyzikálně – chemické zkoušky

Provádí akreditovaná zkušební laboratoř Zdravotní ústav se sídlem v Ostravě, Odbor hygienických laboratoří Karviná (č. akreditace 1393.6) podle SOP 507.

3.3.9.4 Přístrojové vybavení, používané chemikálie

Filtrační materiál - membránové filtry PRAGOPOR č. kat. 253 473 920 004 (tj. druh 4, průměr 50 mm, velikost póru 0,85 µm)

Pinzeta

Petriho misky

Čerpadlo – Vývěva membránová VM 40D, v.č.007, 021, 032, 033, 012, 018, 009, 019, 005, 008, 0042

Membránový plynoměr s rovnými nastavci BK G 4
Odběrová sonda – filtrační polykarbonátová hlavice firmy Sartorius, SM 16508

3.3.9.5 Seznam odběrových míst

1. **Libenice** – soukromý pozemek (Josef Hlavatý) – (příloha 35, obrázek č. 1)
2. **Hořany** – soukromý pozemek (paní Peterová, č.p.18) – (příloha 35, obrázek č. 2)
3. **Kaňk** – pozemek školy – (příloha 35, obrázek č. 3)
4. **Malín** - pozemek školy – (příloha 35, obrázek č. 4)
5. **Hlízov** – zahrada obecního úřadu – (příloha 35, obrázek č. 5)
6. **Žižkov** - nemocnice – umístěno na střeše vrátnice – (příloha 35, obrázek č. 6)
7. **Vnitřní Město** – mateřská škola Benešova – umístěno na střeše přízemní budovy – (příloha 35, obrázek č. 7)
8. **Sídlíště Šipší** – pozemek plynové kotelny TEBIS – (příloha 35, obrázek č. 8)
9. **Markovičky** – soukromý pozemek (Jaroslav Kršík) – (příloha 35, obrázek č. 9)
10. **Nové Dvory** – dvůr obecního úřadu – (příloha 35, obrázek č. 10)
11. **Křesetice** – pozemek mateřské školy – (příloha 35, obrázek č. 11)

3.3.10 Potraviny, krmiva

Jako konkrétní vstupy do výpočtů byly použity výsledky analýz rostlin odebíraných v rámci průzkumů v zájmovém území. Nebyly analyzovány potraviny a krmiva z obchodní sítě – zde byly převzaty průměrné statistické hodnoty obsahů. Taktéž nebyly analyzovány vzorky živočišné produkce (podíl potravin živočišného původu z vlastní produkce je pro sledované kontaminanty a sledovanou populaci nevýznamný).

Z uvedeného vyplývá, že vlastní analytické metody pro krmiva a potraviny odpovídají popsaným metodám pro rostliny (kapitola 3.3.7). Pro hodnocení výsledků podle legislativních předpisů byly provedeny přepočty analytických výsledků získaných v sušině na obsahy v čerstvé hmotě (potraviny - vyhl. č. 53/2002) nebo na obsahy v 88% sušině (krmiva - vyhl. č. 451/2000). v tabulkových přílohách jsou u rostlinného materiálu uvedeny vždy obsahy v sušině a přepočtené obsahy podle hodnocené plodiny, zda se jedná o krmiva nebo potraviny.

3.4 Metody hodnocení výsledků

3.4.1 Statistické a komparační hodnocení

Výsledky obsahů sledovaných prvků ve složkách životního prostředí (starší výsledky i výsledky získané v rámci projektu) byly hodnoceny v návaznosti na platné legislativní předpisy (použité limitní hodnoty pro jednotlivé složky ŽP jsou uvedeny v kapitole 4), případně v návaznosti na běžné (pozařované) hodnoty obsahů sledovaných prvků. Hodnocení je prováděno prostým srovnáním zjištěných hodnot s hodnotami referenčními (přehled uveden v kapitole 4 pro všechny matrice) a případně procentickým vyjádřením nadlimitních výsledků.

Pro statistické vyhodnocení rozdílů mezi sektory je použito intervalu spolehlivosti pro průměr:

$$x = \pm 1,96 \left(\frac{\sigma}{\sqrt{n}} \right)$$

kde:

σ = směrodatná odchylka

n = počet členů

Ve smyslu zadání a cílů studie je nutno toto hodnocení považovat za doplňkové.

3.4.2 Ekosystémová rizika

Hodnocení ekosystémových rizik je založené poměru mezi předpokládanou environmentální koncentrací a předpokládanou koncentrací bez účinku PEC : PNEC, kde :

PEC = Predicted environmental concentration

PNEC = Predicted no effect concentration

Hodnoty PNEC jsou odvozovány z výsledků baterií testů toxicity (komplexní toxikologický profil látek), hodnoty PEC jsou reálně zjišťované obsahy látek ve složkách ŽP.

Zdrojem metodického postupu hodnocení ekologických rizik je metodika EcoRA, zpracovaná v rámci úkolu VaV/340/1/00 (TOCOEN report No. 225, listopad 2002).

Pro PNEC je možno zvolit buď legislativně platné maximální přípustné hodnoty obsahů nebo tzv. „effect based“ limitní hodnoty – založené na účinku. Pro tento případ byly zvoleny PNEC hodnoty vycházející z dokumentu :de Bruijn J. ; Crommentuijn T ; Leeuwen K van ; Plassche E van der ; Sijm D ; Weiden M van der, (2000): Environmental Risk Limits in The Netherlands. RIVM Rapport 601640001 1999, 900 p.

V tomto dokumentu (RIVM 2000) je velmi podrobně popsán postup extrapolací, použitých pro odhad jednotlivých hodnot MPC – maximálních přípustných koncentrací, jako předpokládaných koncentrací, které již nezpůsobí negativní efekty na ekosystémech (hodnota predikční PNEC) . Prozatím jsou MPC – PNEC hodnoty dostupné pro půdy a sedimenty – viz. tabulka 3-6.

Tabulka 3-6. Hodnoty PNEC dle RIVM (2000) pro standardní půdy a sedimenty. (standardní půda/sediment obsahuje 10 % organické hmoty a 25 % jílu)

prvek	PNEC (mg.kg ⁻¹)	
	PŮDY	SEDIMENTY
As	34	190
Cd	1,6	30
Cr	100	1720
Cu	40	73
Pb	140	4800
Hg	2,2	26
Ni	38	44
Zn	160	145

Ekosystémové riziko je odvozováno z poměru PEC / PNEC. Pokud je poměr < 1, riziko se nepředpokládá, pokud je poměr > 1, ekosystémové riziko může nastat. Úroveň rizika je možné stanovit podle míry překročení poměru.

Hodnoty poměru je možné sčítat za jednotlivé látky, stanovení závěrů pro určitou oblast však vyžaduje velmi opatrné hodnocení a pokud možno i srovnání s hodnotami součtu rizik pro stejný výčet látek v oblasti nekontaminované.

3.4.3 Zdravotní rizika

Metodika hodnocení zdravotních rizik v oblasti životního a pracovního prostředí zahrnuje následující základní body:

- identifikace nebezpečnosti (hazard identification)
- určení vztahu dávka - odpověď (evaluation of dose - response relationship)
- hodnocení expozice (exposure characterisation)
- charakterizace rizika (risk characterisation)
- řízení a komunikace rizika (risk management; risk communication)

Vlastní hodnocení zdravotního rizika vychází z předpokladu, že za určitých daných podmínek vždy existuje riziko poškození zdraví. Míra rizika od nulového rizika až do maximálního rizika je daná druhem pracovní činnosti či stavem životního prostředí. Dosažení nulového zdravotního rizika není prakticky možné a ani není nezbytné, nehledě na enormní ekonomické náklady na takovýto cíl vynakládané. Avšak situace neúnosného rizika musí být na základě přijatých opatření minimalizována na co nejvíce únosnou míru z hlediska zdravotních a ekologických rizik.

Pro praktické provedení korektního odhadu zdravotních rizik se v současné době používá metodika, vycházející z koncepce vypracované US EPA pro hodnocení rizik z ohrožení lidského zdraví (US EPA 1989). Tato koncepce se v devadesátých letech stala základem dokumentů EU pro hodnocení rizik (zejména Směrnice pro hodnocení a řízení rizik plynoucí z existujících chemikálií EEC No. 793/93 a Principy hodnocení rizik pro člověka a životní prostředí EEC No. 1488/94).

Terminologicky metodika vychází z materiálu publikovaného odborem ekologických rizik a monitoringu MŽP ČR (Základní pojmy spojené s hodnocením rizika - Zpravodaj MŽP VI, 2, červen 1995). Podrobně byla specifikována ve Věstníku MŽP ČR ze dne 15. září 1996, č. 3, a v metodickém pokynu MŽP č. 1138/OER/94, a v metodickém pokynu hlavního hygienika České Republiky "Hodnocení zdravotních rizik" ze dne 16.11.1999 pod zn: HEM - 300 - 15.1.99/42358.

3.4.3.1 Určení nebezpečnosti

Při hodnocení zdravotních rizik je účelem procesu tzv. identifikace nebezpečnosti (*identifikace rizika, identifikace škodliviny*) posoudit závažnost důkazů o nežádoucích účincích studovaného faktoru na člověka na základě dostupných údajů o jeho působení. Nejvíce údajů je k dispozici u chemických látek. Takovéto relevantní údaje od lidí, zvířat či jiných živých organismů určují, zda expozice určité látky může způsobit vzestup incidence nějaké poruchy zdraví (*klinický projev onemocnění*). Dále určuje, zda expozice škodlivině může způsobit poruchy zdraví u lidí (kvalitativní odhad). Při identifikaci rizika je třeba posoudit, zda a za jakých okolností může být chemická látka nebezpečná pro lidské zdraví. Provádí se na základě hodnocení dat získaných z pozorování u lidí, z experimentálních studií na zvířatech, na izolovaných orgánech, tkáních, buněčných systémech nebo dat získaných ze studií vztahů mezi chemickou strukturou a biologickou účinností (QSAR). Pro testování toxicity látek připravilo standardní návody mnoho světových organizací (WHO,

OECD, EU, US EPA, US ATSDR, IPCS, FDA). Údaje o nebezpečnosti těchto látek lze vyhledat v toxikologických databázích.

Prvním krokem hodnocení zdravotních rizik je výběr škodlivin, u kterých se předpokládá reálný projev nebezpečných vlastností na zdraví obyvatel. Tento výběr byl dán rozsahem dostupných analytických dat. Jsou to údaje o koncentracích vybraných těžkých kovů ve sledovaných maticích.

Do rizikové studie byly zařazeny následující chemické látky:
arsen, kadmium, měď, olovo a zinek.

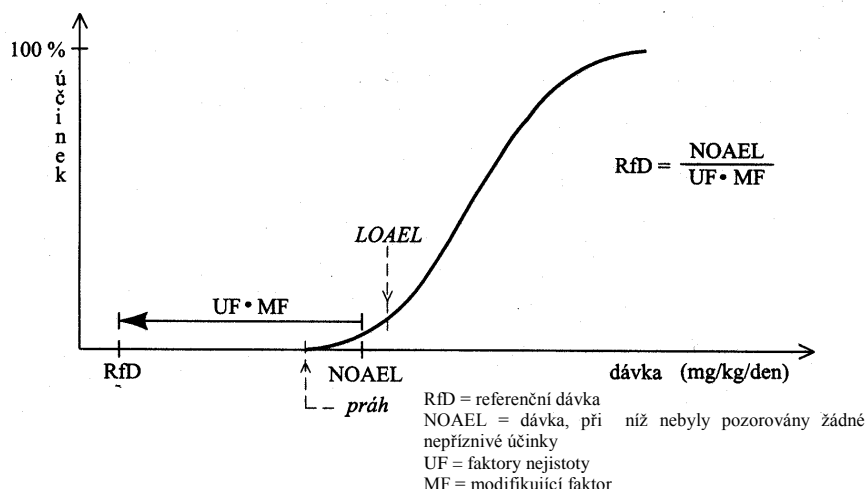
3.4.3.2 Určení vztahu „dávka – účinek“

Hlavním cílem hodnocení účinků v závislosti na aplikované dávce je stanovení maximální úrovně stresoru (koncentrace chemické látky), která neovlivní škodlivě hodnocený „*endpoint*“. Lze hovořit o stanovení bezpečné = limitní expozice. Na základě experimentálních a epidemiologických dat U.S EPA stanovuje v rámci informačního systému IRIS tyto koncentrační úrovně (RfD, CSF, IUR,...), jejichž podrobnější definice jsou v následujícím textu.

Pro každý typ expoziční cesty je používán specifický referenční index. Hodnotícím kritériem pro **nekarcinogenní riziko** je tak zvaná referenční dávka (RfDo – pro orální příjem; **RfDi** – referenční dávka pro inhalační příjem). **Referenční dávka** je definovaná jako denní příjem, který při celoživotní expozici pravděpodobně nezpůsobí poškození zdraví. Je vyjadřovaná jako hmotnost vstřebaná (absorbovaná) jednotkou tělesné hmotnosti za jednotku času ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$).

Referenční dávka je limit, odvozený od NOAEL (nebo LOAEL) soustavným přiřazováním faktorů nejistoty UF (Uncertainty Factors), popřípadě modifikujících faktorů. Faktor nejistoty má kompenzovat všechny nejistoty a variabilitu při zjišťování hodnoty NOAEL. Vedle faktorů nejistoty UF (Uncertainty Factors) jsou při výpočtech používány také modifikující faktory MF (modified factors). Ke zjištění RfD lze po modifikaci NOAEL použít i LOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level) - nejnižší úroveň expozice, při které je pozorován nepříznivý účinek.

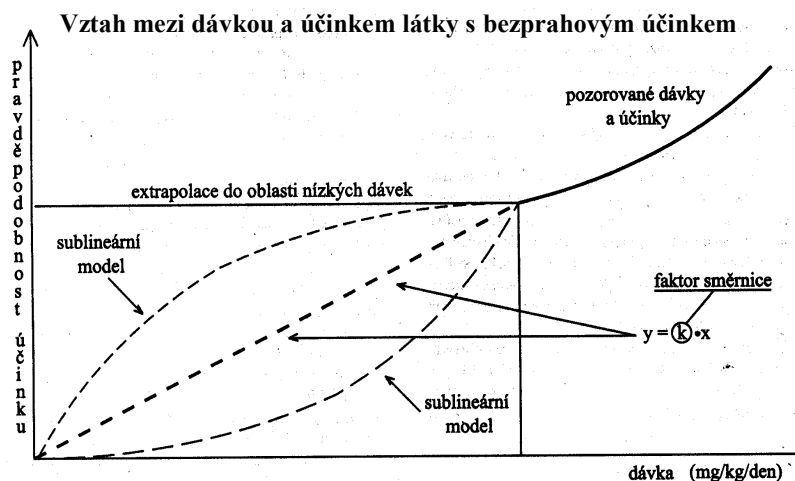
Vztah mezi dávkou a účinkem
látky s prahovým účinkem - referenční dávka



Pro stanovení těchto hodnot byl v US EPA (IRIS databáze) použit 95 percentil intervalu spolehlivosti pro směrnici. Jednotky mají rozměr $(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{tělesné hmotnosti}\cdot\text{den}^{-1})^{-1}$. Stanovené hodnoty představují vlastně konstanty karcinogenního potenciálu. Při jejich použití je odhadována horní mez skutečného rizika. Jinými slovy, jde o horní hranici vztahu expozice (dávky) dané látky a jí odpovídající pravděpodobnosti vzniku rakoviny (rizika). Nazývá se též jednotkou rizika vzniku rakoviny.

Princip stanovení konstanty **karcinogenního potenciálu** dosud v praxi často vychází z hypotézy, že vztah mezi velmi nízkými dávkami studované látky a vyvolaným efektem (pravděpodobnosti vzniku nádoru) bude lineární. To umožňuje stanovit směrnici závislosti takového lineárního vztahu a na základě znalosti úrovně expozice odhadovat

pravděpodobnost vzniku nádorových procesů. Pokud se použije pro tento vztah nelineární závislost, je odhad efektu často o 3-4 řády nižší. Pro použití lineárního modelu však hovoří větší "míra ochrany" zdraví exponovaného organismu.



V posledních dvou letech však U.S. EPA v IRIS systému (a také WHO) preferuje pro stanovení **karcinogenního vzestupu počtu případu rakoviny (CVRK)** využít naopak hodnot **inhalačních jednotek rizika rakoviny** (dále **IUR**). Použití IUR (WHO, 2000) je stále více používáno z důvodu nedostatku zjištěných hodnot CSF_i a nejistot při alternativním výpočtu CSF_i ze známých hodnot CSF_o dle metodiky EPA (1989). Na základě nových poznatků o farmakokinetice a metabolismu celé řady karcinogenních látek byly přehodnoceny dříve používané hodnoty CSF_i dle metodiky EPA (1989). Poněvadž hodnoty IUR zjištěné na základě farmakokinetických modelů, kde bylo využito odlišných absorpčních koeficientů ve srovnání s výpočty SF, není vhodné vždy přepočítávat zpětně na hodnoty CSF_i .

Tabulka 3-7. Přehled hodnocených chemických látek

Látka	Nekarcinogenní rizika		Karcinogenní rizika	
	RfD _o	RfD _i	CSF _o	IUR
	mg/kg/den	mg/kg/den	1/mg/kg/den	1/ug.m ⁻³
As	3,00E-04		1,50E+00	4,30E-03
Cd	1,00E-03			1,80E-03
Cu	4,00E-02			
Pb	-			
Zn	3,00E-01			

Přehled zdrojů: **IRIS**, **NCEA**,

Z tabulky je patrné, že pro olovo není doposud stanoven parametr RfD. Proto tento toxický prvek nebylo možné pro zvolenou metodiku použít

3.4.3.3 Hodnocení expozice

Hodnocení zdravotních rizik bylo tedy provedeno především na základě výsledků chemických analýz odebraných vzorků ovzduší, vod, půd a hald. Z výčtu matric je tedy zřejmé, že byly hodnoceny následující typy expozičních cest:

- inhalační expozice (volné ovzduší)
- dermální expozice (kontakt vody, půdy a hald s kůží)
- orální expozice (voda, půda, haldy)
- dietární expozice (zelenina)

Pro co nejpřesnější odhad skutečného příjmu látek (*Příjem*), musely tedy být stanoveny následující hodnoty pro expoziční scénáře:

trvání expozice (*ED*), frekvence expozice (*EF*), doba expozice (*ET*), frekvence případů (*EV*), průměrná hmotnost (*BW*), čas průměrování (*AT*).

Inhalační expozice

Pro výpočet chronického denního příjmu inhalační cestou platí následující rovnice:

$$CDI = CA \cdot IF \quad r1$$

kde je *CA* ...koncentrace v ovzduší
IF ...faktor příjmu

Pro samotný faktor příjmu pak platí

$$IF = \frac{(IR-A \cdot EF \cdot ED \cdot ET)}{BW \cdot AT} \quad r2$$

kde je *IR* ...inhalované množství
ET ...doba expozice
EF ...frekvence expozice
BW ...váha těla
AT ...čas průměrování
ED ...trvání expozice

Dermální expozice

Velmi zásadní je při hodnocení rizik dermální expozice správný odhad dermální absorbované dávky a faktoru příjmu (*IF* – intake factor).

Pro specifickou kalkulaci dermálně absorbované dávky a faktoru příjmu při dermálním kontaktu s **vodou** byl použit následující vztah:

$$DAD = DA_{event} \cdot IF \quad r3$$

kde je *DAD* ...dermální absorbovaná dávka
DA_{event} ...dávka za případ
IF ...faktor příjmu

Pro samotný výpočet faktoru příjmu platí

$$IF = \frac{(EV \cdot SA \cdot EF \cdot ED)}{BW \cdot AT} \quad r4$$

kde je *SA* ...plocha kůže dostupná kontaktu
BW ...váha těla
AT ...čas průměrování
EF ...expoziční frekvence
ED ...trvání expozice

Metodika výpočtu DA_{event} je však **přímo závislá na typu hodnocené chemické látky**.
V případě anorganických látek platí vztah:

$$DA_{event} = K_p \cdot CW \cdot ET \quad r5$$

V případě, že je parametr **ET < t***, pak při hodnocení organických látek platí vztah:

$$DA_{event} = 2 \cdot K_p \cdot CW \cdot \sqrt[2]{((6 \cdot \tau \cdot ET) \cdot \pi)} \quad r6$$

Je-li $ET > t^*$:

$$DA_{event} = K_p \cdot CW \cdot \left\{ \left(\frac{ET}{(1+B)} \right) + (2 \cdot \tau \cdot \left[\frac{(1+3B)}{(1+B)} \right]) \right\} \quad r7$$

kde *B* je index lipofilních vlastností pro danou látku.

Základem pro výpočet (stanovení) koeficientu propustnosti kůže je Kastingův model:

$$\log K_{p(est)}^w = -2,72 + 0,71 \cdot \log K_{o/w} - 0,0061 \cdot MW \quad r8$$

Bronaugh a Barton 1991 :

$$\log K_{p(est)}^w = -2,61 + 0,67 \cdot \log K_{o/w} - 0,0061 \cdot MW \quad r9$$

Flynn 1991:

$$\log_e K_{p(est)}^w = -3,311 + 0,792 \cdot \log_e K_{o/w} - 1,45 \cdot \log_e \cdot MW \quad r10$$

Pro případ **dermálního kontaktu s půdou či haldami** platí:

$$DAD = CS \cdot ABS \cdot IF \quad r11$$

$$IF = \frac{SA \cdot CF \cdot AF \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT} \quad r12$$

<i>CD</i>	= koncentrace kontaminantu v půdě
<i>CF</i>	= převodní faktor
<i>SA</i>	= plocha pokožky dostupná kontaktu (ruce)
<i>AF</i>	= faktor ulpívání půdy na kůži
<i>ABS</i>	= absorpční faktor
<i>EF</i>	= frekvence expozice
<i>ED</i>	= trvání expozice
<i>BW</i>	= váha těla
<i>AT</i>	= čas průměrování (časový úsek, přes který je počítána průměrná expozice)

Orální expozice – příjem vody

Při orální expozici chemickým látkám ve vodě je nutné důkladně zvážit volbu hodnot pro následující platný vztah:

$$CDI = CW \cdot IF \quad r13$$

CDI ...chronický denní příjem
CW ...koncentrace chemické látky ve vodě

dále

$$IF = \frac{(IR_w \cdot EF \cdot ED)}{BW \cdot AT} \quad r14$$

IR_w ...požité množství (rychlost příjmu – l/den)

Orální expozice – příjem půdy (zeminy z hald)

platí:

$$CDI = CS \cdot IF \quad r15$$

CDI ...chronický denní příjem
CS ...koncentrace chemické látky v půdách a haldách

dále

$$IF = \frac{(IR_s \cdot EF \cdot ED \cdot CF)}{BW \cdot AT} \quad r16$$

IR_s ...požité množství půdy (rychlost příjmu – l/den)
CF ...konverzní faktor

Dietární expozice – příjem potravin (zelenina)

Při orální expozici chemickým látkám v potravinách - zelenině je nutné důkladně zvážit volbu hodnot pro následující platný vztah:

$$CDI = C_v \cdot IF \quad r17$$

CDI ...chronický denní příjem

C_v ...koncentrace chemické látky detekovaná v zelenině

dále

$$IF = \frac{(IR_v \cdot EF \cdot ED \cdot FI)}{BW \cdot AT} \quad r18$$

IR_v = požitá množství (kg/jídlo)

EF = frekvence expozice (jídlo/rok)

ED = trvání expozice (roky)

FI = část požitá z kontaminovaného zdroje

BW = váha těla (kg)

AT = čas průměrování (časový úsek, přes který je počítána průměrná expozice)

Přehled aplikovaných expozičních scénářů

Základním předpokladem pro správné hodnocení expozice v rámci procesu analýzy rizik je určení všech pravděpodobných expozičních cest (vstupů) a jejich podrobná charakteristika vzhledem k zájmové populaci. Kvantitativní odhad expozice sledovaným látkám je spolu s hodnocením dávka-odpověď určující pro charakteristiku zdravotních rizik. K tomuto účelu jsou sestavovány expoziční scénáře, které umožňují odhadovat velikost expozice. Obsahem scénáře je soubor vybraných expozičních parametrů, které umožňují charakterizovat a specifikovat expozici dané populace.

V rámci projektu hodnocení kontaminace zájmového území Kutné Hory těžkými kovy byly pro zhodnocení zdravotních rizik, spojených s tímto zatížením, zvoleny následující možné expozice (tabulka. 3-8).

Tabulka 3-8. Přehled hodnocených expozičních scénářů

Matrice	Expoziční cesta	Charakteristika	Expoziční scénář	Označení scénáře
Půda a haldy	1	Dermální expozice při kontaktu s půdou či haldami	Scénář 1	PUD_D HLD_D
	2	Orální expozice při požití zvířeného půdního prachu či částiček půdy ulpívajících na povrchu rukou a zeleniny	Scénář 2	PUD_O HLD_O
Pitná voda	3	Orální expozice konzumací vody	Scénář 3	VODY_O
	4	Dermální expozice při sprchování či koupání	Scénář 4	VODY_D
Povrchová voda	5	Dermální expozice při kontaktu s povrchovou vodou – brodění a brouzdání ve vodě (rybáři)	Scénář 5	VPOV_D
Vzduch	6	Inhalační expozice při pobytu ve venkovním prostředí	Scénář 6	OVZ_I
Zelenina	7	Dietární expozice ze zeleniny Mrkev Brambory Okurky Salát Rajčata Kukuřice Zelí	Scénář 7	MRK_O BRA_O OKU_O SAL_O RAJ_O KUK_O ZEL_O

V tabulce je také uvedeno označení jednotlivých scénářů, které je používáno i v přílohách a některých grafech, prezentujících sumární výsledky. Značení ještě navíc obsahuje index N pro označení nekarcinogenních rizik a index K pro karcinogenní rizika.

Následující část je věnována tabelárnímu přehledu a podrobné charakterizaci použitých expozičních parametrů v jednotlivých scénářích. Zmiňované parametry byly použity pro odhad expozice při hodnocení nekarcinogenních i karcinogenních rizik pro dospělé populaci. Specifické parametry pro hodnocení expozice pro děti jsou zmiňovány také v rámci jednotlivých scénářů.

Scénář 1: Dermální expozice při kontaktu z půdou a haldami

Expoziční parametry		Jednotky	Poznámka
hmotnost	70	kg	
frekvence	330	den.rok ⁻¹	
doba setrvání	30	let	
délka života	70	let	
ABS		bezrozměrné	dle chemické látky
převodní faktor	0,000001	kg.mg ⁻¹	
povrch pokožky v kontaktu	820	cm ²	
faktor ulpívání půdy na kůži	0,58	mg.cm ⁻²	

Scénář 2: Orální expozice z půdy a hald

Expoziční parametry		Jednotky	Poznámka
hmotnost	70	kg	
frekvence	330	den.rok ⁻¹	
doba setrvání	30	let	
délka života	70	let	
převodní faktor	0,000001	kg.mg ⁻¹	
požití množství	100	mg/den	

Scénář 3: Orální expozice z pitné vody

Expoziční parametry		Jednotky	Poznámka
hmotnost	70	kg	
frekvence expozice	330	den.rok ⁻¹	
trvání expozice	30	let	
délka života	70	let	
požití množství*	1,4	l.den ⁻¹	
část požitá z kontaminovaného zdroje	1	bezrozměrné	

Scénář 4: Dermální expozice při sprchování a koupání

Expoziční parametry		Jednotky	Poznámka
hmotnost	70	kg	
trvání akce	0,16667	hod.den ⁻¹	
frekvence expozice	330	den.rok ⁻¹	
trvání expozice	30	let	
délka života	70	let	
koeficient chemické propustnosti		cm/h	dle chemické látky
volumetrický konverzná f.	0,001	l/cm ³	
povrch pokožky v kontaktu	19400	cm ²	

Scénář 5: Dermální expozice při kontaktu s povrchovou vodou

Expoziční parametry		Jednotky	Poznámka
hmotnost	70	kg	
trvání akce	2,6	hod.den ⁻¹	
frekvence expozice	7	den.rok ⁻¹	
trvání expozice	30	let	
délka života	70	let	
koeficient chemické propustnosti		cm/hod	dle chemické látky
volumetrický konverzná f.	0,001	l/cm ³	
povrch pokožky v kontaktu	5500	cm ²	

Scénář 6: Inhalační expozice ve venkovním prostředí

Expoziční parametry		Jednotky	Poznámka
hmotnost	70	kg	
trvání akce	4	hod.den ⁻¹	
frekvence expozice	330	den.rok ⁻¹	
inhalace	20	m ³ .den ⁻¹	
trvání expozice	30	let	
délka života	70	let	

Scénář 7: Dietární expozice ze zeleniny

Expoziční parametry		Jednotky	Poznámka
hmotnost	70	kg	
trvání expozice	30	let	
frekvence expozice	330	den.rok ⁻¹	
délka života	70	let	
požitá množství*		kg.den ⁻¹	Hodnota spec.pro komoditu
část požitá z kont. zdroje	0,2826	bezrozměrné	
převodní faktor	0,001	kg.g ⁻¹	

Při hodnocení dermální expozice hraji významnou roli zejména expoziční parametry jako je faktor ulpívání pevné matrice na kůži (pouze pevné matrice), podíl absorbovaný přes povrch těla (*ABS*) (pouze pevné matrice), koeficient propustnosti kůže pro sledované látky (voda), povrch těla, který je s danou složkou prostředí či matricí v kontaktu, a délka trvání tohoto kontaktu.

V publikaci U.S. EPA. 1989a je doporučována hodnota pro **faktor ulpívání** pevné matrice na kůži AF $1,45 \text{ mg.cm}^{-2}$ - $2,77 \text{ mg.cm}^{-2}$. V současnosti se však doporučuje používat $0,2 - 1,45 \text{ mg.cm}^{-2}$ (případně 1.0 mg.cm^{-2} – U.S. EPA. 1992a). Předcházející práce příliš nadhodnocovaly skutečnou situaci. U.S.EPA stanovila průměrné hodnoty *AF* pro jednotlivé zrnitostní frakce půdy. Doporučená střední hodnota pro neošetřenou půdu je **0,58** (Driver et al. 1989). Tato hodnota byla použita i pro tuto studii.

Látky musí při vstupu do organismu překonat bariéru biologických membrán kůže. Tento přestup je možný jen pro jistou část chemických látek. Kvantifikaci této frakce představuje **ABS faktor**. V publikaci U.S. EPA. 1995 je uveřejněna průměrná hodnota *ABS* pro dermální expozici těžké kovy $ABS = 1 \%$, (s výjimkou arsenu – $3,2 \%$).

Koeficient propustnosti je další z významných parametrů, který ovlivňuje velikost dermální expozice. Kvantifikuje rychlost prostupu látky přes bariéru do vnitřního prostředí organismu, kterou tvoří kůže. Jedná se o parametr jehož hodnota je specifická pro každou z látek (tabulka 3-9).

Tabulka 3-9. Přehled parametrů pro výpočet DA_{event}

.....

Látka název	CAS No.	K _p (PC)	tau lag time	B lipofilita
As	7440-38-2	0,001	N/A	N/A
Cd	7440-43-9	0,001	N/A	N/A
Pb	7439-92-1	0,000004	N/A	N/A
Zn	7440-66-6	0,0006	N/A	N/A

Při dermální expozici hraje také důležitou úlohu **velikost plochy kůže**, která je v kontaktu s půdou nebo vodou. V případě kontaktu s půdou nebo haldami je uvažován kontakt omezený jen na povrch rukou jako jediný hlavní receptor škodlivých látek. Doporučená hodnota plochy ruky u dospělého člověka činí 820 cm^2 (U.S. EPA. 1992a). V případě kontaktu s povrchovou vodou, která pochází z toků, kde nelze předpokládat možnost plavání, ale pouze kontakt v rozsahu brouzdání či brodění ve vodě (rybáři), byla kontaktní plocha těla omezena na dolní končetiny. Doporučená hodnota plochy dolních končetin je 5500 cm^2 (U.S.EPA 1999a). V případě dermální expozice při umývání vodou z podzemních zdrojů (sprchování a koupání) je však uvažován kontakt celého povrchu těla – tedy $19\,400 \text{ cm}^2$ (U.S.EPA 1999a). V případě expozice dětí jsou doporučovány nižší hodnoty plochy celého těla i jeho jednotlivých částí. Povrch těla je potom 6600 cm^2 , povrch rukou je 410 cm^2 a použitá hodnota pro dolní končetiny je 1750 cm^2 (U.S. EPA 2003b).

Pro odhad délky expozice je rozhodující **frekvence případů za rok a trvání jednoho případu**. Frekvence kontaktu z půdou či haldami byla zvolena frekvence 330 dnů za rok, kdy tento odhad byl vytvořen na základě předpokladu, že 35 dnů za rok (dovolená) tráví sledovaná populace mimo své bydliště. Pro sprchování a koupání byly zvoleny doporučené délky jednotlivých případů v podobě středních hodnot – 12 minut pro dospělé a 20 minut pro děti (U.S. EPA, 1997; U.S. EPA, 2003). Frekvence případů sprchování a koupání byla zvolena stejně jako v případě dermálního kontaktu s půdou (330 dnů za rok). V případě kontaktu s povrchovou vodou bylo hodnocení provedeno pro situaci 7 případů za rok s průměrnou dobou trvání 2,6 hodin, které odpovídají doporučeným hodnotám (U.S. EPA 1999a).

V případě **hodnocení expozice při inhalaci** ve venkovním prostředí má rozhodující vliv pro sestavení expozičního scénáře intenzita dýchání a doba strávená venku.

Průměrné **inhalované množství** za jeden den je 20 m³, což odpovídá zjištěné hodnotě inhalace při nezvýšené aktivitě (U.S.EPA, 1989a). Jako **expoziční čas** během jednoho dne byly zvoleny 4 hodiny, což odpovídá zjištěné průměrné hodnotě setrvání ve venkovním prostředí dle (U.S.EPA, 1997). Pro odhad **frekvence expozice** během roku byl počet dnů 365 snížen o dny, kdy pravděpodobně nedochází k expozici. Do tohoto snížení byly zahrnuty dny strávené na dovolené (přibližně 35 dnů).

Při hodnocení **orální expozice** jsou hodnoceny vstupy z jednotlivých složek prostředí do organismu ústy. V našem případě je uvažováno o vstupu půdy a materiálu z hald, konzumace pitné vody a zeleniny. Významnou roli, ovlivňující celkovou expozici touto cestou je vedle koncentrace polutantů v daných složkách prostředí, hraje příjem z dané matrice do organismu, podíl příjmu z kontaminovaného zdroje a frekvence případů za rok.

Hodnoty pro **příjem orální cestou** byly zvoleny na základě výsledných doporučení, která plynou z různých výzkumných šetření. Pro příjem půdy a haldovin, které zahrnují zejména příjem zvířeného prachu ústy či zbytkových částic půdy na povrchu rukou a kořenové zeleniny, byly zvoleny hodnoty 100 mg.den⁻¹ pro dospělou populaci a 200 mg.den⁻¹ pro děti (U.S.EPA 1999a). V případě konzumace pitné vody byla použita průměrná hodnota 1,4 l.den⁻¹ pro dospělé a 1,0 pro děti (U.S. EPA, 1989a; U.S.EPA 1997). V případě zeleniny byly využity expoziční parametry doporučené pro jednotlivé komodity v České republice (Ruprich et al., 2000). Jejich přehled je uveden dále v tabulce 3-10.

Tabulka 3-10: Přehled průměrných hodnot konzumace zeleniny pro Českou republiku (Ruprich et al., 2000).

Komodita	Požité množství*	Jednotky
Mrkev	9,59	g.osobu ⁻¹ .den ⁻¹
Brambory	91,002	g.osobu ⁻¹ .den ⁻¹
Okurky	11,841	g.osobu ⁻¹ .den ⁻¹
Salát	1,159	g.osobu ⁻¹ .den ⁻¹
Rajčata	11,948	g.osobu ⁻¹ .den ⁻¹
Zelí	8,516	g.osobu ⁻¹ .den ⁻¹
Kukuřice	0,012	g.osobu ⁻¹ .den ⁻¹

*korigováno na jedlý podíl

Z hlediska **podílu přijímaného z kontaminovaného zdroje** byla zvolena hodnota 1 pro pitnou vodu (jediný zdroj pitné vody pro danou populaci) a hodnota 0,2826 pro zeleninu, která na základě výsledku analýz spotřebního koše odpovídá průměrnému podílu konzumované zeleniny z vlastní produkce (Ruprich et al., 2000).

V případě **frekvence případů orálního příjmu** je opět použita hodnota 330 dnů za rok, kdy se pravděpodobně sledovaná populace vyskytuje na zájmovém území.

Pro všechny výše popsané scénáře dále byla použity shodné hodnoty dalších expozičních parametrů. Pro hodnota **trvání expozice** byla zvolena doba 30 let pro dospělé a 6 let pro děti (EPA, 1989). Pro délku života byla zvolena hodnota 70 let. **Tělesná váha** pro přepočítání expozice byla 70 kg pro dospělé a 15 let pro děti (EPA, 1989). Pro konečný přepočítání expozice byl zvolen **čas průměrování** pro nekarcinogenní riziko 30 let x 365 dnů pro dospělé (pro děti 6 let x 365 dnů) a pro karcinogenní riziko 70 let x 365 dnů pro dospělé i děti.

3.4.3.4 Charakterizace rizik

Nekarcinogenní rizika

Kvantifikace rizika **nekarcinogenních účinků** využívá referenčních dávek získaných z hodnocení vztahů mezi dávkou a odpovědí. Mírou rizika je v tomto případě poměr RfD a Příjmu odhadnutého pro danou expoziční cestu. Tento poměr se nazývá koeficient toxické nebezpečnosti *HQ*:

$$HQ = \frac{\text{Příjem}}{RfD_d} \quad r19$$

kde je *Příjem* – je celková absorbovaná dávka chemické látky – dermálně (v mg.kg⁻¹.den⁻¹)
RfD_d – referenční dávka

Výpočet celkového rizika nekarcinogenních účinků *HI* (celkový index toxické nebezpečnosti) je pro směs látek vyjádřeno vztahem:

$$HI_i = \sum HQ_i \quad r20$$

Reálné riziko nekarcinogenního účinku nastává v případě, že hodnota ***HI*** > 1.

Karcinogenní rizika

Výpočet karcinogenního rizika se provádí podle následujícího vztahu:

$$CVRK = 1 - e^{(-\text{Příjem} \times CSF)} \quad CVRK = 1 - E^{(-LAIC \times IUR)} \quad r21$$

Riziko takto vypočtené – *CVRK* - se považuje za celoživotní vzestup pravděpodobnosti počtu nádorových onemocnění nad všeobecný průměr v populaci pro jednotlivce v důsledku definované expozice danému faktoru. Hodnota *CVRK* tedy představuje pravděpodobný počet případů onemocnění rakovinou.

V případě aplikace *IUR* je nutné vypočítat průměrnou celoživotní koncentraci *LAIC* (nikoli dávku). Poté lze aplikovat stejný vzorec, ve kterém místo *CSF* je parametr *IUR* a namísto *Příjmu* je vypočítaná celoživotní koncentrace *LAIC* (WHO 2000).

V případě odhadů karcinogenních rizik, kde se předpokládá bezprahový typ účinku, je tedy hodnocenou informací výsledný počet navýšení případů vzniku karcinomu v populaci exponovaných lidí (*CVRK*). Ještě akceptovatelné riziko je jeden případ v milionové populaci ($1 \cdot 10^{-6}$).

Přehled aplikovaných vzorců

index rovnice	ROVNICE
r1	$CDI = CA \cdot IF$
r2	$IF = \frac{(IR - A \cdot EF \cdot ED \cdot ET)}{BW \cdot AT}$
r3	$DAD = DA_{event} \cdot IF$
r4	$IF = \frac{(EV \cdot SA \cdot EF \cdot ED)}{BW \cdot AT}$
r5	$DA_{event} = K_p \cdot CW \cdot ET$
r6	$DA_{event} = 2 \cdot K_p \cdot CW \cdot \sqrt[3]{((6 \cdot \tau \cdot ET) \cdot \pi)}$
r7	$DA_{event} = K_p \cdot CW \cdot \left\{ \left(\frac{ET}{(1+B)} \right) + (2 \cdot \tau \cdot \left[\frac{(1+3B)}{(1+B)} \right]) \right\}$
r8	$\log K_{p(est)}^w = -2,72 + 0,71 \cdot \log K_{o/w} - 0,0061 \cdot MW$
r9	$\log K_{p(est)}^w = -2,61 + 0,67 \cdot \log K_{o/w} - 0,0061 \cdot MW$
r10	$\log_e K_{p(est)}^w = -3,311 + 0,792 \cdot \log_e K_{o/w} - 1,45 \cdot \log_e \cdot MW$
r11	$DAD = CS \cdot ABS \cdot IF$
r12	$IF = \frac{SA \cdot CF \cdot AF \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT}$
r13	$CDI = CW \cdot IF$
r14	$IF = \frac{(IR_w \cdot EF \cdot ED)}{BW \cdot AT}$
r15	$CDI = CS \cdot IF$
r16	$IF = \frac{(IR_s \cdot EF \cdot ED \cdot CF)}{BW \cdot AT}$
r17	$CDI = C_v \cdot IF$

r18	$IF = \frac{(IR_v \cdot EF \cdot ED \cdot FI)}{BW \cdot AT}$
r19	$HQ = \frac{\text{Příjem}}{RfD_d}$
r20	$HI_i = \Sigma HQ_i$
r21	$CVRK = 1 - E^{(-\text{PŘÍJEM} \times CSF)} \quad CVRK = 1 - E^{(-LAIC \times IUR)}$

4. Referenční data pro sledované prvky

Kapitola uvádí legislativně platné limitní hodnoty obsahů sledovaných rizikových prvků ve složkách životního prostředí v ČR i v zahraničí, které jsou používány pro hodnocení kontaminace. Jako referenční hodnoty jsou dále uváděny běžně se vyskytující obsahy (pozadové obsahy) rizikových prvků ve složkách životního prostředí u nás, popř. v zahraničí, jako podklad pro hodnocení zjišťovaných obsahů v zájmovém území.

4.1 Půdy a zeminy

V České republice je v platnosti vyhláška č. 13/94 Sb. kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. Tato vyhláška stanoví maximální přípustné obsahy rizikových látek v půdě pro zemědělské využití (tabulka 4-1). Tyto hodnoty jsou vztaženy především k riziku kontaminace rostlinné produkce.

Pro obecnější hodnocení, zejména vzhledem k humanotoxikologickým rizikům je vhodnější použití kritérií podle Metodického pokynu odboru pro ekologické škody Ministerstva životního prostředí České republiky – kritéria znečištění zemin a podzemní vody. Jedním z účelů užití těchto kritérií je posouzení nutnosti zpracovat analýzu rizika. Hodnoty kritérií pro typy využití krajiny jsou uvedeny v tabulce 4-2.

Tabulka 4-1: Maximální přípustné obsahy rizikových prvků v půdě podle vyhlášky č. 13/94 Sb.

Prvek	Výluh 2 M HNO ₃		Výluh lučavkou	
	Lehké půdy	Ostatní půdy	Lehké půdy	Ostatní půdy
	mg.kg ⁻¹			
As	4,5	4,5	30	30
Cd	0,4	1,0	0,4	1,0
Cr	40,0	40,0	100,0	200,0
Cu	30,0	50,0	60,0	100,0
Hg	-	-	0,6	0,8
Ni	15,0	25,0	60,0	80,0
Pb	50,0	70,0	100,0	140,0
Zn	50,0	100,0	130,0	200,0

Tabulka 4-2. Kritéria znečištění zemin podle Metodického pokynu odboru pro ekologické škody Ministerstva životního prostředí ČR.

Prvek	limit A preventivní	limit C (MP obytné)	limit C (MP rekreační)	limit C (MP prům.)	limit C (MP všestranné)
As	30	70	100	140	55
Cd	0,5	20	25	30	12
Cr	130	500	800	1000	380
Cu	70	600	1000	1500	190
Hg	0,4	10	15	20	10
Ni	60	250	300	500	210
Pb	80	300	500	800	300
Zn	150	2500	3000	5000	720

Pro hodnocení ekosystémových rizik metodou poměru PEC/PNEC (předpokládaná environmentální koncentrace / předpokládaná koncentrace bez účinku) je vhodné jako PNEC hodnoty použít „effect based“ odvozené limity. Z tohoto hlediska jsou mezinárodně použitelnými a uznávanými hodnoty „Environmental Risk Limits“ (Bruijn et al., 2000). Tyto hodnoty jsou odvozeny na základě výsledků testů toxicity. Pro půdy je udává tabulka 4-3.

Tabulka 4-3. Hodnoty maximálně přípustných koncentrací (MPCs = PNEC) pro rizikové prvky v půdě.

Prvek	MPC mg.kg ⁻¹
As	34
Cd	1,6
Cr	100
Cu	40
Hg	2,2
Ni	38
Pb	140
Zn	160

V České republice byla navržena kritéria rozhodná pro ochranu kvality a kvantity zemědělské produkce v podobě MPC prvků v půdě v extrakci lučavkou a dusičnanem amonným (Němeček a kol., 2002). Z hlediska této studie jsou významné pouze hodnoty pro lučavku, ty jsou vedeny v tabulce 4-4.

Tabulka 4-4. Indikační hodnoty obsahů potenciálně rizikových stopových prvků v půdě (mg.kg⁻¹ suš.).

prvek	pH _{CaCl2}	maximální přípustná hodnota
		výluh lučavkou obsah v mg.kg ⁻¹
Cd	< 4,0	0,7
	4,0-5,0	1,1
	5,0-6,5	1,5
Pb	-	300
Zn	-	400
As	-	700
Ni	< 5,0	90
	5,0-6,5	150
	> 6,5	200
Cu	< 5,0	150
	5,0-6,5	200
	> 6,5	300
Cr	-	300
Hg	-	1,5*

* celkový obsah

Vzhledem k zemědělské půdě je progresivně zpracována německá legislativa. Limitní hodnoty jsou uvedeny jednak pro výluh v dusičnanu amonném a jednak pro extrakci lučavkou a to jako hodnoty preventivní, indikační a asanační. Hodnoty jsou dále děleny podle rizika transferu do rostlin (tabulka 4-5), do podzemních vod (tabulka 4-6), a přímého rizika (tabulka 4-7).

 Tabulka 4-5. Maximální přípustné hodnoty obsahů látek v půdě (mg.kg⁻¹) . Linie půda - zemědělské plodiny. (Příloha k vyhlášce k federálnímu zákonu o ochraně půdy (Ordinance on soil protection and contaminated sites 1999.)

prvek	zemědělská půda zeleninové záhony		louky
	indikační hodnoty	asanační hodnoty	asanační hodnoty
As	200 (L)		50 (L)
Cd		0,04 / 0,1 ⁽⁺⁾ (DA)	20 (L)
Pb	0,1 (DA)		1 200 (L)
Hg	5 (L)		2 (L)
Tl	0,1 (DA)		15 (L)
Cu			1 300 (L)
Ni			1 900 (L)

⁽⁺⁾ pro pěstování obilí hodnota 0,04
 (DA) = výluh dusičnanem amonným
 (L) = výluh lučavkou

Tabulka 4-6. Maximální přípustné hodnoty obsahů látek v půdě (mg.kg^{-1}). Linie půda - podzemní voda, indikační hodnoty. (Příloha k vyhlášce k federálnímu zákonu o ochraně půdy SRN. (Ordinance on soil protection and contaminated sites 1999.)

prvek	obsah
As	10
Pb	25
Cd	5
Cr, celk.	50
$\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$	8
Cu	50
Ni	50
Hg	1
Zn	500

Tabulka 4-7. Maximální přípustné hodnoty obsahů látek v půdě (mg.kg^{-1}). Linie přímá expozice člověka - Asanační hodnoty a indikační hodnoty. (Příloha k vyhlášce k federálnímu zákonu o ochraně půdy SRN (Ordinance on soil protection and contaminated sites 1999.)

Prvek	asanační	indikační			
	trvalé travní porosty	dětská hřiště	obytné plochy	parky, veř. plochy	průmyslové pozemky
As	50	25	50	125	140
Cd	20	10	20	50	60
Cr	-	200	400	1000	1000
Cu	1300	-	-	-	-
Hg	2	10	20	50	80
Ni	1900	70	140	350	900
Pb	1200	200	400	1000	2000
Zn	-	-	-	-	-

Současně s legislativními hodnotami je významné provést relaci s požadovými nebo běžně zjišťovanými hodnotami. Tyto hodnoty jsou z výsledku programu bazálního monitoringu půd uvedeny v tabulce 4-8.

Tabulka 4-8. Základní statistická charakteristika obsahů rizikových prvků v horizontech zemědělských půd (Výsledky programu BMP, výluh lučavkou královskou, u Hg hodnoty registru kontaminovaných ploch, Sánka, 2001).

humusový horizont (190 vzorků)	obsah prvku (mg.kg ⁻¹)							
	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
průměr	10,73	0,29	39,06	20,25	0,105	21,84	22,86	68,22
medián	7,30	0,20	33,15	17,15	0,08	19,75	19,90	62,65
geom. prům.	7,70	0,24	33,70	17,34	0,082	19,17	20,19	64,57
min.	1,90	0,10	10,50	4,61	-	4,96	1,31	21,20
max.	268,30	2,70	373,00	111,00	-	128,00	149,00	379,00

podpovrchový hor. (188 vzorků)	obsah prvku (mg.kg ⁻¹)							
	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
průměr	9,42	0,24	43,28	18,23	-	25,31	14,73	62,63
medián	6,40	0,20	37,80	16,10	-	23,10	12,30	55,10
geom. prům.	6,41	0,18	36,25	15,38	-	21,67	12,59	54,05
min.	1,30	0,10	3,32	2,08	-	2,18	2,78	8,90
max.	295,10	3,30	406,00	81,40	-	136,00	160,00	432,00

substrátový hor. (179 vzorků)	obsah prvku (mg.kg ⁻¹)							
	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
průměr	7,19	0,19	47,02	18,71	-	29,22	12,04	60,21
medián	6,20	0,20	37,05	15,70	-	23,70	11,05	55,20
geom. prům.	5,70	0,17	36,49	15,15	-	21,82	10,53	52,08
min.	1,20	0,10	5,05	0,91	-	1,28	1,58	3,62
max.	113,80	0,70	724,00	78,90	-	318,00	56,20	325,00

4.2 Povrchové a podzemní vody

Přípustné hodnoty znečištění vod jsou v ČR stanoveny pro pitnou vodu Vyhláškou č. 376/2000 Sb. Ministerstva zdravotnictví, kterou se stanoví požadavky na pitnou vodu a rozsah a četnost její kontroly (Příloha č. 1 vyhlášky) a pro povrchovou vodu Nařízením vlády č. 61/2003 Sb. o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech. (Příloha č. 3 nařízení).

Tabulka 4-9 Hygienické limity pitné vody a balené pitné vody pro sledované rizikové prvky podle přílohy č. 1 vyhlášky č. 376/2000 Sb.

prvek	jednotka	hodnota limitu	typ limitu	ost. podm. limitu (% limitu)
As	mg.l ⁻¹	0,01	NMH ¹⁾	10
Cd	mg.l ⁻¹	0,005	NMH	25
Cr	mg.l ⁻¹	0,05	NMH	10
Cu	mg.l ⁻¹	1,0	NMH	10
Hg	mg.l ⁻¹	0,001	NMH	25
Ni	mg.l ⁻¹	0,02	NMH	10
Pb	mg.l ⁻¹	0,025	NMH	10
Zn	mg.l ⁻¹	-	-	-

¹⁾ NMH = nejvyšší mezná hodnota: limitní hodnota ukazatele jakosti vody s prahovým účinkem, jejíž překročení vylučuje užití vody jako pitné.

Tabulka 4-10 Imisní standardy ukazatelů přípustného znečištění povrchových vod podle přílohy č. 3 nařízení vlády č. 61/2003 Sb.

prvek	hodnota limitu (mg.l ⁻¹)
As	0,02
Cd	0,001
Cr	0,05
Cu	0,03
Hg	0,0001
Ni	0,05
Pb	0,015
Zn	0,2

Pozn: Přípustné znečištění povrchových vod při průtoku Q₃₅₅, popřípadě při minimálním zaručeném průtoku vody v toku, nebo hodnotu, která je dodržena, nebude-li roční počet vzorků nevyhovujících tomuto standardu vyšší než 5%.

Podobně jako pro půdy jsou pro povrchové vody stanoveny „Environmental Risk Limits“ (Bruijn et al., 2000) – „effect based“ odvozené limity, které je možné použít jako PNEC pro hodnocení metodou PEC/PNEC. Tyto hodnoty pro rizikové prvky udává tabulka 4-11.

Tabulka 4-11. Hodnoty maximálně přípustných koncentrací (MPCs = PNEC) pro rizikové prvky v povrchových vodách - Environmental Risk Limits.

Prvek	MPC (mg.l ⁻¹)
As	0,025
Cd	0,00042
Cr	0,0087
Cu	0,0015
Pb	0,011
Hg	0,00024
Ni	0,0051
Zn	0,0094

4.3 Rostliny – potraviny, krmiva

Obsahy sledovaných prvků v rostlinách je možno hodnotit jako suroviny pro výrobu potravin (přímo jako potraviny) nebo jako krmiva, v obou případech jako složky potravního řetězce člověka. V případě potravin se jedná o vyhlášku č. 53/2002 Sb. (tabulka 4-12), v případě krmiv o vyhlášku č. 451/2000 Sb. (tabulka 4-13).

Tabulka 4-12 . Limitní hodnoty obsahů rizikových prvků v potravinách podle vyhl. č. 53/2002 (mg.kg^{-1}). Převzaty jsou hodnoty NPM pro danou potravinu, popř. pro potraviny obecně (A,B) Uvedeno jako jedlý podíl – čerstvá hmota).

Plodina	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
brambory (hlízy)	0,3	0,1	0,2	3,0	0,02	0,5	0,10	10,0
pšenice (zrno)	3,0	0,2	4,0	80,0	0,01	6,0	0,20	50,0
kukuřice (zrno)	0,1	0,1	4,0	80,0	0,05	6,0	0,50	50,0
hrách (semeno)	0,5	0,3	4,0	3,0	0,03	6,0	0,20	80,0
mrkev (kořen)	0,5	0,1	0,2	20,0	0,03	2,0	0,10	25,0
zelenina	0,5	0,05	0,2	80,0	0,03	2,5	0,10	25,0
ovoce	0,5	0,05						
zelenina plodová, cibulová		0,1						
zelenina kořenová		0,1						
celer		0,2						
zelenina listová	0,5	0,2	0,2	20,0	0,03	2,0	0,30	25,0
maso	0,1	0,1	0,2	20,0	0,05	0,5	0,10	50,0

Tabulka 4-13 Limitní hodnoty obsahů rizikových prvků v krmivech podle vyhl. č. 451/2000 Sb. (mg.kg^{-1}). Uvedeno jako 88% sušina.

Plodina	As	Cd	Hg	Pb
ječmen (sláma)	2,0	1,0	0,1	10,0
hořčice (nať-suchá)	2,0	1,0	0,1	10,0
hrách (nať-suchá)	2,0	1,0	0,1	10,0
chmel (celá rostlina)	2,0	1,0	0,1	10,0
kukuřice (sláma)	2,0	1,0	0,1	10,0
kukuřice (zelená hmota)	2,0	1,0	0,1	10,0
oves (sláma)	2,0	1,0	0,1	10,0
pšenice (sláma)	2,0	1,0	0,1	10,0
cukrová řepa (chrást)	2,0	1,0	0,1	10,0
řepka (sláma)	2,0	1,0	0,1	10,0
jetel	2,0	1,0	0,1	40,0
krmné směsi	2,0	1,0	0,1	40,0
mrkev (nať)	2,0	1,0	0,1	40,0
TTP	2,0	1,0	0,1	40,0

Pro vyhodnocení výsledků je možno použít průměrných obsahů rizikových prvků, které jsou běžně nacházeny v podmínkách ČR. K tomuto účelu byly použity průměry ze sledování rostlin na pozorovacích plochách BMP ÚKZÚZ odběry 1997 – 2001 (tab. 4-14).

Tabulka 4-14 Průměrné hodnoty obsahů sledovaných prvků v rostlinách, (mg.kg⁻¹ suš.).

Typ rostlinného materiálu	Počet	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
brambory - hlízy	10	0,07	0,08	0,16	4,27	0,008	0,62	0,24	15,02
brambory - nať	4	0,38	0,80	0,90	22,74	0,036	1,08	2,28	47,70
hořčice - nať (suchá)	1	0,04	0,37	0,10	5,10	0,010	0,10	0,30	33,40
hořčice (zelená hmota)	1	0,53	0,49	1,32	8,24	0,140	1,20	0,70	196,00
hrách - nať (suchá)	3	0,61	0,08	0,62	3,71	0,013	1,23	0,27	19,72
hrách - semeno (žluté)	4	0,13	0,04	0,30	7,67	0,003	3,00	0,10	42,50
chmel - hlávky (šišky)	3	0,22	0,07	0,40	1448	0,025	0,67	1,47	73,27
ječmen - sláma	29	0,24	0,09	0,38	3,09	0,015	0,39	0,62	18,41
ječmen - zrno	29	0,08	0,12	0,14	4,36	0,002	0,20	0,23	31,16
jetel	9	0,33	0,05	0,26	7,98	0,015	0,66	0,40	25,88
krmné směsky – zel. hm.	4	0,11	0,11	0,58	5,90	0,015	2,19	0,64	26,05
kukuřice na zeleno	8	0,21	0,18	0,86	5,07	0,007	0,89	1,69	25,81
kukuřice na zrno - sláma	9	0,21	1,10	1,46	6,51	0,009	1,20	5,41	71,67
kukuřice na zrno - zrno	9	0,04	0,05	0,22	1,35	0,001	0,21	0,17	27,40
mák - semeno	2	0,06	0,49	0,13	15,15	0,009	0,74	0,25	70,85
mák - sláma	2	0,07	0,10	0,63	4,73	0,007	1,14	0,40	13,80
mrkev - kořen	1	0,02	0,15	<0,1	4,95	0,005	0,60	0,30	20,60
mrkev - nať	1	0,12	0,21	0,65	5,95	0,011	0,60	0,70	26,00
oves - sláma	6	0,13	0,21	0,23	3,20	0,019	0,37	2,28	17,98
oves - zrno	6	0,06	0,19	0,24	3,69	0,059	1,56	0,35	30,35
pšenice - sláma	68	0,23	0,12	0,69	2,79	0,019	0,73	0,62	21,36
pšenice - zrno	69	0,06	0,15	0,15	3,60	0,002	0,27	0,23	31,50
řepa cukrová - bulva	3	0,47	0,08	0,47	4,51	0,002	0,77	0,87	24,00
řepa cukrová - chrást	3	0,89	0,14	1,89	9,25	0,045	1,83	1,77	31,07
řepka - semeno	16	0,05	0,10	0,14	2,52	0,001	0,58	0,24	33,18
řepka - sláma	15	0,10	0,21	0,31	2,59	0,011	0,58	0,71	12,55
slunečnice (semeno)	1	0,05	0,54	0,44	20,80	-	1,10	<0,2	76,10
slunečnice (sláma)	1	0,72	0,14	0,41	19,50	0,020	0,30	0,90	75,10
tritikale - sláma	2	0,30	1,07	0,84	3,33	0,014	0,80	19,25	59,45
tritikale - zrno	2	0,07	0,35	0,20	6,32	0,002	0,35	0,40	54,95
TTP - 1. seč	37	0,07	0,13	0,57	5,79	0,034	1,54	0,53	41,90
TTP - 2. seč	29	0,10	0,19	0,48	6,24	0,018	1,41	0,76	61,18
vojtěška	2	0,62	0,10	0,15	10,58	0,011	1,62	0,40	63,15
zelí	1	0,10	0,04	0,15	1,95	0,002	0,56	0,40	19,60
žito - sláma	4	0,12	0,17	0,19	13,33	0,018	0,20	2,65	23,68
žito - zrno	4	0,06	0,25	0,13	3,97	0,002	0,15	1,48	39,00

4.4 Ovzduší

Limitní hodnoty koncentrací látek v ovzduší (imisní limity) jsou stanoveny Nařízením vlády č. 350/2002 Sb., přílohou č. 1. Relevantní limity tohoto nařízení pro prašný spad a rizikové prvky jsou v tabulkách 4-15 a 4-16.

Tabulka 4-15 Imisní limity a meze tolerance pro suspendované částice (PM₁₀) (limit pro splnění do roku 2005)

prvek	jednotka	hodnota imisního limitu	mez tolerance
aritm. prům./24 hod	ug.m ⁻³	50	15 (30%)
aritm. prům./kalendářní rok	ng.m ⁻³	40	4,8 (12%)

Tabulka 4-16 Imisní limity a meze tolerance pro rizikové prvky. Hodnoty imisních limitů jsou aritmetickým průměrem za kalendářní rok a vztahují se na standardní podmínky - objem přepočtený na teplotu 293,15 K a atmosférický tlak 101,325 kPa.

prvek/ částice	jednotka	hodnota imisního limitu	mez tolerance pro rok 2003
As	ng.m ⁻³	6	5,25
Cd	ng.m ⁻³	5	2
Ni	ng.m ⁻³	20	14
Pb	ug.m ⁻³	0,5	0,2
PM ₁₀ ¹⁾	ug.m ⁻³	50 ²⁾	10

¹⁾ Suspendované částice PM₁₀ = hodnota TSP * koef. 0,8

²⁾ Hodnota imisního limitu nesmí být překročena více než 35krát za kalendářní rok

4.5 Expozice člověka

Pro vybrané anorganické látky, u kterých probíhá sledování ve více subsystémech, byl na základě výsledků Systému monitorování (SZÚ Praha) proveden odhad významu jednotlivých expozičních cest ve vztahu k čerpání doporučených expozičních limitů a k zdravotním rizikům těchto látek. Vzhledem k tomu, že se jedná o velmi složitou a komplexní tematiku, pro účel přiblížení problému byl odhad zpracován s jistými zjednodušeními (**zdroj: Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva České republiky ve vztahu k životnímu prostředí, souhrnná zpráva za rok 2001, SZÚ Praha**).

Arsen

Antropogenními zdroji arsenu do životního prostředí jsou slévárny a hutnictví kovů (např. slévárny mědi), spalování fosilních paliv, zejména nekvalitního hnědého uhlí, a používání pesticidů (zejména insekticidů), v pitné vodě se vyskytuje arsen hlavně přírodního původu. Arsen je IARC klasifikován ve skupině 1 jako prokázaný lidský karcinogen. Kumulativní expozice arsenu je spojena s rizikem vzniku rakoviny močového měchýře, kůže a dalších orgánů; po vyšší expozici z ovzduší se zvyšuje riziko vzniku rakoviny plic. Údaje z literatury dokládají také vliv arsenu na zvýšený výskyt laryngitid a bronchitid, a vliv na vznik kardiovaskulárních onemocnění.

Inhalační cesta je pro širokou populaci pokládána za nevýznamný zdroj expozice arsenu. Přesto, rakovina plic je považována za kritický účinek inhalovaného arsenu. WHO uvádí obvyklé koncentrace v ovzduší měst od několika ng do několika desítek ng/m³. Koncentrace arsenu v ovzduší českých měst se v roce 2001 pohybovaly od 0,1 do 6 ng/m³, což představuje potenciální expozici při konzervativním scénáři max. 0,015 µg/kg/týden. Představuje o tři řády nižší přívod, nežli udává JECFA FAO WHO jako limitní ingesční expoziční hodnotu PTWI 15 µg/kg/týden pro anorganický arsen (v ovzduší se arsen vyskytuje převážně jako anorganický). Zjištěná hodnota inhalační expozice, v přepočtu až 0,12 µg/den odpovídá spíše odhadům expozice pro venkovskou populaci podle WHO 0,02–0,2 µg/den, než pro městskou 0,4–0,6 µg/den. U kuřáků dochází ke zvýšené expozici, při spotřebě 20 cigaret denně může podle údajů WHO dojít k navýšení denní expozice o 0,8 až 2,4 µg. Protože se jedná o karcinogenní látku, nelze u arsenu doporučit bezpečnou inhalační expozici. Při celoživotní expozici koncentraci 1 µg/m³ arsenu v ovzduší je WHO odhadována pravděpodobnost zvýšení vzniku nádorového onemocnění $1,5 \times 10^{-3}$ (jeden a půl případu na 1000 obyvatel). Při maximální zjištěné roční koncentraci v roce 2001 6 ng/m³ by se pak riziko pohybovalo v úrovni 1 : 100 000.

Přívod arsenu z pitné vody může být podstatný tam, kde je vysoký výskyt arsenu v podzemních vodách přírodního původu. Ve sledované veřejné vodovodní síti v České republice je však obsah arsenu velmi nízký, od roku 1994 nedošlo (s výjimkou roku 1997) při žádném odběru k překročení limitní hodnoty a v roce 2001 činila hodnota mediánu koncentrace ve všech sledovaných vodovodech 0,5 µg/l. Střední hodnota expozice arsenu z pitné vody, získaná průměrem mediánů váženým počtem zásobovaných obyvatel, činila v roce 2001 0,09 % expozičního limitu PTWI, 90% sledované populace (z cca 3,5 mil. obyvatel zásobovaných z monitorovaných veřejných vodovodů) mělo expozici pod hodnotou 0,22 % PTWI.

Ve srovnání s jinými zdroji je přívod arsenu potravou pro populaci dominantní. Nejvyšší koncentrace arsenu jsou nacházeny v mořských živočiších a produktech z nich, proto je dietární expozice velmi ovlivněna frekvencí jejich konzumace. Mořské ryby však obsahují arsen zejména v organické formě (např. arsenobetain), který nemá akutní účinky vzhledem k nízké biologické aktivitě a je rychle vylučován z organismu. Jinou koncentračně, ale i expozičně závažnou potravinou je rýže, ošetřovaná pesticidy obsahujícími arsen, který je dobře přístupný rýžovým rostlinám na trvale zaplavovaných polích. Rýže je hlavním zdrojem arsenu naší populace, vzhledem k nižší konzumaci mořských produktů. Expozice arsenu z rýže je závažnější z toho důvodu, že rýže obsahuje převážně anorganické sloučeniny arsenu, toxičtější než organické. Dalším zdrojem arsenu v naší dietě je pivo.

Expoziční limity doporučené WHO a US EPA jsou vztaženy na množství anorganického arsenu, resp. arsenu a jeho anorganických sloučenin. Stanovovaná směs sloučenin, hodnocených jako „toxický“ arsen, se více blíží formátu expozičních limitů, nežli celkový arsen. Zjištěná hodnota expozice „toxickému“ arsenu činila v roce 2000 0,08 µg/kg /den (5 µg/osobu/den), tj. 3,8 % limitu PTWI, neboli 27 % RfD. Po srovnání s množstvím celkového arsenu bylo zjištěno, že „toxický“ arsen činí přes 70 % arsenu celkového.

Zatímco hladina arsenu v krvi je vhodná ke zjišťování pouze současné expozice v rozmezí hodin, obsah v moči vypovídá o nedávné expozici v řádu několika dnů. Mediánová hodnota toxikologicky významného arsenu (anorganického, mono- a dimethyl-arseničné kyseliny) byla v roce 2000 v moči dospělé populace 3,2 µg/g kreatininu, u dětí 3,7 µg/g kreatininu, 90 % dospělých osob mělo hodnoty do 7,7 µg/g kreatininu, dětí do 9,0 µg/g kreatininu.

Chrom

Chrom má pro člověka různý význam podle jeho valence. Zatímco trojmocný chrom je esenciálním prvkem, nezbytným pro funkci metabolismu, šestimocný chrom je IARC klasifikován jako látka s dostatečnými důkazy karcinogenity pro člověka (skupina 1). V různých mediích životního prostředí je však z analytických důvodů stanovován chrom celkový.

Bronchiální strom je prvním cílovým orgánem pro karcinogenní účinky inhalovaného šestimocného chromu. Má se zato, že z hlediska celkové expozice chromu je inhalace aerosolů obsahujících šestimocný chrom nejzávažnější vzhledem k riziku vzniku rakoviny u člověka. V městském ovzduší jsou v různých studiích udávány koncentrace celkového chromu v rozsahu 4–70 ng/m³. V ovzduší českých měst v letech monitorování byly zjištěny průměrné roční koncentrace chromu v rozmezí 0,1–40 ng/m³, v roce 2001 činilo zjištěné rozmezí průměrných ročních hodnot v rámci monitorovaných měst 0,1–14 ng/m³. Při denní inhalaci průměrně 20 m³ to představuje přívod 0,01–0,28 µg/den. Teoretické riziko zvýšení pravděpodobnosti vzniku rakoviny při celoživotní expozici 1 µg/m³ šestimocného chromu je WHO udáváno ve výši 4x10⁻² (4 případy na 100 obyvatel); měřeny jsou však koncentrace celkového chromu, vyjádřené riziko by proto bylo silně nadhodnoceno. Výše přívodu inhalační cestou záleží také na dalších faktorech, jako je kouření, a na distribuci velikosti prachových částic.

Koncentrace chromu v pitné vodě se v monitorovaných vodovodech pohybují kolem střední roční hodnoty 1,5 µg/l, 90 % vzorků v roce 2001 nepřesahovalo hodnotu 3 µg/l, což nevybočuje z hodnot uváděných v literatuře 0,4–8 µg/l. Příjem chromu z pitné vody je nevýznamný, činí přibližně 0,02 µg/kg/den, což je 0,7 % expozičního standardu RfD US EPA (3 µg/kg/den pro šestimocnou formu chromu).

Průměrná dietární expozice celkovému chromu činila v ČR v roce 2000 okolo 48 µg/den, což představuje 25 % expozičního standardu US EPA pro šestimocnou formu. Mezi větší expoziční zdroje patří pivo, dále běžné pečivo. Absorpce chromu přijatého potravou v organismu je odhadována na 5 %.

Kadmium

Do prostředí se kadmium dostává zejména při výrobě a spotřebě kadmia, spalováním fosilních paliv a odpadů, ukládáním odpadů obsahujících kadmium, hnojením fosfátovými hnojivy či odpadními kaly. Čerpání kadmia plodinami z půdy roste s klesajícím pH půdy, proto acidifikace půd (např. kyselými dešti) může vést ke zvyšování obsahu kadmia v potravinách.

Kritickým cílovým orgánem při dlouhodobé expozici nízkým koncentracím kadmia jsou ledviny. Důsledky vyšší expozice kadmiu je porušení metabolismu vápníku, hyperkalcie a tvorba ledvinových kamenů, v kombinaci např. s nutričními nedostatky vývoj osteoporózy. IARC klasifikuje kadmium a jeho sloučeniny na základě vztahu inhalační expozice a rakoviny plic jako lidský karcinogen ve skupině 1.

Pro nekuřáky představuje hlavní cestu kadmia do organismu potrava. Počítá se, že v evropských zemích je průměrný přívod kadmia potravou 15–25 µg, v roce 2000 byl u nás průměrný denní přívod pro dospělé osobu odhadnut asi na 12 µg, což činilo přibližně 19 % limitu WHO (PTWI 7 µg/kg/týden) či US EPA (RfD 1 µg/kg/den) a odpovídá konstatování WHO, že expozice kadmiu evropské populace se většinou pohybuje u dolního konce intervalu 10–25 µg/den. Průměrné procento vstřebání přijaté dávky je asi 5 %, velikost závisí na nutričních faktorech (např. při deficienci železa až 15 %). Mohou však existovat velké rozdíly v přívodu kadmia v závislosti na věku a dietárních zvycích. Mezi

nejvýznamnější zdroje kadmia patří u nás rostlinné produkty, běžné pečivo a jiné cereálie, a také brambory.

Pitná voda z veřejné zásobovací sítě obsahuje velmi malá množství kadmia, v roce 2001 bylo zaznamenáno překročení limitní hodnoty v 0,3 % odběrů, střední koncentrace se ročně pohybují v desetinách mikrogramů na litr, v roce 2001 to bylo 0,25 µg/l. V roce 2001 byl, při použití průměrné mediánové expozice, vážené počtem zásobovaných obyvatel, expoziční limit čerpán z 0,01 %, 90 % populace v monitorovaných místech (celkem asi 3,5 mil. obyvatel) čerpalo v roce 2001 necelé 1 % limitu.

Příspěvek kadmia z volného ovzduší k celkové expozici kadmiu je ve srovnání s dietárním přívodem velmi malý, přestože plicní absorpce přesahuje absorpci v zažívacím traktu a může činit až 50 %. Koncentrace kadmia v městském ovzduší např. severní Evropy jsou udávány v rozsahu 1–10 ng/m³. Nejvyšší průměrné roční koncentrace kadmia v polétavém prachu sledovaných měst ČR, až desítky ng/m³, byly zjišťovány v první polovině 90. let. V roce 2001 se průměrná roční hodnota kadmia v ovzduší pohybovala od 0,1 do 4,6 ng/m³, což vyhovuje doporučené hodnotě WHO 5 ng/m³ a při konzervativním scénáři představuje inhalační expozici 0,002–0,09 µg/den. U kuřáků představuje jedna cigareta inhalační přívod asi 0,1–0,2 µg kadmia.

Koncentrace kadmia v krvi vyjadřují aktuální celkovou expozici. Hladiny kadmia v krvi dospělých kolísaly v průběhu let monitorování mezi 0,5 µg/l a 1,0 µg/l, v literatuře uváděné hladiny kadmia v krvi jsou obvykle nižší než 5 µg/l. Hladiny v krvi dětí byly v několika posledních letech sledování více než z poloviny odběrů (400 dětí ročně) pod hodnotou detekčního limitu (0,2 µg/l). Hladiny kadmia v krvi kuřáků jsou signifikantně vyšší než hodnoty nekouřící populace. Hodnoty v krvi české dospělé populace se významně neliší od hodnot uváděných v literatuře pro evropskou populaci. Návrh referenčních hodnot pro českou populaci, založený na 95%ním kvantilu výsledků měření z období 1996–2000, je 1,2 µg/l (Německo 1,0 µg/l) v krvi dospělých a 0,6 µg/l v krvi dětí (Německo 0,5 µg/l).

Hladiny kadmia v moči odpovídají proporcionálně zatížení organismu, i když procentní podíl k obsahu v organismu je vzhledem k dlouhému biologickému poločasu kadmia 20–40 let velmi nízký. Střední koncentrace kadmia v moči dospělých se v letech monitorování pohybuje v české populaci od 0,3 do 0,6 µg/g kreatininu, u 90 % sledované populace dospělých byla zjištěna v roce 2000 hladina kadmia do 0,8 µg/g kreatininu, přičemž za tolerovatelný limit jsou, vzhledem k subklinickým účinkům na ledviny, považovány 2 µg/g kreatininu.

Vzhledem k ukládání 30 % až 50 % přijatého kadmia v ledvinách, zejména v ledvinové kůře, je v rámci biologického monitoringu sledován také tento ukazatel zatížení organismu kadmiem. Je známo, že koncentrace kadmia v ledvinové kůře roste do věku asi 50 až 60 let, kdy se vzrůst zastavuje, nebo dochází až k poklesu. U Evropské populace 40 až 60ti letých jsou zjišťovány střední koncentrace kadmia v ledvinové kůře 15–50 mg/kg tkáň. V letech 1999–2000 byly v ČR monitoringem zjištěny hodnoty mediánu 18,5 mg/kg u osob zemřelých ve věku 28–64 let (0,6–58,6 mg/kg). Tento výsledek se výrazně neliší od hodnoty mediánu koncentrace 14,7 mg/kg zjištěné v roce 1996.

Nikl

Hlavními antropogenními zdroji niklu do prostředí je spalování fosilních paliv, zejména uhlí, úpravny niklové rudy a spalovny odpadu.

Nikl je pravděpodobně esenciálním prvkem, ačkoliv neexistují žádné údaje o projevech nedostatku v organismu. Nejběžnějším zdravotním efektem niklu v populaci je při zvýšené expozici alergická kožní reakce (dermatitis), která je zjišťována zejména u žen. Podle WHO má asi 11 % žen kožní přecitlivělost na nikl. Karcinogenní účinky niklu byly

prokázány epidemiologickými studiiemi po inhalační expozici vysokým koncentracím niklu, neboť respirační trakt je cílovým orgánem, ve kterém dochází k retenci niklu s následným rizikem vzniku rakoviny dýchacího traktu. Sloučeniny niklu jsou proto na základě takových studií klasifikovány IARC jako prokázaný lidský karcinogen ve skupině 1, kovový nikl jako možný karcinogen ve skupině 2B. Pro karcinogenní účinky niklu po orální expozici nejsou žádné experimentální ani epidemiologické důkazy.

Zjištěné koncentrace niklu v ovzduší různých evropských a amerických měst jsou udávány mezi 9 a 60 ng/m³, přes 100 ng/m³ pak v industrializovaných oblastech. Ve 32 českých městech, kde probíhá monitoring kvality ovzduší, se koncentrace pohybují v rozmezí 1 až 86 ng/m³, což při použití objemu 20 m³ inhalovaného vzduchu denně představuje potenciální přívod 0,02–1,8 µg/den. Různé sloučeniny niklu jsou různě vstřebatelné, nelze proto stanovit retenci či absorpci v plicích. V kouři jedné cigarety byl podle publikovaných studií nalezen obsah asi 40 až 580 ng niklu. Jednotkové riziko inhalovaného niklu (riziko vzniku rakoviny v důsledku celoživotní inhalace ovzduší s koncentrací 1 µg/m³) je odhadováno WHO na $3,8 \times 10^{-4}$, pro města ČR činí teoretický odhad pravděpodobnosti vzniku rakoviny dýchacího traktu při celoživotní inhalační expozici 3,8 osoby z 10 milionů až 3,3 osoby ze 100 tisíc ($3,8:10^7$ – $3,3:10^5$).

V pitné vodě některých evropských zemí byly zjištěny koncentrace niklu 2–13 µg/l. V monitorovaných městech ČR, ve kterých sídlí asi jedna třetina obyvatel státu, jsou zjišťovány roční mediánové hodnoty koncentrace niklu od méně než 0,5 µg/l do 5,0 µg/l se střední hodnotou za všechna města 1,5 µg/l, představuje to přívod nejvýše 5 µg/den při uvažované konzumaci 1 litru pitné vody denně a nejvyšší roční střední hodnotě koncentrace. Nikl se však může uvolňovat do vody z nikl obsahujících rozvodů a armatur za vzniku koncentrací několika desítek µg/l po nočním stání.

Přijatelný denní přívod není JECFA FAO WHO stanoven. RfD US EPA (IRIS 2001) pro nikl a jeho rozpustné soli činí 20 µg/kg/den. Monitoringem zjištěný průměrný dietární přívod niklu v populaci ČR činil v roce 2000 asi 1,9 µg/kg/den (9,3 % RfD) a hodnotou 120 µg/den se pohybuje pod dolní hranicí intervalu přívodů, uváděných v jiných celkových dietárních studiích (200–300 µg/den). Absorpce niklu z trávicího traktu je odhadována přibližně na 15 %. Zjištěnými významnými zdroji niklu u nás jsou suché skořápkové plody, čokoláda, chléb a luštěniny.

Olovo

Nejvýznamnějším plošným zdrojem olova do prostředí bylo spalování alkylovaného olova v benzinech, které se tak dostalo přes ovzduší do všech komponent životního prostředí. Zdrojem lokálního zvýšení koncentrací olova mohou být slévárny, ocelárny, spalovny odpadů, a také spalování uhlí.

Účinky olova při vyšších expozicích (resp. při vyšších hladinách olova v krvi od cca 150–200 µg/l) jsou víceméně známy: inhibice některých enzymů, účinky na krevetvorbu, neurologické účinky, poškození funkce ledvin apod. Účinky při chronické expozici nízkým koncentracím ze životního prostředí byly popsány zejména u dětí, kde byl prokázán vliv na neurobehaviorální funkce. Byly rovněž pozorovány účinky na výši krevního tlaku a na kvalitu sluchu. Důkaz o karcinogenitě olova pro člověka není dostatečný, IARC zařazuje olovo do skupiny 2B.

Celkový přívod olova je v populaci ve velmi širokém intervalu v závislosti na zvycích či nevyhnutelných okolnostech, jako je např. konzumace plodin pěstovaných na olovem silně znečištěných plochách, bydliště v blízkosti zdrojů emisí olova (slévárny či hustá doprava), kouření apod.

Většina dospělých přijme největší množství olova potravou. Průměrný člověk v České republice má dietární expozici 3,8 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{týden}$ (35 $\mu\text{g}/\text{d}$), což představuje asi 15 % tolerovatelného týdenního přívodu (PTWI 25 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{týden}$). Odpovídá to přívodu zjišťovanému v jiných zemích, tj. pod 100 $\mu\text{g}/\text{den}$. Mezi nejzávažnější zdroje expozice u nás patří cereálie, brambory a plodová zelenina. Gastrointestinální absorpce olova je vysoce ovlivněna nutričními faktory, při nízkém přívodu vápníku, vitamínu D a železa se zvyšuje podíl vstřebaného olova do krve.

Příjem olova z pitné vody ze sledovaných vodovodů je zanedbatelný, činil v roce 2001 0,04 % PTWI (medián koncentrace 1 $\mu\text{g}/\text{l}$, 90 % odběrů mělo koncentraci do 3 $\mu\text{g}/\text{l}$). Takový obsah v pitné vodě se pohybuje na spodní hranici intervalu, udávaného v literatuře 1–60 $\mu\text{g}/\text{l}$. Ve starších domech vybavených olověnými trubkami pro rozvod vody však může docházet k významnému navýšení přívodu, obzvláště tam, kde je měkká nebo jinak agresivní voda. V současné době je ve spolupráci s Ministerstvem pro místní rozvoj připravován program cíleného vyhledávání a hodnocení stavu domovních olověných vodovodních rozvodů.

Zátěž olovem z ovzduší je v letech monitorování stabilní bez velkých výkyvů, spíše naznačující mírný pokles koncentrací, v roce 2001 nepřesáhly hodnotu 0,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a ve většině měst se pohybují v rozmezí 0,01–0,06 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, což představuje (při použití konzervativního scénáře) přívod asi 0,2–1,2 $\mu\text{g}/\text{den}$, tj. 0,08–0,4 % limitu PTWI. V literatuře se uvádí, že ve většině monitorovaných městských lokalit klesá pozvolna koncentrace olova v ovzduší po ukončení používání olovnatých aditiv v benzinech, signifikantní změny jsou patrné přibližně po deseti letech. Podle doporučení WHO by průměrná roční koncentrace olova v ovzduší neměla přesáhnout 0,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

U malých dětí nemusí být největším expozičním zdrojem potrava. Při nízké úrovni hygienických návyků může nezáměrným (v případech geofagie i záměrným) požíváním povrchové vrstvy půdy a půdního prachu na dětských hřištích a hracích plochách dojít k významnému navýšení celkové expozice olovu. V asociační a pilotní studii projektu Zdravotní rizika kontaminace půdy městských aglomerací (subsystém 8) bylo provedeno hodnocení zdravotní závažnosti kontaminace hracích ploch mateřských škol v Olomouci a Karviné. Při použití expozičních faktorů zpracovaných US EPA (1998) tj. odhadovaná konzumace 200 mg půdy denně s frekvencí expozice 210 dní v roce pro dítě o průměrné váze 15 kg, by mohla expozice dětí činit průměrně 17 %, resp. 14 % expozičního limitu. V nejnejpříznivějším případě nejvíce kontaminované školky by expozice olovu z půdy mohla činit asi 19 $\mu\text{g}/\text{den}$, což je 36 % expozičního limitu.

Hladiny olova v krvi jsou dobrým ukazatelem současné a nedávné zátěže olovem z prostředí (vzhledem k relativně krátkému poločasu olova v organismu 28–36 dní). Hematologické ani neurologické účinky pravděpodobně nelze očekávat u dospělých v hladinách pod 200 $\mu\text{g}/\text{l}$. U dětí však byly některými studii prokázány účinky na centrální nervový systém (kognitivní deficit, poškození sluchu), již při hodnotách kolem 100–150 $\mu\text{g}/\text{l}$. Dolní mez tohoto rozpětí je proto považována jako hraniční přijatelná a to pro děti i dospělé. Aby byla zajištěna maximální hladina 100 $\mu\text{g}/\text{l}$ alespoň u 98 % populace, hodnota mediánu koncentrace (50%ního kvantilu) by neměla přesáhnout 54 $\mu\text{g}/\text{l}$ krve.

Obsah olova v krvi dospělé české populace se pohybuje od roku 1996 na stabilní hodnotě mediánu kolem 40–50 $\mu\text{g}/\text{l}$ krve, (WHO uvádí obvyklé hodnoty 10–30 $\mu\text{g}/\text{l}$), 90 % populace má hodnotu do 80 $\mu\text{g}/\text{l}$. U dětí se medián hladiny olova v krvi pohyboval od roku 1996 do výše 40 $\mu\text{g}/\text{l}$, 90 % dětí mělo zjištěnou koncentraci pod 60 $\mu\text{g}/\text{l}$. Jedná se o děti školního věku, kde se již projevuje postupné klesání hladin olova oproti věku kolem dvou let, kdy obecně dochází k maximu přívodu olova do organismu a tedy k maximálním

hladinám olova v krvi. Navržené referenční hodnoty pro českou populaci na základě výsledků monitoringu v období 1996–2000 jsou 95 µg/l pro muže, 80 µg/l pro ženy a 60 µg/l pro děti.

Dobrym biomarkerem expozice olova v raném dětství jsou mléčné zuby. Medián koncentrace olova v mléčných zubech dětí ze čtyř měst ČR činil v roce 2000 1,39 µg/g (0,4 až 18,6 µg/g), což se neliší ani od výsledků předchozích let monitorování, ani od publikovaných údajů o evropské populaci.

Tabulka 4-17. Srovnání průměrné dietární expozice populace Velké Británie (běžná populace, vegetariáni) a hodnot PMTDI, PTWI, TDI podle WHO.

Prvek	průměrný dietární příjem (mg/den)	průměrný dietární příjem (mg/den)	PMTDI, PTWI or TDI * (mg/den)	
	Vegetariáni	Celková populace UK		
Arzén (celkový)	0.017	0.065	0.12 (PMTDI pouze pro anorg. As)	
Kadmium	0.015	0.012	0.06 (PTWI)	
Chrom	0.10	0.10	-	
Měď	1.3	1.2	30 (PMTDI)	
Olovo	0.015	0.026	0.21 (PTWI)	
Nikl	0.17	0.13	0.3 (TDI)	
Zinek	7.6	8.4	60 (PMTDI)	

* Hodnoty udávají tolerované denní příjmy (TDI) pro osobu hmotnosti 60 kg, odvozeno od hodnot PTWI, PMTDI nebo TDI podle WHO.

5. Charakteristika podkladových dat

Všechny matrice životního prostředí s výjimkou potravin byly vzorkovány k zajištění podkladových dat k výpočtům hodnocení rizik. Podkladová data pro zjištění expoziční cesty příjmem potravin byla získána jako hodnoty obsahů v rostlinách pěstovaných na zahrádkách pro vlastní spotřebu a dále jako průměrné hodnoty obsahů sledovaných prvků v potravním koši. U zeleniny, ovoce a masa byl poměr spotřeby domácích a kupovaných produktů odvozen na základě výsledků místních šetření.

Primární validovaná podkladová data jsou uvedena v přílohách.

5.1 Popisy zdrojových databází

Kapitola je tabulkovým přehledem zdrojových databází odběrů vzorků matric životního prostředí v rámci zájmového území. Zařazeny byly pouze ty databáze, které po validaci splnily podmínky pro hodnocení. Všechny lokality odběru vzorků ve zdrojových databázích jsou souřadnicově určeny v systému S-JTSK. Podrobnější údaje o metodikách prováděných šetření jsou uvedeny v kapitole 3.3.

Primární data jsou uvedena v přílohách zprávy.

5.1.1 Půdy, sedimenty

Název akce	Registr kontaminovaných ploch – základní průzkum
Zpracovatel	Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský
Sledované prvky	Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Co, Ni, Pb, V, Zn
Počty odběrů	71
Metoda analýz	2M HNO ₃
Rok provedení	1995
Data v příloze č.	3

Název akce	Registr kontaminovaných ploch - zahuštění
Zpracovatel	Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský
Sledované prvky	As, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Co, Ni, Pb, V, Zn
Počty odběrů	93
Metoda analýz	2M HNO ₃
Rok provedení	1994-2000
Data v příloze č.	3

Název akce	Průzkum kontaminace zahrádek a produktů
Zpracovatel	Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský
Sledované prvky	As, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Co, Ni, Pb, V, Zn
Počty odběrů	45
Metoda analýz	2M HNO ₃ , lučavka královská
Rok provedení	2001
Data v příloze č.	3

Název akce	Posouzení vlivu důlních vod na vodoteče a okolní pozemky
Zpracovatel	ÚNS, Malec a Rezek
Sledované prvky	As
Počty odběrů	21
Metoda analýz	2M HNO ₃
Rok provedení	2000
Data v příloze č.	1

Název akce	Bazální monitoring půd
Zpracovatel	Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský
Sledované prvky	As, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Co, Ni, Pb, V, Zn
Počty odběrů	2 x 3 na stejných bodech
Metoda analýz	2M HNO ₃ , lučavka královská, celkový obsah
Rok provedení	1995, 2001
Data v příloze č.	3

Název akce	Nepublikované analýzy
Zpracovatel	OHS Děčín (Bílek)
Sledované prvky	Ag, As, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sn, V, Zn
Počty odběrů	3
Metoda analýz	2M HNO ₃
Rok provedení	1966
Data v příloze č.	1

Název akce	Obnova funkce krajiny ... (diplomová práce)
Zpracovatel	Jihočes. univerzita (Brzáková)
Sledované prvky	As, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Co, Ni, Pb, V, Zn
Počty odběrů	4
Metoda analýz	2M HNO ₃
Rok provedení	2000
Data v příloze č.	1

Název akce	Výzkumný projekt
Zpracovatel	ÚNS Malec – Rezek, 2000
Sledované prvky	As, Fe
Počty odběrů	7
Metoda analýz	2M HNO ₃
Rok provedení	2000
Data v příloze č.	1

Název akce	Výzkumný projekt
Zpracovatel	ÚNS Malec – Rezek, 2001
Sledované prvky	As, Cd,
Počty odběrů	4
Metoda analýz	2M HNO ₃
Rok provedení	2001
Data v příloze č.	1

Název akce	Malín, předpolí štoly 14 pomocníků
Zpracovatel	Geoservis Kutná Hora (Hušpauer)
Sledované prvky	As, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Co, Ni, Pb, V
Počty odběrů	3
Metoda analýz	2M HNO ₃ , lučavka královská
Rok provedení	2000
Data v příloze č.	1

Název akce	Kontaminované pozemky v k. ú. Libenice, Starý Kolín a Hlízov
Zpracovatel	OHS Kolín (Vlková)
Sledované prvky	As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn
Počty odběrů	5
Metoda analýz	2M HNO ₃
Rok provedení	1994
Data v příloze č.	1

Název akce	Návrh kritérií na komplexní zhodnocení starých hald ...
Zpracovatel	ÚNS (Pauliš a Malec)
Sledované prvky	As, Cd, Cu, Pb, Zn
Počty odběrů	4
Metoda analýz	lučavka královská
Rok provedení	1998
Data v příloze č.	1

Název akce	Monitoring nekontrolovaných výronů důlní vody z dolu Kaňk
Zpracovatel	OÚ Kutná Hora (Zvolánek)
Sledované prvky	As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn
Počty odběrů	2
Metoda analýz	lučavka královská
Rok provedení	2002
Data v příloze č.	1

Název akce	Určení obsahu arzenu (Cd, Zn a dalších škodlivin) v půdách a v povrchových vodách v prostoru mezi Kaňkem, Hlízovem a Malínem
Zpracovatel	Kozubek P. - Pácal Z.
Sledované prvky	As, Cd, Cu, Fe, Zn (půdy)
Počty odběrů	68
Metoda analýz	lučavka královská
Rok provedení	2003
Data v příloze č.	1

Název akce	Určení obsahu arzenu (Cd, Zn a dalších škodlivin) v půdách a v povrchových vodách v prostoru mezi Kaňkem, Hlízovem a Malínem
Zpracovatel	Kozubek P. - Pácal Z.
Sledované prvky	As, Cd, Cu, Fe, Zn (sedimenty)
Počty odběrů	9
Metoda analýz	lučavka královská
Rok provedení	2003
Data v příloze č.	5

Název akce	Riziková analýza a monitorování složek ŽP v KH a okolí
Zpracovatel	EKOTOXA - ÚNS
Sledované prvky	As, Cd, Cu, Pb, Zn
Počty odběrů	64
Metoda analýz	lučavka královská
Rok provedení	2002, 2003
Data v příloze č.	4

5.1.2 Haldový materiál

Název akce	Hodnocení starých hald po těžbě
Zpracovatel	ÚNS (Pauliš - Malec, 1998, Malec, 1999)
Sledované prvky	As, Cd, Cu, Pb, Zn
Počty odběrů	16
Metoda analýz	lučavka královská
Rok provedení	1998 - 1999
Data v příloze č.	7

Název akce	Hodnocení starých hald po těžbě
Zpracovatel	ÚNS (Malec et al., 1999)
Sledované prvky	As, Cd, Cu, Pb, Zn
Počty odběrů	7
Metoda analýz	celkový obsah
Rok provedení	1999
Data v příloze č.	7

Název akce	Hodnocení starých hald po těžbě
Zpracovatel	ÚNS (Malec et al., 1999)
Sledované prvky	As, Cd, Cu, Pb, Zn
Počty odběrů	7
Metoda analýz	výluh 2M HNO ₃
Rok provedení	1999
Data v příloze č.	7

Název akce	Obnova funkce krajiny ... (diplomová práce)
Zpracovatel	Jihočes. univerzita (Brzáková)
Sledované prvky	As, Cd, Cu, Pb, Zn
Počty odběrů	6
Metoda analýz	výluh 2M HNO ₃
Rok provedení	2000
Data v příloze č.	7

Název akce	Riziková analýza a monitorování složek ŽP v KH a okolí
Zpracovatel	EKOTOXA - ÚNS
Sledované prvky	As, Cd, Cu, Pb, Zn
Počty odběrů	37
Metoda analýz	lučavka královská
Rok provedení	2002, 2003
Data v příloze č.	8

5.1.3 Podzemní vody

Název akce	Zdroje pitné vody - studny
Zpracovatel	Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský
Sledované prvky	As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn, Al, Fe
Počty odběrů	17
Metoda analýz	celkové obsahy
Rok provedení	2001
Data v příloze č.	25

Název akce	Zdroje pitné vody - studny
Zpracovatel	KH Stč.
Sledované prvky	As, Cd, Sb
Počty odběrů	141
Metoda analýz	celkové obsahy
Rok provedení	2002
Data v příloze č.	26

5.1.4 Povrchové vody

Název akce	Určení obsahu arzenu (Cd, Zn a dalších škodlivin) v půdách a v povrchových vodách v prostoru mezi Kaňkem, Hlízovem a Malínem
Zpracovatel	Kozubek P. - Pácal Z.
Sledované prvky	As, Cd, Cu, Fe, Zn
Počty odběrů	21
Metoda analýz	celkový obsah
Rok provedení	2003
Data v příloze č.	27

5.1.5 Rostliny

Název akce	Průzkum kontaminace zahrádek a produktů
Zpracovatel	Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský
Sledované prvky	As, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Co, Ni, Pb, V, Zn
Počty odběrů	45 lokalit, 100 vzorků
Metoda analýz	celkové obsahy
Rok provedení	2001
Data v příloze č.	12-21

Název akce	Riziková analýza a monitorování složek ŽP v KH a okolí
Zpracovatel	EKOTOXA - ÚNS
Sledované prvky	As, Cd, Cu, Pb, Zn
Počty odběrů	24
Metoda analýz	celkový obsah
Rok provedení	2002, 2003
Data v příloze č.	24

5.1.6 Ovzduší

Název akce	Hodnocení prašnosti z plošných zdrojů v oblasti Kutná Hora
Zpracovatel	KHS Stč. kraje (Krahulcová et al.)
Sledované prvky	As Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V, Zn
Počty odběrů	25 (2x)
Metoda analýz	celkové obsahy v prašném spadu
Rok provedení	2001
Data v příloze č.	-

Název akce	Sledování atmosférické depozice
Zpracovatel	Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský
Sledované prvky	As Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V, Zn
Počty odběrů	3 lokality – roční spady
Metoda analýz	celkové obsahy v prašném spadu
Rok provedení	1996-2001
Data v příloze č.	-

Název akce	Riziková analýza a monitorování složek ŽP v KH a okolí
Zpracovatel	EKOTOXA
Sledované prvky	As Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V, Zn
Počty odběrů	3 kampaně na 11 lokalitách (po sektorech)
Metoda analýz	celkové obsahy v prašnosti
Rok provedení	2002 - 2003
Data v příloze č.	28-30

6. Statistická a komparační hodnocení dat v návaznosti na limitní a referenční hodnoty

Statistické hodnocení výsledků a srovnávání skutečně zjišťovaných hodnot s referenčními (nejlépe legislativně platnými) hodnotami poskytuje základní informace o možných rizicích a je doplňující informací k vlastním výsledkům rizikové analýzy.

6.1 Půdy, haldový materiál, sedimenty

Z referenčních dat pro půdy (kapitola 4) bylo použito především platných legislativních hodnot podle vyhlášky č. 13/96 Sb., a dále srovnání s průměrnými hodnotami pro ČR. Z výsledků je zřejmé to, co je deklarováno již v úvodních kapitolách, tedy že geologické podloží, potažmo půdy a materiály hald jsou zdrojem kontaminace prostředí v daném území.

Primární data obsahů sledovaných rizikových prvků v půdách ze všech prováděných šetření jsou k dispozici v přílohách 1 – 5 a základní statistické vyhodnocení v příloze 6. Pro haldový materiál jsou výsledky v přílohách 7 a 8 a statistické vyhodnocení v příloze 9.

Pro vyhodnocení překročení limitních hodnot (preventivní limitní hodnoty) bylo navrženo 5 intervalů obsahů pro každý prvek a tyto intervaly pak byly interpretovány mapově jako průměrné obsahy v půdě na plochu produkčního bloku, popřípadě bodově tam, kde byl odběr vzorků prováděn mimo větší zemědělské plochy (především zahrádky pro vlastní produkci). Tato interpretace je provedena v mapových přílohách 2 – 6.

Vyhodnocení As (mapová příloha 2, intervaly viz tabulka):

As

0-20	< limit
20,01-40	limit x 2
40,01-100	limit x 5
100,01-400	limit x 10
> 400	> 10 x limit

Pod hodnotou preventivního limitu se nachází pouze 5,5 % všech vzorků a jsou to vzorky z okrajového sektoru 1 (Starý Kolín). 90,4 % vzorků přesahuje limitní hodnotu podle vyhl. č. 13/94 Sb. Oba limity jsou často přesahovány mnohonásobně a to nejvíce v sektorech 3, 5, 9. Podle tohoto způsobu vyhodnocení se jednoznačně jedná o nejzávažnější kontaminant.

Vyhodnocení Cd (mapová příloha 3, intervaly viz tabulka):

Cd

0,0-0,5	< limit
0,51-1,0	limit x 2
1,01-1,5	limit x 3
1,51-2,0	limit x 4
>2	> 4 x limit

Pouze cca 16 % vzorků splňuje preventivní limitní hodnotu a nad legislativně danou limitní hodnotou se nachází 65 % vzorků, nejvíce v sektorech 3, 4, 5, 9. Kadmium spolu se zinkem jsou podle tohoto vyhodnocení po arzenu nejzávažnější kontaminanty.

Vyhodnocení Cu (mapová příloha 4, intervaly viz tabulka):

Cu

0-60	< limit
60,01-120	limit x 2
120,01-180	limit x 3
180,01-240	limit x 4
> 240	> 4 x limit

Měď je z hodnocených prvků relativně nejméně závažným kontaminantem, přesto však je 22 % vzorků nad legislativní limitní hodnotou. Nejvíce nadlimitních vzorků je v sektorech 4 a 9.

Vyhodnocení Pb (mapová příloha 5, intervaly viz tabulka):

Pb

0-60	< limit
60,01-120	limit x 2
120,01-180	limit x 3
180,01-240	limit x 4
> 240	> 4 x limit

Cca 37 % vzorků překračuje legislativně danou limitní hodnotu, pod úroveň preventivního limitu je necelých 24 vzorků. Nejvíce jsou zatíženy sektory 3, 4, 9, a sever sektoru 11.

Vyhodnocení Zn (mapová příloha 6, intervaly viz tabulka):

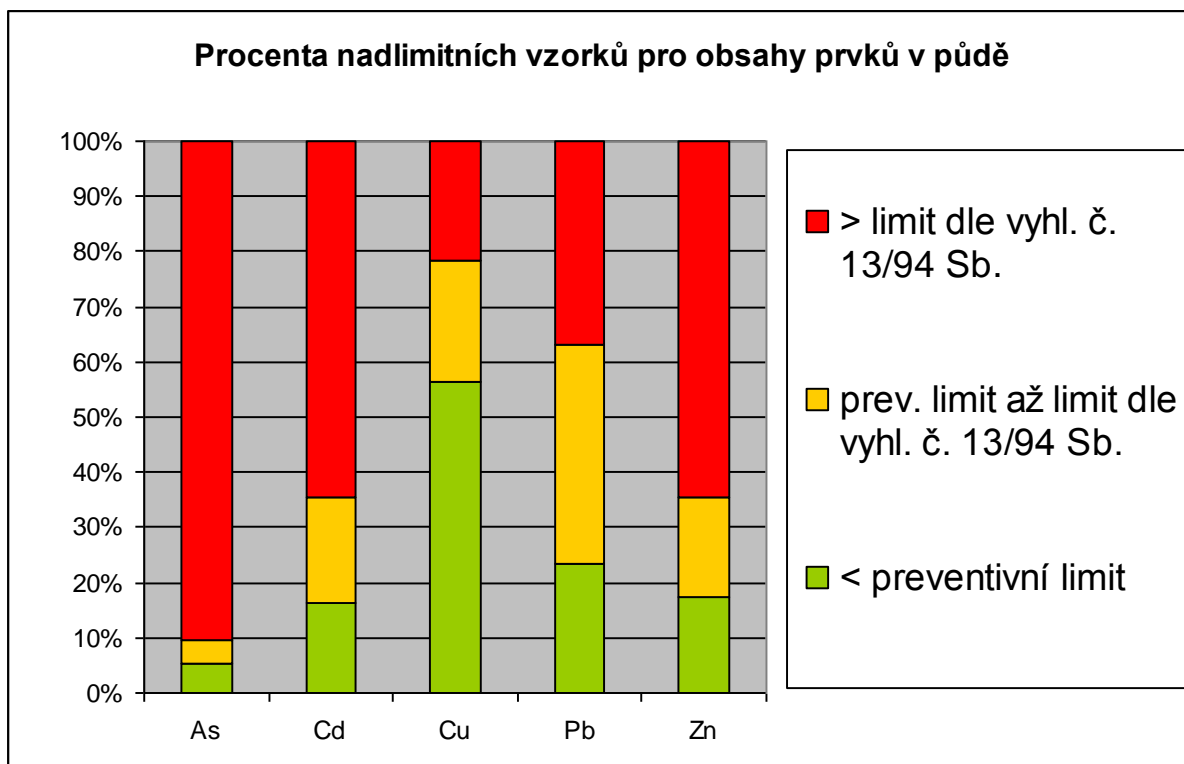
Zn

0-120	< limit
120,01-240	limit x 2
240,01-360	limit x 3
360,01-480	limit x 4
>480	> 4 x limit

Zinek je možno hodnotit shodně jako kadmium jak z hlediska procentického zastoupení počtu vzorků v hodnocených třídách, tak z hlediska výskytu nadlimitních vzorků v jednotlivých sektorech.

Přehledně je procento nadlimitních vzorků (č. 13/94 Sb.) vyjádřeno na obrázku 6-1. Znázorněn je též interval pro rozmezí preventivní limit až limit podle vyhlášky.

Obrázek 6-1.



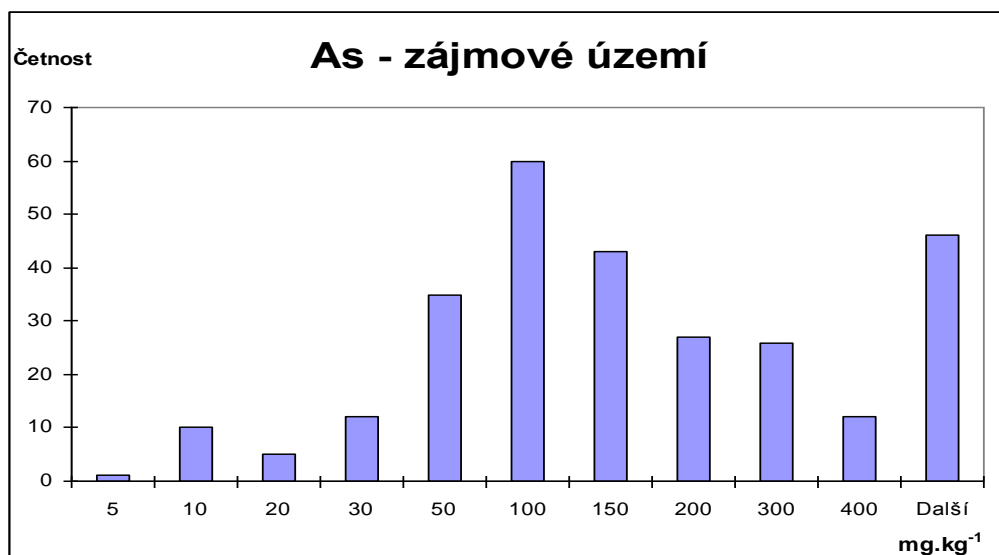
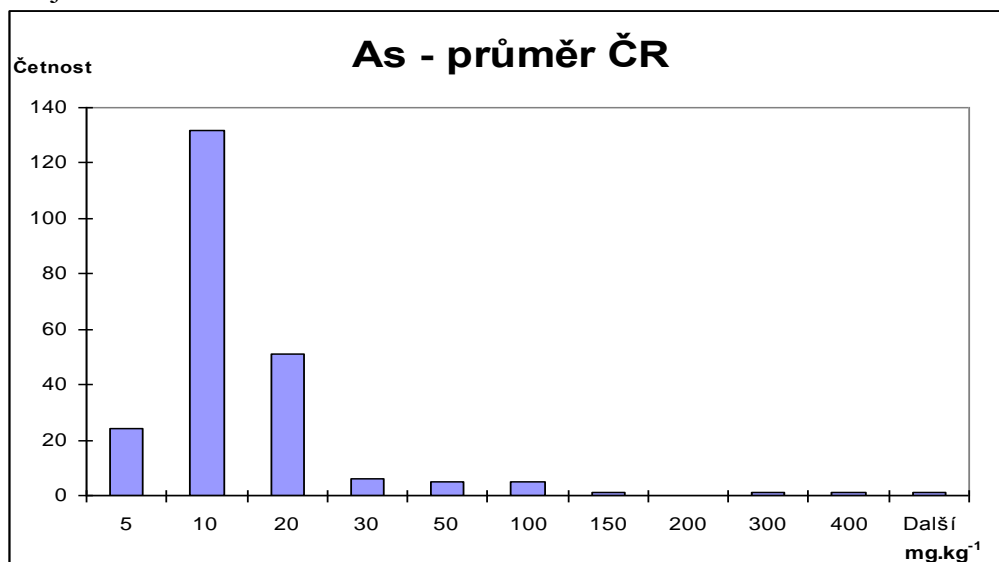
Srovnání základních statistických ukazatelů obsahů prvků v půdách v ČR a v půdách a materiálech hald v zájmovém území ukazuje tabulka 6-1. I z tohoto hlediska je nejzávažnějším kontaminantem arzén, u kterého jsou průměrné hodnoty v půdách v zájmovém území cca 40 x a mediány cca 16 x vyšší než pro území ČR. Dále je to kadmium (průměr 13 x, medián 7 x vyšší), zinek (průměr 9 x, medián 5 x vyšší), olovo (průměr 8 x, medián 5 x vyšší), a měď (průměr 6 x, medián 3 x vyšší). U chromu, rtuti a niklu hodnoty obsahů pro dané území odpovídají běžným obsahům.

Tabulka 6-1. Srovnání základních statistických ukazatelů obsahů prvků v půdách v ČR a v půdách a materiálech hald v zájmovém území.

prvek	obsah prvku (mg.kg ⁻¹)								
	ar. průměr			medián			max.		
	ČR půdy	Kutná Hora		ČR půdy	Kutná Hora		ČR půdy	Kutná Hora	
		půdy	haldy		půdy	haldy		půdy	haldy
As	10,73	440,83	2715,74	7,3	113,97	1142,34	268,3	20250,00	20300,91
Cd	0,29	3,69	6,67	0,2	1,31	3,78	2,7	108,00	52,20
Cr	39,06	27,34	-	33,15	26,50	-	373	75,16	-
Cu	20,25	119,81	765,86	17,15	49,68	83,01	111	8682,50	6542,90
Hg	0,105	0,18	-	0,08	0,12	-	--	1,41	-
Ni	21,84	21,23	-	19,75	20,00	-	128	88,32	-
Pb	22,86	179,98	880,17	19,9	106,54	542,63	149	4935,00	5247,55
Zn	68,22	632,31	3832,47	62,65	299,46	950,14	379	11000,00	32702,00

Pro arzén bylo provedeno srovnání zájmové území – ČR i prostřednictvím distribučních diagramů se stejnými kategoriemi tříd. (Obrázek 6-2). Zatímco pro běžné půdy je nejvíce zastoupená třída hodnot 5 – 10 mg.kg⁻¹, pro zájmové území je to třída 50 – 100 mg.kg⁻¹, s významným zastoupením i ve vyšších třídách.

Obrázek 6-2. Distribuční diagramy - porovnání hodnot obsahů As v půdách ČR a v zájmovém území.



Relativní i absolutní zátěž půd sledovanými rizikovými prvky pro jednotlivé sektory je patrná z obrázku 6-3. Jsou zde vyjádřeny aritmetické průměry a intervaly spolehlivosti pro obsahy prvků v jednotlivých sektorech a pro porovnání i za soubor pozorovacích ploch bazálního monitoringu půd ÚKZÚZ za celou ČR. U arzenu, kadmia, mědi, olova a zinku jsou obsahy v půdách statisticky významně vyšší prakticky u všech sektorů v porovnání s úrovní obsahů v půdách ČR. Nejvíce jsou zatíženy sektory 3, 4, 8 a 9, tedy sektory s největším zastoupením starých hald a výsypek. Nejméně jsou naopak zatíženy sektory 1, 2, 7, 10 a 11, tedy sektory okrajové, s převahou zemědělsky obhospodařovaných pozemků.

Vysoké obsahy As v polích, táhnoucích se na SZ od Kutné Hory až ke Kolínu, jsou patrně způsobeny primárně vysokým přírodním pozadím (jemně rozptýlenými sulfidy v podložních horninách - pyrit, arsenopyrit).

U chromu a niklu se obsahy mezi sektory v zásadě neliší a jsou v mezích průměrných hodnot za ČR. Zvýšené hodnoty v sektoru 11 jsou důsledkem zvýšeného obsahu Cr i Ni pouze v jednom vzorku, přičemž celkově jsou pro tyto prvky k dispozici analýzy pouze ve dvou vzorcích. U rtuti jsou průměrné obsahy v půdě u většiny sektorů mírně vyšší než je přirozené pozadí (hodnoty za ČR), statisticky významné zvýšení je však pouze v sektorech 7 a 9, vzhledem k mírnému zvýšení pravděpodobně bez významného rizika.

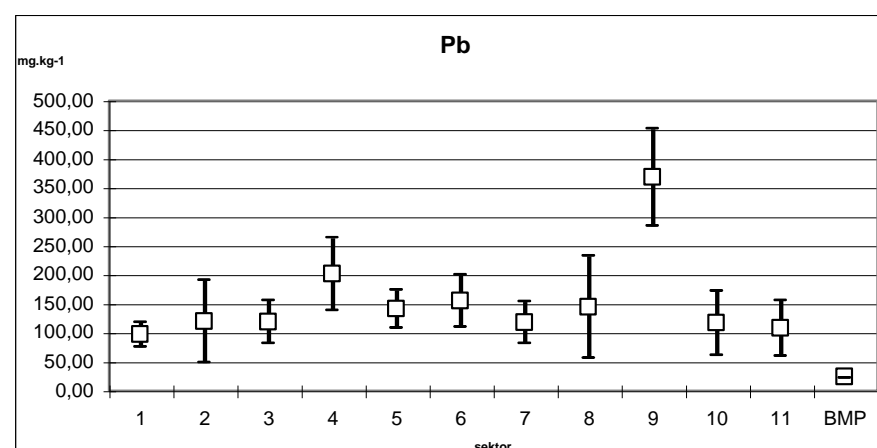
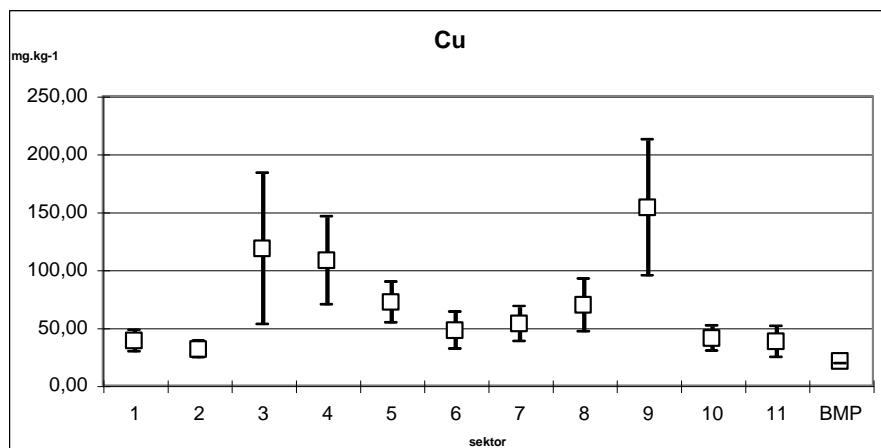
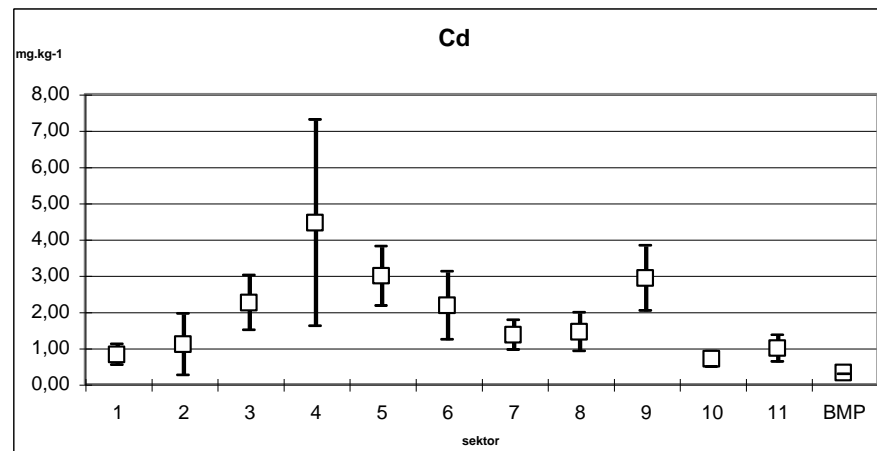
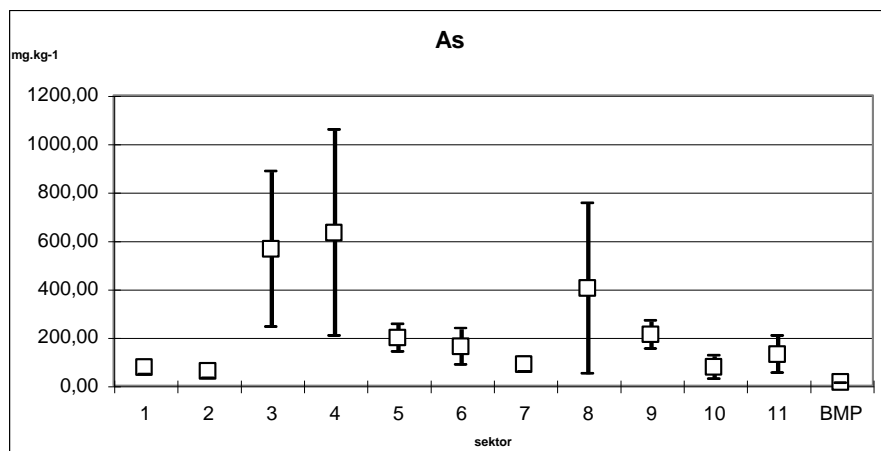
Z hlediska polohopisného je možno zvláště vysoké obsahy prvků sledovat na těchto místech:

- podél dolního toku Vrchlice mezi Sedlcem a Karlovem (příčina nejasná, možná úlety z nedalekých historických hutí nebo kaly z blízké ČOV ?),
- pod severním úpatím Kaňku mezi Hlízovem, Libenicemi a Starým Kolínem (patrně hlavně z důlních vod, vytékajících v minulosti na toto území; j. od Hlízova asi z vod prosakujících haldami na svazích Kaňku),
- v okolí historických hutí na Karlově, u Grunty a u Markoviček (úlety z pražených rud),
- v prostoru rudních pásem, na nichž bylo větší množství minerálů, tvořených těmito prvky (materiál z rozvlečených hald a/nebo přírodní pozadí),
- v okolí středověkých úpraven rudy mezi Kaňkem a Libenicemi (rozprašené rudní minerály nebo průsaky z hald Staročeského pásma, ležících výše ve svahu a obsahujících velká množství rozkládajících se rudních minerálů),
- podél horního toku Beránky z. od Malína (z Fe-okrů, vyhrnutých z koryta potoka),
- severně od Nových Dvorů v místě bývalého rybníka a jižně od Malína (příčiny nejasné).

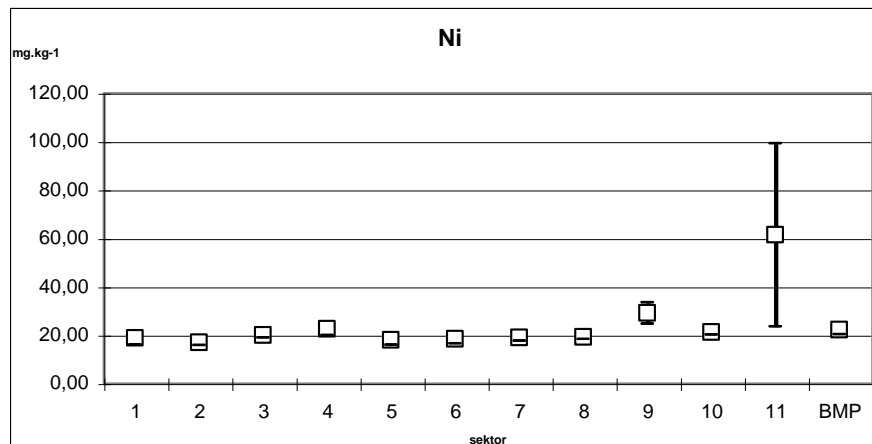
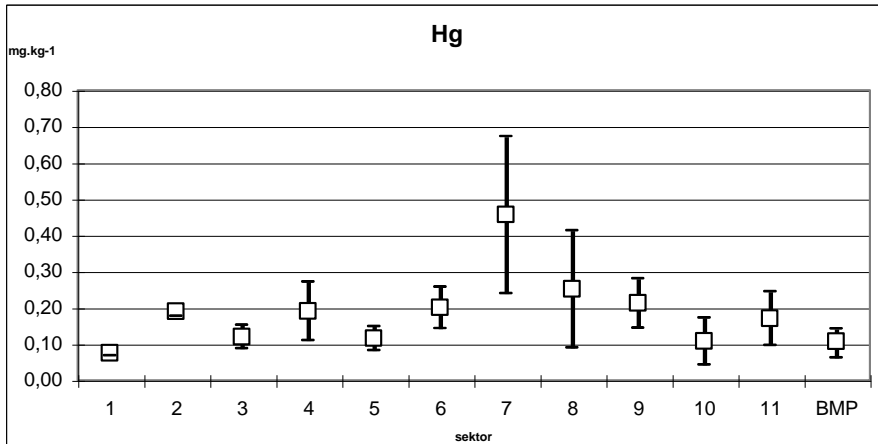
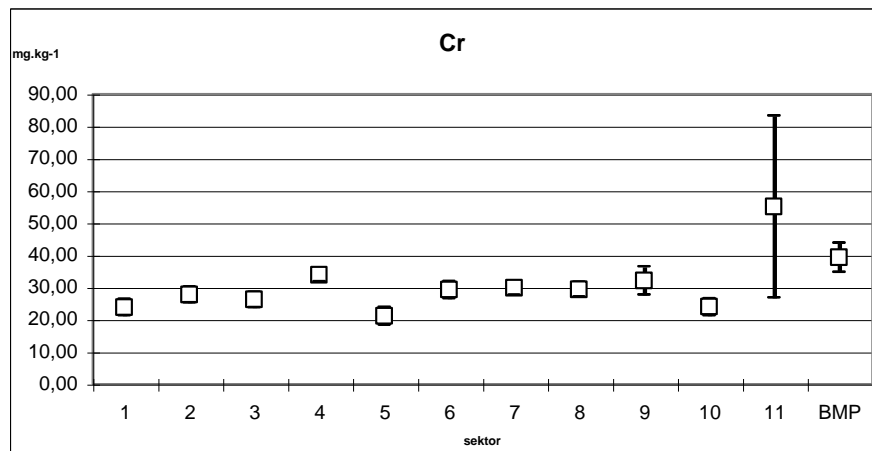
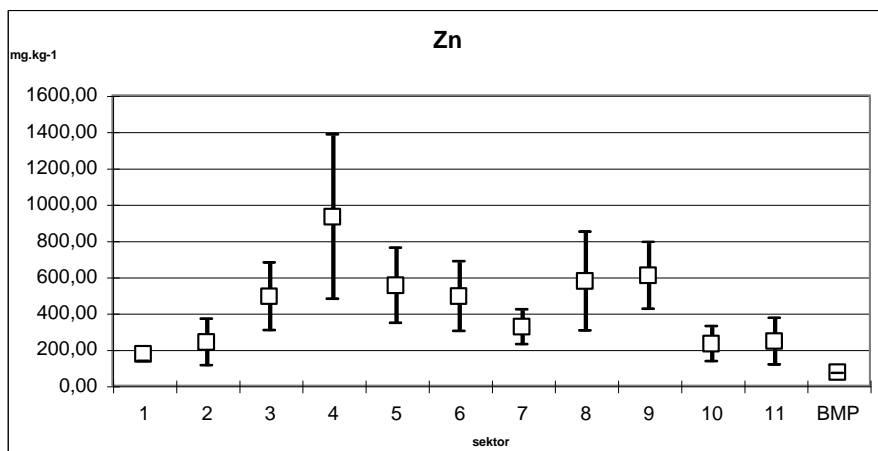
Významným zdrojem zátěže půd rizikovými prvky, zejména arzenem mohou být říční sedimenty, které se při čištění koryta ukládají na okolní pozemky. To je velmi dobře dokumentováno výsledky šetření, které prováděli Kozubek, Pácal, (2003). Na obrázku 6-3. jsou znázorněny průběhy obsahů prvků ve dvou vrstvách půd (0 – 30 cm a 30 – 100 cm), odebíraných kolem vodních toků Šífovky, Beránky a Libenického potoka. U Šífovky pak byly odebrány vzorky v kolmici na vodní tok i ve vzdálenosti 30 m. Zejména pro As je evidentní, jak jsou břehové partie výrazně více zatíženy, s patrným rozdílem mezi horní a dolní vrstvou. U vzdálenějších odběrů jsou již obsahy podstatně nižší a prakticky bez rozdílu mezi vzorkovanými vrstvami. Obsahy rizikových prvků v sedimentech a v půdách s aplikovanými sedimenty (Beránka, Klejnárka, Šífovka) jsou presentovány v tabulkových přílohách 10 a 11.

Stanovení rizikosti zjišťovaných obsahů v půdě pro potravní řetězec je problematické z důvodu mnoha dalších faktorů, které se podílejí na příjmu prvků rostlinou z půdy. Matematické modely výpočet tohoto rizika zahrnují. Na souboru dat ÚKZÚZ (Mareš 2001) lze velmi orientačně vyvodit, že ke zvýšenému riziku kontaminace rostlinné produkce dochází v zájmovém území především u arzénu, kadmia a olova a to řádově od těchto hodnot obsahů v půdě (výluh lučavkou): As $\approx 500 \text{ mg.kg}^{-1}$, Cd $\approx 1,5 \text{ mg.kg}^{-1}$, Pb $\approx 100\text{--}200 \text{ mg.kg}^{-1}$. Tyto hodnoty přibližně odpovídají navrženým limitním hodnotám MPC z hlediska ochrany potravního řetězce (tab. 4-4.). plochu Rozsah území, na kterém jsou uvedené obsahy překročeny lze odhadnout z mapových příloh 2 až 6. Blíže viz též tabulkové a grafické přílohy ke kapitole 6.2.

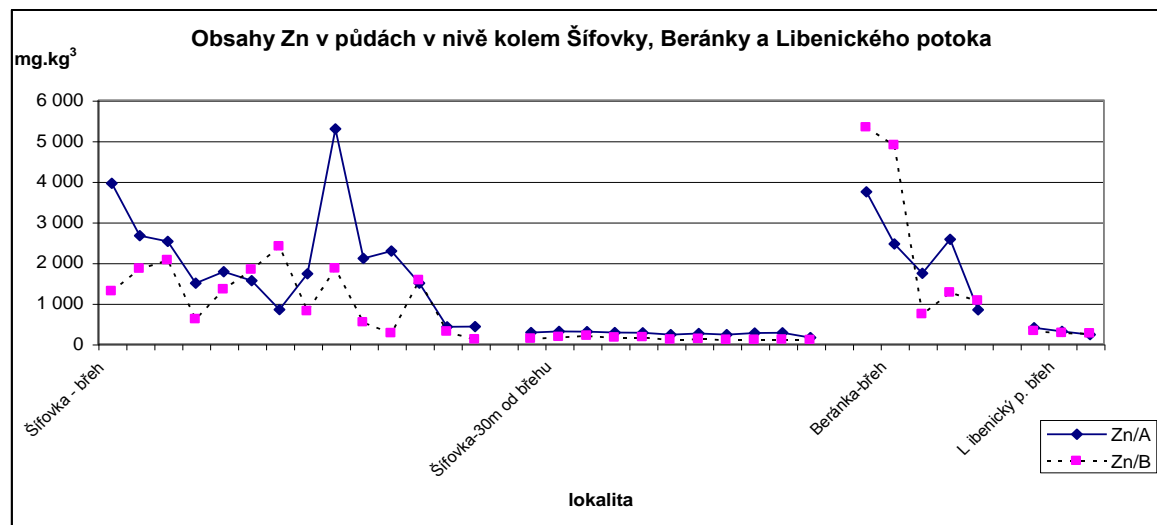
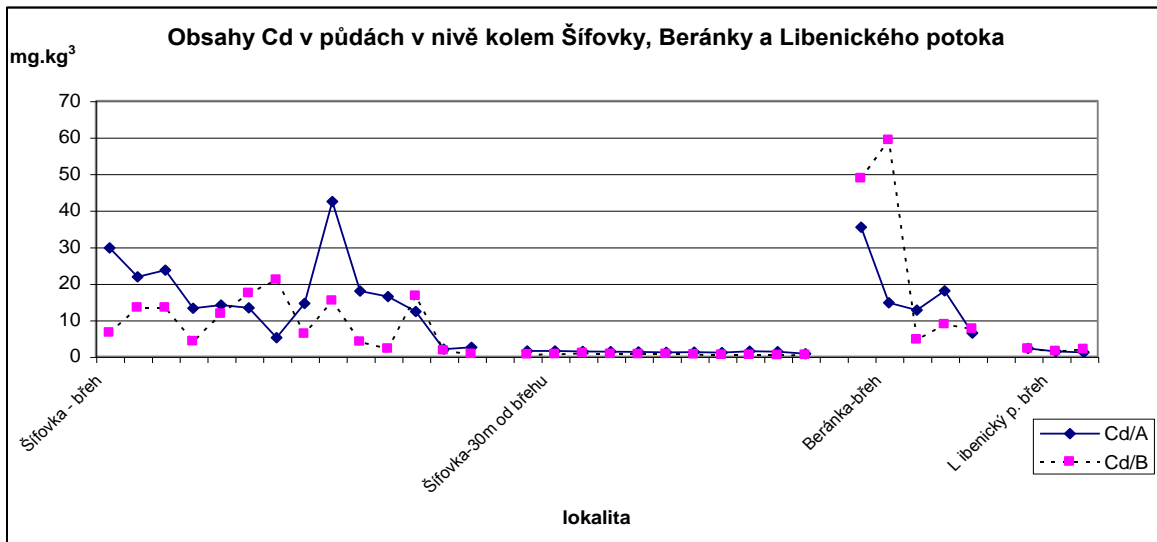
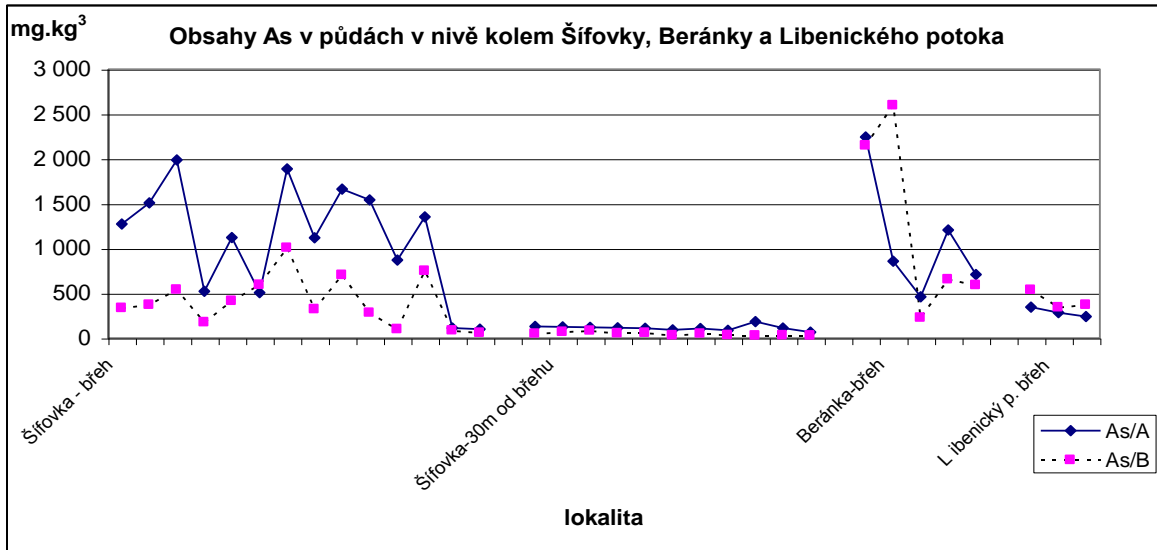
Obrázek 6-3. Aritmetické průměry a intervaly spolehlivosti pro sledované rizikové prvky v rámci jednotlivých sektorů a srovnání s hodnotami pro půdy celé ČR (výsledky bazálního monitoringu půd – BMP – ÚKZÚZ)



Obrázek 6-3. Aritmetické průměry a intervaly spolehlivosti pro sledované rizikové prvky v rámci jednotlivých sektorů a srovnání s hodnotami pro půdy celé ČR (výsledky bazálního monitoringu půd – BMP – ÚKZÚZ)



Obrázek 6-4. Obsahy As, Cd a Zn v půdách v nivách kolem vodotečí



A = vrstva 0 – 30 cm, B = vrstva 30 – 100 cm

Obsahy rizikových prvků v sedimentech byly získány jednak odběry vzorků materiálu, který byl vyhrnut z vodního toku na břeh a deponován na stávající zeminu a jednak odběry vzorků vlastních sedimentů ze dna vodních toků. Výsledky odběrů deponovaných sedimentů (příloha 5, příloha 10) jsou komentovány výše v návaznosti na hodnocení půd. Pro vlastní sedimenty bylo k dispozici omezené množství dat (příloha 11, Kozubek, Pácal, 2003). zvýšené až extrémně vysoké hodnoty obsahu As jsou nacházeny v toku Beránky u výpustí ze Štoly 14-ti pomocníků – pod výpustí až $10\,000\text{ mg.kg}^{-1}$ As, nad výpustí cca 2000 mg.kg^{-1} . Jsou to hodnoty, které vysoce přesahují hodnoty obsahů v zatížených půdách v zájmovém území. Takto zvýšené hodnoty jsou dále nacházeny i pro kadmium a zinek. Rizikovost vysokých obsahů v sedimentech je pravděpodobně relativně nízká vzhledem k nízkému nebezpečí expozice. Proto nebyly vzorky sedimentů zahrnuty do celkového výpočtu zdravotních rizik, kde by mohly být příčinou nežádoucího zkruslení. V každém případě je však nepřijatelné, aby byly sedimenty z vodních toků při čištění ukládány na okolní zemědělské půdy sloužící k produkčním účelům. To je významným a dokladovaným zdrojem kontaminace půd (viz obr. 6-4) a potenciální kontaminace rostlin. Tyto sedimenty musí být ukládány na skládky jako nebezpečný odpad.

Souběžně s půdou a sedimenty byly vzorkovány, analyzovány a vyhodnocovány materiály haldovin. Základní výsledky obsahů rizikových prvků jsou uvedeny v přílohách 7 a 8, statistické vyhodnocení podle sektorů v příloze 9. Orientačně je materiál haldovin spolu s půdami vyhodnocen v tabulce 6.1.

Často se jedná o rozvlečené haldoviny a směs haldoviny s půdami, což je nutno zohlednit při zpracování a hodnocení výsledků. Přesto je zcela evidentní, že materiál haldovin je významným zdrojem kontaminace nejen půd, ale všech složek prostředí. U arzénu, zinku a olova je v haldovinách v průměru cca 5 – 10 x vyšší obsah než v půdách, dvojnásobně až trojnásobně je také vyšší obsah u kadmia a mědi.

Materiály haldovin byly vyhodnoceny podle kritérií znečištění zemin podle Metodického pokynu odboru pro ekologické škody Ministerstva životního prostředí ČR, kategorie C (obrázek 6-5, kritéria uvedena v tabulce 4-2). Pro As je více než 90 % vzorků nad limitem pro kategorii průmyslové využití, pro kategorii využití obytné plochy vyhovuje méně než 5% vzorků. U ostatních prvků je situace příznivější, u olova však stále více než 30 % vzorků nevyhovuje kritériu C průmyslové, u mědi a zinku je to přes 10 % a u kadmia < 5%. Kategorii C – obytné plochy vyhovuje pro olovo cca 40 % vzorků, pro zinek cca 80 %, pro měď cca 83% a pro kadmium cca 95 % vzorků. Vyhodnocení podle preventivních limitů a limitů podle vyhlášky č. 13/94 Sb. je v tomto případě bezpředmětné, protože v podstatě všechny vzorky překračují hodnoty obou limitů pro As, 90 % vzorků pro Cd, Pb a Zn a kolem 50 % pro Cu.

Na lokalitách kde se nacházejí bývalé haldy by se proto zemědělská výroba měla provozovat pouze výjimečně a kontrolovaně a též využití k obytným a rekreačním účelům by mělo být omezené a jednotlivé případy by měly být konkrétně posouzeny.

Vyhodnocení kontaminace materiálu hald podle sektorů je pomocí aritmetických průměrů a intervalů spolehlivosti provedeno na obrázku 6-6. V některých sektorech údaj chybí, protože v nich haldy nejsou umístěny. Nejvyšší obsahy arzénu jsou zaznamenány v sektorech 3, 4 a 8, což se shoduje s vyhodnocením zátěže půd a dokladuje haldoviny jako zásadní zdroj kontaminace. Podobná shoda je zřejmá u mědi (nejvíce zatížené sektory pro půdy i haldoviny 3 a 9). U ostatních prvků je shoda méně evidentní. V případě zinku je významně vyšší obsah u sektoru 9, u olova jsou obsahy vyrovnanější, bez statisticky významných rozdílů.

Výsledky odběrů individuálních vzorků povrchového materiálu hald jsou v mapových přílohách 7 – 11. V obsazích sledovaných prvků se často projevuje rozdílné složení rud v

jednotlivých částech revíru, ale ne bez výjimek. Důvodem je snad selektivní těžba rud v různých dobách. Struskové haldy se většinou vyznačují vysokými obsahy Cu, Pb a Zn. Variabilitu obsahů prvků, která vyplývá z mapových příloh je možno vysvětlit takto:

As: zvláště vysoké obsahy As jsou v oblasti Kaňku, tj. tam, kde je v rudině výrazně hojnější výskyt arsenopyritu a kde haldy často obsahují druhotné minerály As. Relativně nejnižší obsahy As jsou na Kuklíku (sz. okraj revíru), kde má ruda minerály As vzácně. Také na struskových haldách jsou koncentrace As relativně nízké, protože strusky obsahují arsenu málo (vytěkal při hutnění).

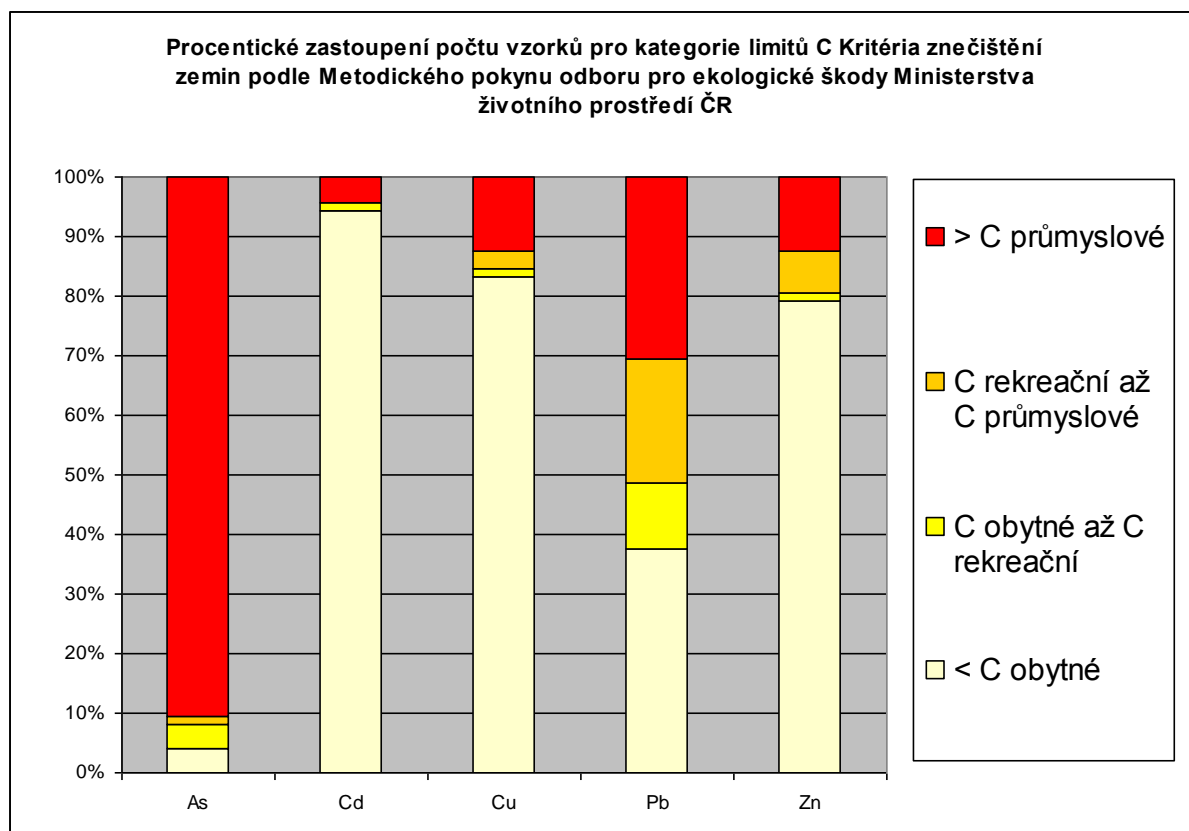
Cd: vysoké obsahy Cd jsou poněkud častější v severní části revíru, kde je v rudách hojný sfalerit se zvýšenými obsahy Cd; ve středověku nebyl zužitkován a končil na haldách.

Cu: nejvyšší obsahy Cu jsou na struskových haldách; příčinou je přítomnost ryzí mědi a druhotných minerálů Cu ve struskách. Vysoké obsahy Cu jsou také na jednotlivých haldách, kde je zřejmě poněkud větší zastoupení chalkopyritu, jakožto hlavního nositele Cu.

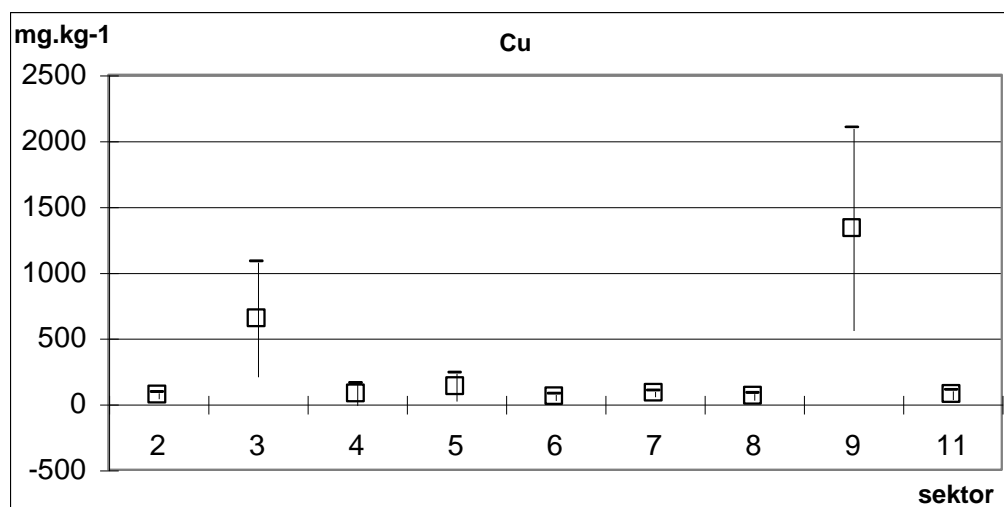
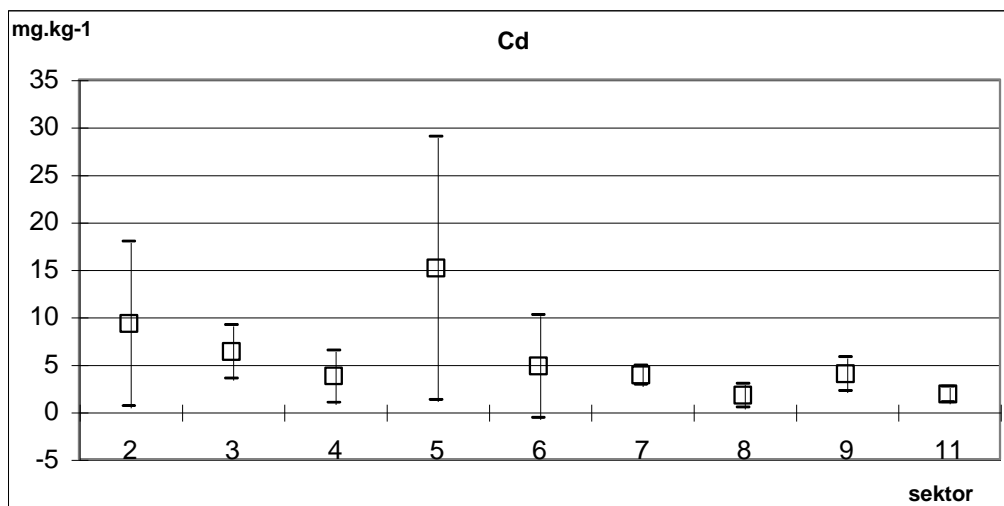
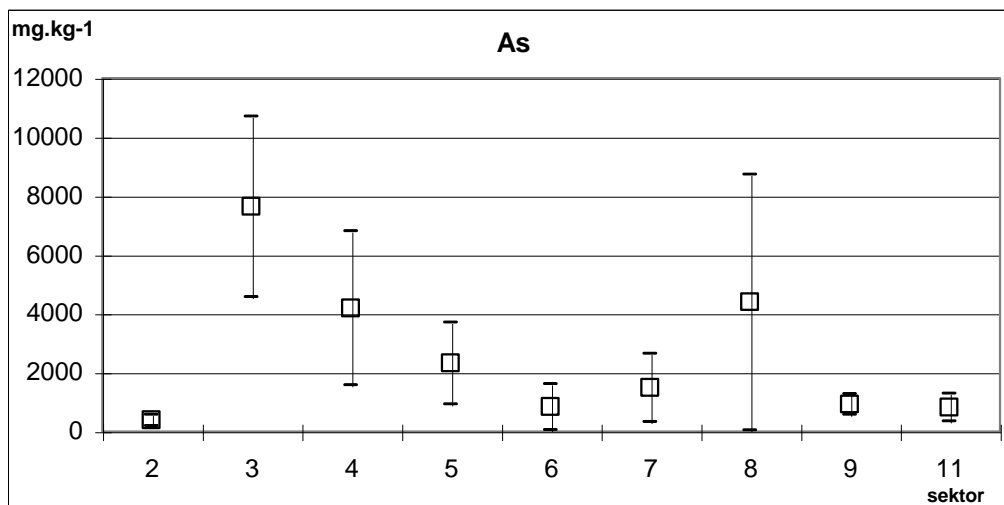
Pb: nejvyšší obsahy Pb jsou na některých místech, kde se v rudě primárně vyskytovalo větší množství galenitu aj. nositelů Pb, tj. na Rejském a Kuklickém pásmu a na Skalce (sz., s. a sv. okraj revíru). Kupodivu nejsou vysoké obsahy Pb na haldách Grejfského, Roveňského a Oselského pásma (střední a jižní část revíru), kde byl v rudách galenit také hojný - patrně byly haldy lépe přebrány. Vysoké obsahy Pb jsou také na většině struskových hald (kromě relativně novějších hald z údolí Vrchlice).

Zn: obsahy Zn na haldách jsou víceméně rovnoměrné na všech rudních pásmech, i když v severní části revíru by vzhledem ke složení rud bylo možno očekávat vyšší obsahy častěji.

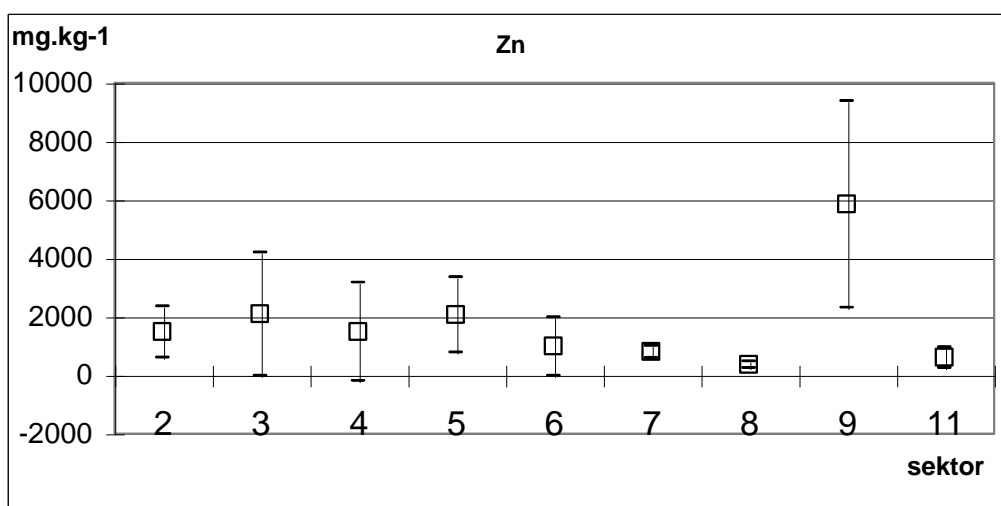
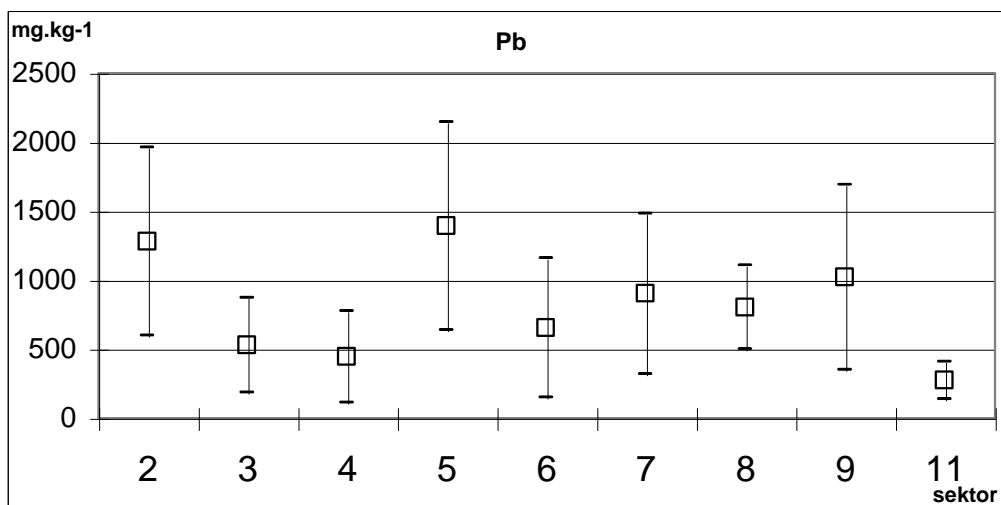
Obrázek 6-5



Obrázek 6-6. Aritmetické průměry a intervaly spolehlivosti ($P=0,95$) pro obsahy sledovaných prvků v povrchovém materiálu hald podle jednotlivých sektorů



Obrázek 6-6. Pokračování



6.2 Rostliny, potraviny

Výsledky všech šetření na obsahy rizikových prvků v rostlinné produkci v zájmovém území jsou uvedeny v přílohách 12 – 24. Tyto obsahy byly vyhodnocovány podle platných limitních hodnot pro potraviny (vyhláška č. 53/2002) a pro krmiva (vyhl. č. 451/2000 Sb.). V normálních podmínkách dochází k překročení limitních hodnot výjimečně. Z výsledků bazálního monitoringu půd (Sáňka, 2002) vyplývá, že v běžných podmínkách zemědělské výroby dochází k překročení limitních hodnot pro potraviny nebo krmiva řádově kolem 1- 2% případů. Na kontaminovaných plochách je to ve více než 10 % případů. U šetření ÚKZÚZ (Mareš 2002) došlo u sledované plodiny mrkev k překročení potravinářských limitů alespoň pro jeden prvek cca ve 30 % a u salátu v 21 % případů (tabulka 6-2). Také u zemědělských plodin sledovaných na plochách bazálního monitoringu půd došlo za sledované období k překročení na všech třech plochách alespoň pro jeden prvek a jednu plodinu. (tabulka 6-3). V tabulkách jsou presentovány pouze prvky u nichž došlo k překročení.

U nově odebíraných vzorků rostlin byly hodnoceny hlavně krmivářské suroviny. Zde je nejvíce překračován limit pro As v cukrové řepě (6 případů z 9) a v krmné řepce (3 případy ze 4). U krmné řepky došlo dále k překročení ve dvou případech u kadmia a v jednom případě u olova. Přehledně jsou lokality odběru vzorků rostlin, u kterých došlo k překročení limitních hodnot zobrazeny v mapové příloze 13 s vyznačením příslušného prvku i plodiny.

Z hlediska překračování limitních hodnot pro krmiva a potraviny je nejzávažnější v zájmové oblasti olovo a arzén, méně kadmium. U arzénu dochází k překročení limitních obsahů v plodinách až při extrémních obsazích v půdě, u olova a kadmia i při méně násobném navýšení v půdě v porovnání s arzémem. K řádově vyšším obsahům těchto prvků v rostlinách v zájmovém území dochází i ve srovnání s průměrnými hodnotami (kap. 4.4.). Poněkud problematická je interpretace nadlimitních hodnot obsahů chrómu. V uvedených třech vzorcích salátu a jednom vzorku okurek byly zjištěny hodnoty vymykající se hodnotám běžně zjišťovaným, navíc bez vztahu k hodnotám v půdě.

Závislost obsahů sledovaných prvků v rostlinách na jejich obsazích v půdě ukazují tabulky 6-4 a 6-5 a obrázek 6-7. Z výsledků sledování ÚKZÚZ jsou vyhodnoceny pouze salát a mrkev u kterých bylo k dispozici dostatek měření. U grafické závislosti jsou vyhodnoceny prvky arzén a kadmium. Z tabulek je patrné, že signifikantní závislost se projevuje pro mrkev pouze u arzénu, pro salát u arzénu, olova a mědi. To je pravděpodobně dáno vysokým rozsahem hodnot obsahů v půdě pro tyto prvky, kdy závislost se zjišťuje až při zahrnutí velmi nízkých i velmi vysokých hodnot. Velmi dobře je to patrné u arzénu, který je obecně rostlinami špatně přijímán a závislost půda – rostlina bývá nízká. V daném případě je však závislost vytvořena zahrnutím několika extrémně vysokých hodnot. Dále je patrné, že podíl příjmu všech prvků rostlinou klesá se zvyšujícím se obsahem prvku v půdě (klesající hodnota transfer faktoru na pravé ose y na obrázcích 6-7). U nově odebíraných vzorků (rok 2002) taktéž nebyla zjištěna závislost obsahu prvku v rostlině na obsahu prvku v půdě. Ke zvýšení v rostlině došlo pouze v případě extrémního obsahu v půdě (1 lokalita), a to u všech pěti sledovaných prvků.

Z uvedených dat, obrázků a tabulek lze velmi orientačně vyvodit, že ke zvýšenému riziku kontaminace rostlinné produkce dochází v zájmovém území především u arzénu, kadmia a olova a to řádově od těchto hodnot obsahů v půdě (výluh lučavkou): As $\approx 500 \text{ mg.kg}^{-1}$, Cd $\approx 1,5 \text{ mg.kg}^{-1}$, Pb $\approx 100\text{-}200 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Tabulka 6-2. Hodnocení výsledků obsahů rizikových prvků v rostlinách z odběrů ÚKZÚZ 2001 ve srovnání s limitními hodnotami dle vyhlášky č. 53/2002, která stanoví nejvyšší přípustná množství látek v potravinách. Zařazeny jsou pouze plochy s překročením limitních hodnot.

Celkové počty analyzovaných vzorků pro jednotlivé plodiny:

mrkev 43, salát 33, rajčata 7, brambory 6, okurky 4, zelí 3, kadeřávek 2, celer, cuketa a brokolice po 1 vzorku.

As

plodina	plocha č.	obsah v půdě mg.kg^{-1} , lučavka	obsah v rostlině (mg.kg^{-1} č. hm).	NPM (PM) (vyhl. 53/2002)
kadeřávek	14	564,60	0,949	0,5
mrkev	4	859,34	0,504	0,5
mrkev	17	1 440,00	0,950	0,5
mrkev	20	2 116,00	0,832	0,5
salát	16	1 445,00	1,404	0,5
salát	17	1 440,00	1,126	0,5
salát	25	204,60	1,048	0,5

Pb

plodina	plocha č.	obsah v půdě mg.kg ⁻¹ , lučavka	obsah v rostlině (mg.kg ⁻¹ č. hm).	NPM (PM) (vyhl. 53/2002)
brokolice	14	373,90	0,126	0,1
kadeřávek	14	373,90	0,934	0,1
kadeřávek	15	123,80	0,174	0,1
mrkev	5	189,90	0,103	0,1
mrkev	6	167,60	0,112	0,1
mrkev	8	99,32	0,103	0,1
mrkev	10	196,90	0,121	0,1
mrkev	11	200,30	0,602	0,1
mrkev	15	373,90	0,103	0,1
mrkev	22	409,20	0,262	0,1
mrkev	34	201,50	0,119	0,1
mrkev	35	461,70	0,127	0,1
mrkev	40	80,10	0,1365	0,1
rajčata	4	94,14	0,1088	0,1
salát	25	129,00	0,57	0,3
salát	35	461,70	0,3456	0,3
salát	36	363,80	0,39	0,3
salát	41	102,70	0,4212	0,3

Cr

plodina	plocha č.	obsah v půdě mg.kg ⁻¹ , lučavka	obsah v rostlině (mg.kg ⁻¹ č. hm).	NPM (PM) (vyhl. 53/2002)
okurky	42	18,68	0,73	0,2
salát	34	17,72	0,32	0,2
salát	35	24,30	0,27	0,2
salát	43	14,32	0,63	0,2

U ostatních prvků a plodin nadlimitní obsahy nebyly zjištěny.

Tabulka 6-3. hodnocení výsledků bazálního monitoringu ÚKZÚZ – vybrané vzorky rostlin, u nichž došlo k překročení limitních hodnot pro krmiva nebo potraviny – překročení limitu vyznačeno tučně.

plodina	plocha číslo	Rok odběru	obsah v půdě mg.kg ⁻¹ , lučavka				obsah v rostlině (mg.kg ⁻¹ 1), 2)).			
			As	Cd	Pb	Zn	As	Cd	Pb	Zn
pšenice - sláma 1)	2905	2000	396,90	5,89	541,56	961,74	2,32	0,349	0,51	79,14
pšenice - sláma 1)	2905	1997	396,90	5,89	541,56	961,74	3,11	0,13	0,35	38,9
pšenice - zrno 2)	2904	1997	73,77	1,55	53,59	191,71	0,09	0,265	0,34	26,54
pšenice - zrno 2)	2905	2000	396,90	5,89	541,56	961,74	0,27	0,323	0,18	53,93
řepa cukr.-chrást 1)	2903	2001	98,57	1,87	152,95	668,51	2,10	0,13	2,82	24,55
pšenice (zrno) 2)	2903	2000	98,57	1,87	152,95	668,51	0,16	0,064	0,27	24,36
pšenice - zrno 2)	2905	1997	396,90	5,89	541,56	961,74	0,09	0,180	0,34	49,13

1) 88% sušina - krmiva

2) čerstvá hmota - potraviny

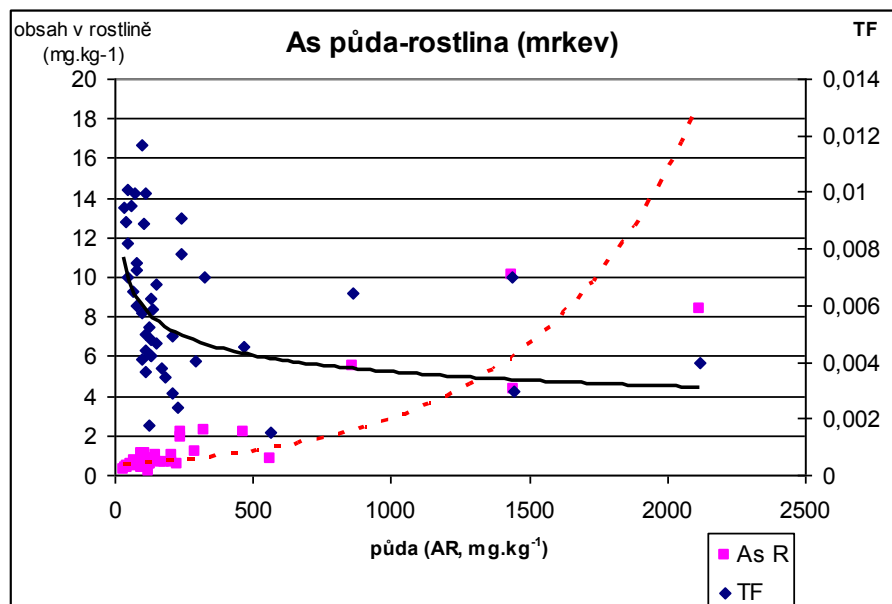
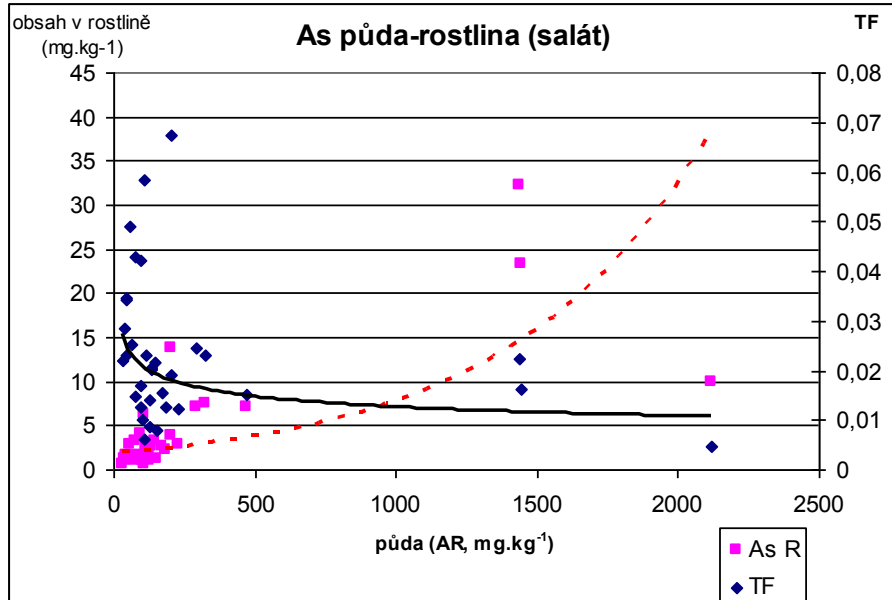
Tabulka 6-4. Matice korelačních koeficientů pro závislost obsahů prvků v půdě a v rostlině - mrkev

	As P	Cd P	Cr P	Cu P	Hg P	Ni P	Pb P	Zn P	As R	Cd R	Cr R	Cu R	Hg R	Ni R	Pb R
As P	1,00														
Cd P	0,30	1,00													
Cr P	-0,14	-0,31	1,00												
Cu P	0,32	0,27	-0,01	1,00											
Hg P	-0,03	-0,03	-0,10	0,23	1,00										
Ni P	-0,15	-0,18	0,90	-0,08	-0,09	1,00									
Pb P	-0,07	0,36	0,16	0,66	0,36	0,12	1,00								
Zn P	0,34	-0,02	-0,13	0,03	-0,13	-0,17	-0,02	1,00							
As R	0,91	0,19	-0,11	0,21	-0,11	-0,14	-0,16	0,21	1,00						
Cd R	-0,30	-0,09	0,30	-0,04	-0,04	0,31	0,11	-0,15	-0,28	1,00					
Cr R	-0,04	0,11	0,17	-0,06	-0,25	0,26	-0,03	0,00	0,01	0,22	1,00				
Cu R	0,13	0,19	-0,25	0,05	-0,19	-0,21	-0,01	0,15	0,16	-0,04	0,01	1,00			
Hg R	-0,07	-0,15	0,15	0,25	0,32	-0,04	0,25	-0,06	-0,08	0,11	-0,06	0,01	1,00		
Ni R	-0,02	-0,16	0,56	-0,02	-0,11	0,66	0,05	-0,15	0,07	0,41	0,41	-0,13	0,03	1,00	
Pb R	-0,16	-0,04	0,13	0,14	0,08	0,15	0,37	-0,22	-0,12	0,02	0,15	0,15	0,14	0,25	1,00
Zn R	0,04	0,22	-0,10	0,38	0,00	-0,12	0,31	-0,03	-0,01	0,36	0,11	0,01	0,14	0,14	-0,05

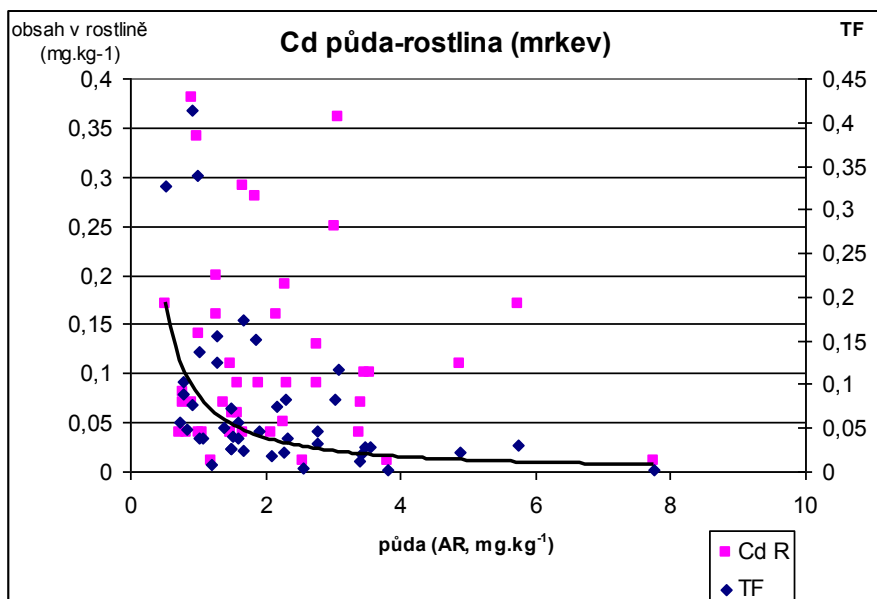
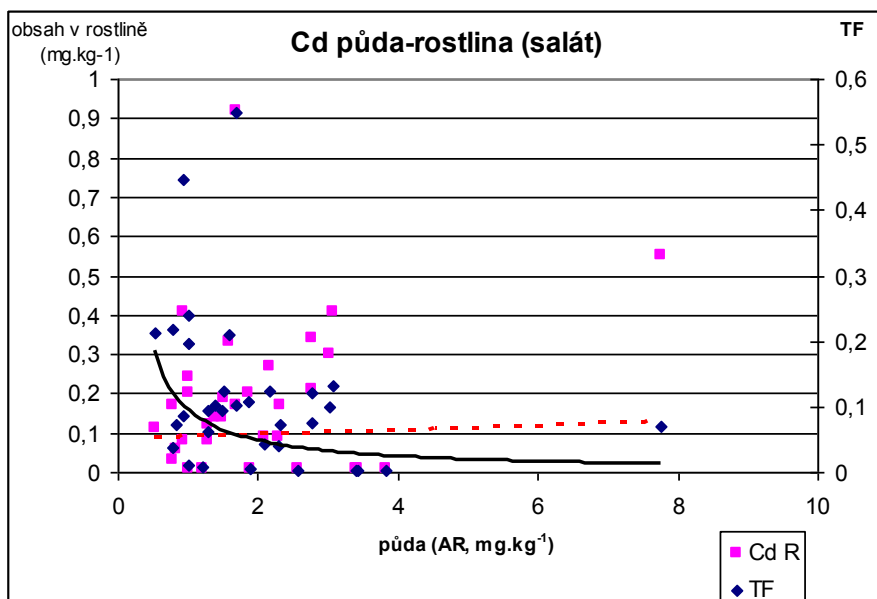
Tabulka 6-5. Matice korelačních koeficientů pro závislost obsahů prvků v půdě a v rostlině - salát

	As P	Cd P	Cr P	Cu P	Hg P	Ni P	Pb P	Zn P	As R	Cd R	Cr R	Cu R	Hg R	Ni R	Pb R
As P	1,00														
Cd P	0,26	1,00													
Cr P	-0,13	-0,33	1,00												
Cu P	0,35	0,35	-0,14	1,00											
Hg P	-0,02	0,02	-0,07	0,27	1,00										
Ni P	-0,15	-0,18	0,95	-0,14	-0,08	1,00									
Pb P	-0,09	0,26	0,13	0,76	0,51	0,15	1,00								
Zn P	0,34	-0,16	-0,11	0,08	-0,13	-0,16	-0,19	1,00							
As R	0,75	0,25	-0,13	0,10	-0,14	-0,14	-0,14	-0,01	1,00						
Cd R	-0,25	0,26	0,31	0,03	0,02	0,47	0,20	-0,12	-0,28	1,00					
Cr R	0,02	0,65	-0,14	0,34	0,02	-0,06	0,35	-0,27	0,08	0,25	1,00				
Cu R	0,14	0,23	-0,12	0,71	0,03	-0,18	0,49	-0,08	0,04	-0,04	0,26	1,00			
Hg R	0,25	0,05	-0,06	0,14	0,45	-0,11	0,23	-0,18	0,47	-0,12	0,00	0,12	1,00		
Ni R	-0,06	0,69	-0,04	0,31	0,00	0,07	0,37	-0,27	-0,04	0,35	0,96	0,22	-0,04	1,00	
Pb R	0,01	0,19	0,10	0,44	0,10	0,13	0,52	-0,21	0,29	0,01	0,31	0,49	0,39	0,27	1,00
Zn R	0,08	0,17	-0,08	0,37	0,00	-0,09	0,33	-0,32	0,31	-0,07	0,27	0,60	0,19	0,19	0,70

Obrázek 6-7. Závislost obsahu prvků v rostlině na obsahu prvku v půdě. Grafické vyjádření výsledků šetření ÚKZÚZ pro arzén a kadmium v mrkvi a salátu. Na ose x vpravo je vyjádřena závislost na transfer faktoru (TF). Obsahy v půdě jsou v extraktu lučavkou královskou, v rostlinách jsou to celkové obsahy v sušině.



Obrázek 6-7. Pokračování



6.3 Vody

Povrchové vody nejsou používány v širším měřítku k zálivce ani ke koupání. Tam, kde je zaveden vodovod je pitná voda ve všech parametrech odpovídající vyhlášce č. 376/2000 Sb., příloha č. 1. (Stehlík, 2003, osobní konzultace). Riziko vyplývající z kontaminace vod je proto hodnoceno především jako orální příjem vody ze soukromých studní, v menší míře jako

dermální příjem z povrchových vod. Podrobně se hodnocením rizik kontaminace podzemních vod zabývá zpráva Havel a kol. (2002).

Do vyhodnocení pitné vody byly zahrnuty výsledky vyšetření celkem 158 vzorků studničních vod (šetření ÚKZÚZ 2001 – 17 vzorků, šetření Krajská hygiena Stč. – 141 vzorků).

Šetření ÚKZÚZ metodicky navazovalo na odběry vzorků půd a rostlin a bylo provedeno plošně po celém zájmovém území. Z těchto 17 vzorků vykázalo 6 vzorků nadlimitní hodnotu pro As, jeden vzorek nadlimitní hodnotu pro Cd a dva vzorky nadlimitní hodnotu pro Ni (vyhláška č. 376/2000 Sb.). Všechny výsledky odběrů jsou uvedeny v přílohách 25-27.

Šetření krajské hygieny bylo zaměřeno na obce nebo části obcí, kde není zaveden vodovod nebo je voda ze soukromých studní využívána jako pitná. Takto bylo vyšetřeno celkem 141 vzorků vod, ve kterých byly stanoveny ze sledovaných prvků pouze As a Cd. Výsledky hodnocení podle vyhlášky č. 376/2000 Sb. ukazuje tabulka 6-6. Lokality všech odběrů se znázorněním nadlimitních vzorků pro As a Cd jsou uvedeny v mapové příloze 12.

Tabulka 6-6. Celkové počty vzorků studničních vod a počty vzorků překračujících limitní hodnoty podle vyhlášky č. 376/2000 Sb.

obec, část obce	počet vzorků celkem	počet nadlimitních vzorků	
		As	Cd
Hlízov	98	34	9
Kaňk	1	1	0
Karlov	16	7	0
Malín	26	8	0
celkem	141	50	9

Z obou šetření vyplývá, že podzemní vody jsou významně kontaminovány arzenem, přibližně jedna třetina odebraných vzorků v obou šetřeních vykazuje pro tento prvek nadlimitní hodnoty. Dále se vyskytují nadlimitní hodnoty v menším počtu případů pro Cd a výjimečně pro Ni.

Do hodnocení povrchových vod bylo zahrnuto pouze 21 vzorků z toku Beránky a Šifovky (šetření Kozubek, Pácal, 2003). Z uvedeného počtu nevyhovuje limitu (Nařízení vlády č. 61/2003, příloha 3, uvedeno v tabulce 4-10) 7 vzorků pro As. Obsah Cd a Zn byl stanovován ve 14 vzorcích z čehož nevyhovujících bylo 5 vzorků pro každý prvek. Obsah Cu byl vyhovující ve všech 9 vzorcích, ve kterých byl tento prvek analyzován.

6.4 Ovzduší

Výsledky sledovaných parametrů v ovzduší jsou přehledně uvedeny v přílohách 28 a 29 (prašnost) a 30a a 30b (rizikové prvky a statistické vyhodnocení). Mapově jsou výsledky interpretovány v mapových přílohách 14 – 18 (prvky podle sektorů) a v příloze 19 (TSP podle sektorů).

Nařízení vlády č. 350/2002 Sb. Stanovuje imisní limity pro suspendované částice (PM₁₀) a pro čtyři rizikové prvky: As, Cd, Ni, Pb. (Tabulka 4-15 a 4-16). Naměřené hodnoty koncentrací Cd, Ni, Pb se pohybují ve všech sektorech zájmového území na úrovních cca o 1 až 2 řády nižších než udávají limitní hodnoty pro roční průměry (hodnoty za jednotlivé kampaně i průměry za tři týdenní kampaně). U As jsou ve většině sektorů naměřené hodnoty cca na 1/3 limitních hodnot. K překročení limitní hodnoty došlo pouze v jednom případě u sektoru 3 (Kaňk) ve třetí kampani měření a to včetně povolené tolerance. Takto v sektoru 3 překročila základní limitní hodnotu (6 µg.m⁻³) i průměrná hodnota za tři kampaně, hodnota s tolerancí

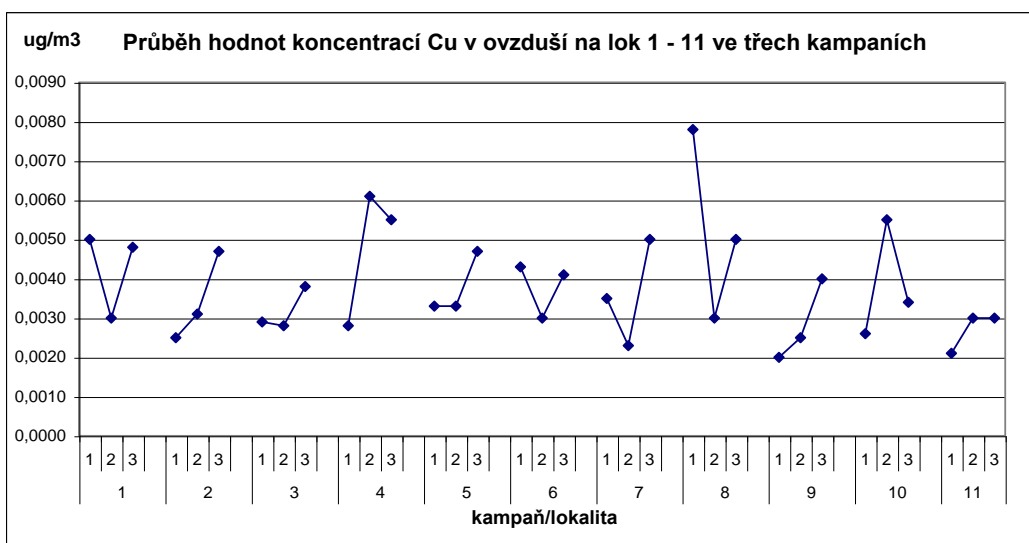
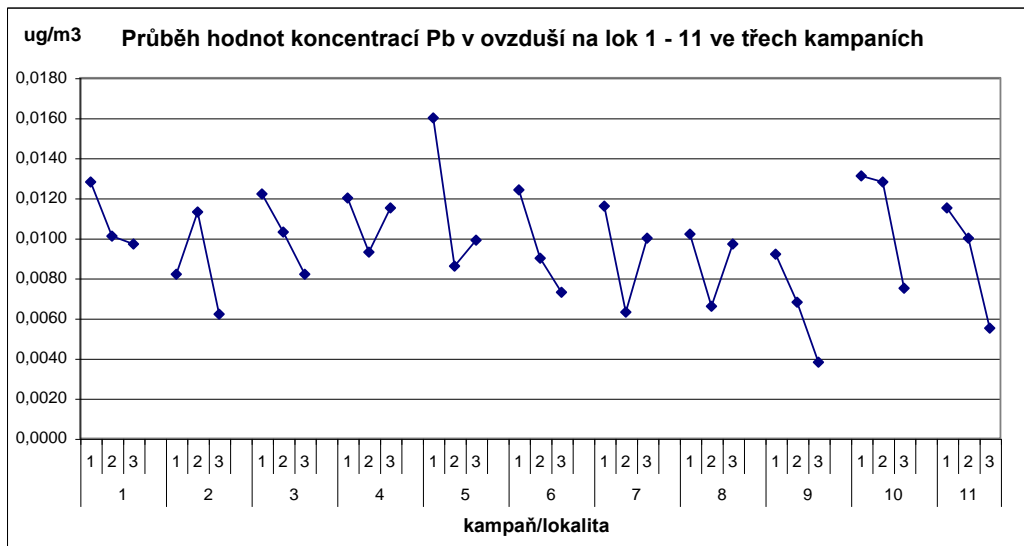
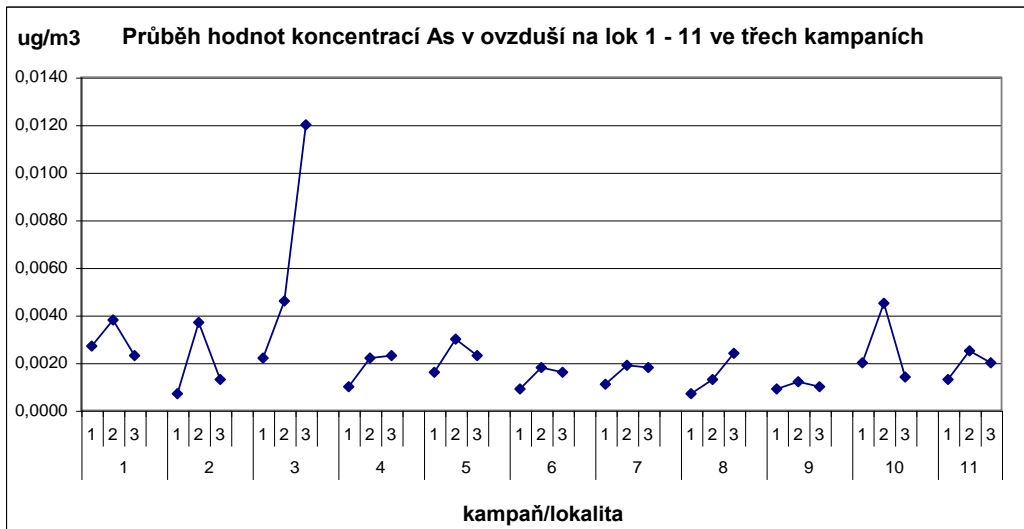
však překročena nebyla (příloha 30b). Vzhledem k tomu, že limitní hodnoty jsou stanoveny jako roční průměry, nelze tento jeden případ hodnotit jako zvláště závažný. Je však evidentní, že procento plnění limitních hodnot je u arzenu řádově vyšší než u ostatních sledovaných prvků a taktéž hodnoty koncentrace arzenu v ovzduší jsou vyšší než běžně měřené hodnoty v jiných oblastech.

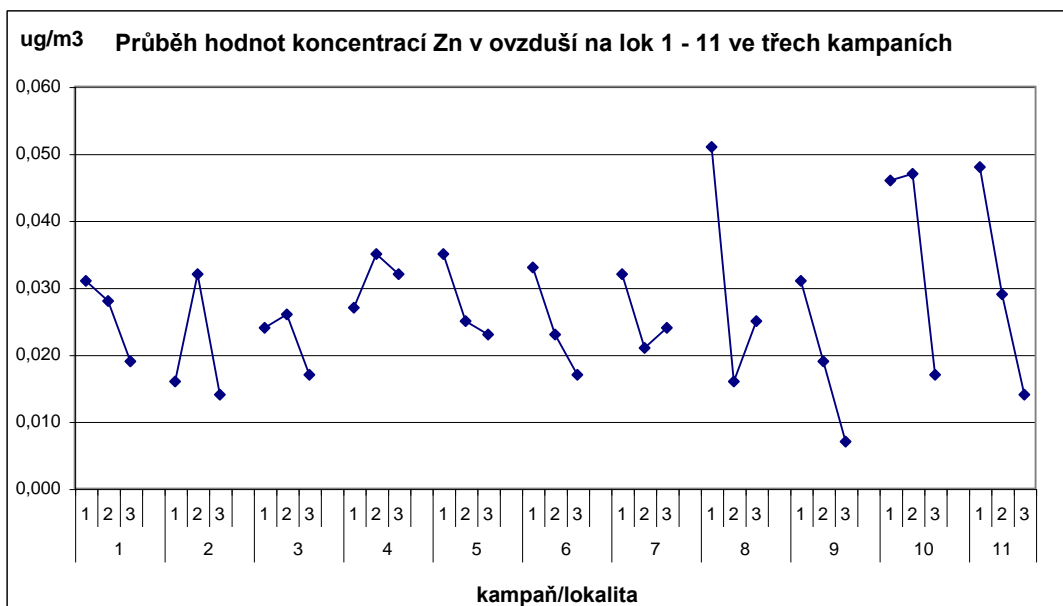
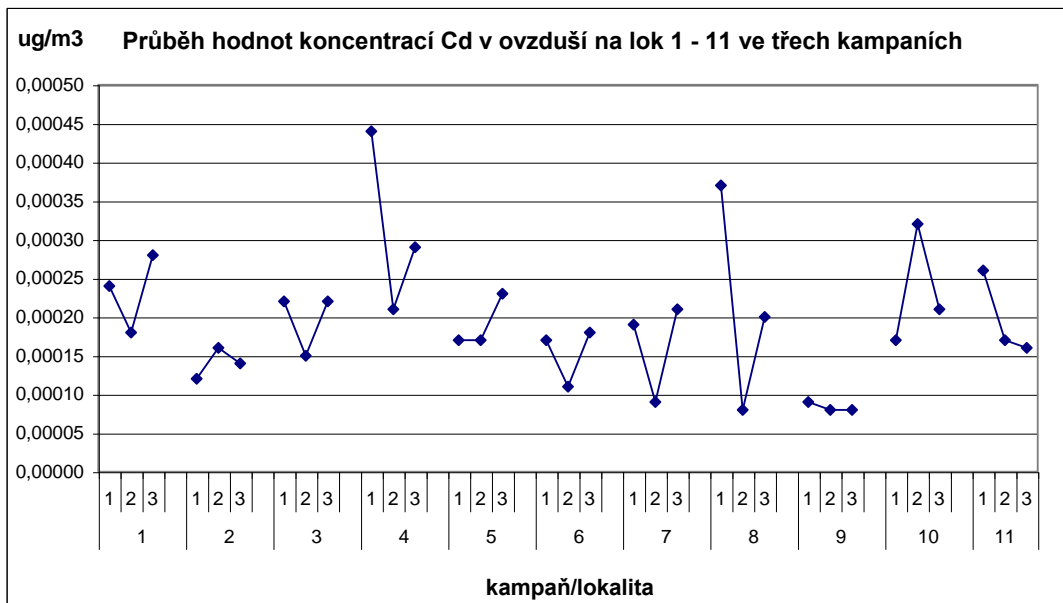
Mezi lokalitami i mezi jednotlivými kampaněmi jsou hodnoty koncentrací prvků poměrně vyrovnané (obrázek 6-8). Zajímavý je průběh obsahů pro As v porovnání s ostatními prvky: Druhá kampaň má mírně vyšší obsahy pro As než kampaň 1 a 3, u ostatních prvků je tomu naopak. Přitom druhá kampaň probíhala v podmínkách zimní inverze, při vysoké vzdušné vlhkosti, kampaň 3 probíhala v suchém letním počasí. Popsané průběhy však neplatí pro všechny lokality a rozdíly jsou malé.

Limitní hodnota pro TSP (po přepočtu na PM_{10}) byla překročena ve dvou případech ve druhé kampani v sektoru č. 10 – Nové Dvory. V několika dalších případech se naměřená hodnota k limitní hodnotě (včetně tolerance) přiblížila (příloha 29, obrázek 6.-9). Opět však bylo provedeno srovnání naměřených denních hodnot s limitními hodnotami ročních průměrů, proto je vyhodnocení nutno považovat za orientační. Průměrná týdenní hodnota za jednotlivé kampaně nebyla překročena v žádném sektoru (příloha 29) a průměrné hodnoty ze všech tří kampaní se u jednotlivých sektorů pohybují cca na polovině limitní hodnoty (příloha 30a).

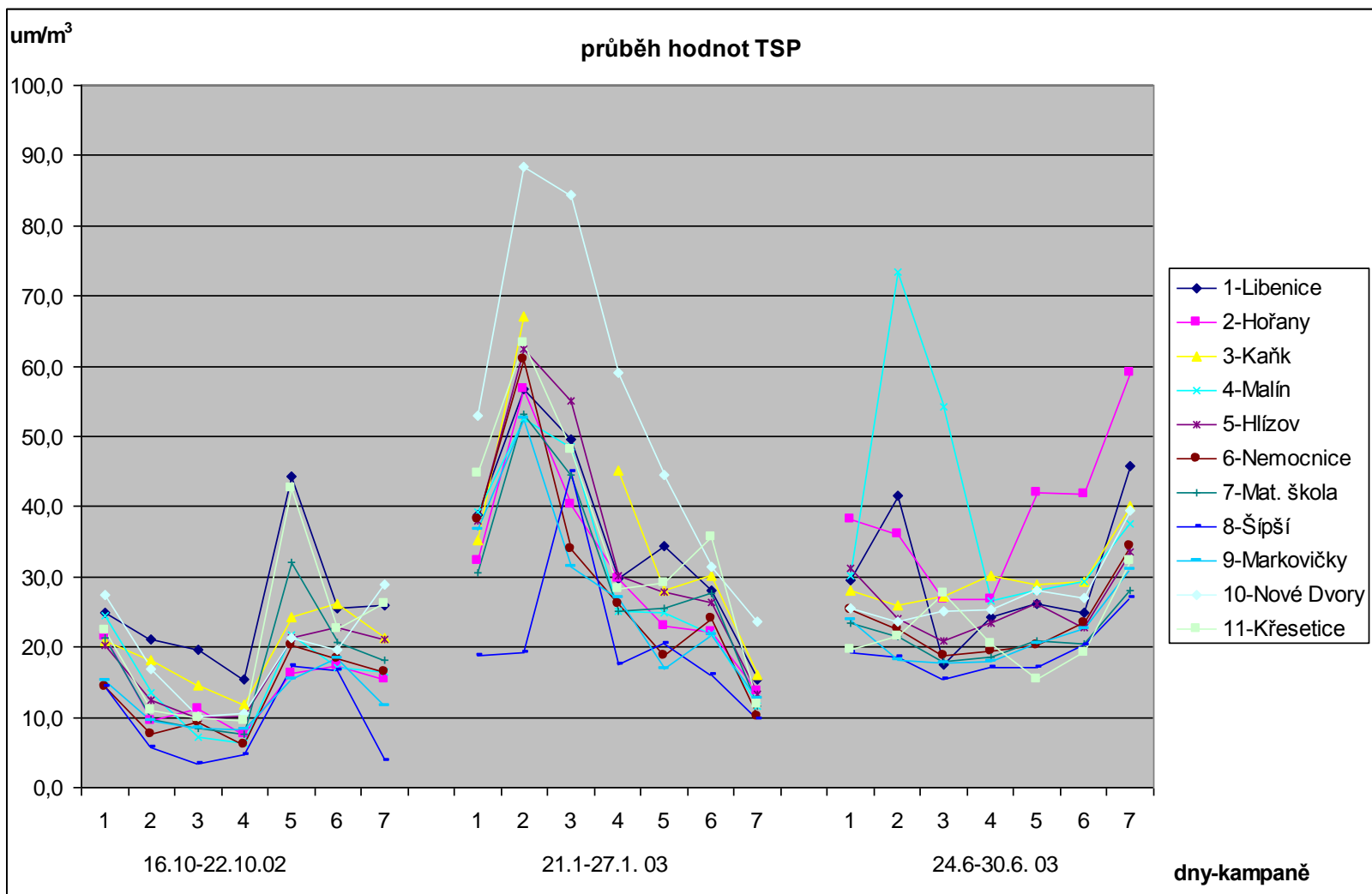
Mírně vyšší obsahy jsou patrné pro druhou kampaň v případě koncentrací TSP (obrázek 6.-9), naopak nižší pro první kampaň, kdy bylo taktéž vlhké počasí, avšak topná sezóna nebyla ještě v plném proudu. Uvedené rozdíly mezi kampaněmi jsou relativně malé jak pro koncentrace rizikových prvků, tak pro TSP přestože kampaně zachytily různé klimatické podmínky.

Obrázek 6-8. průběhy hodnot koncentrací rizikových prvků v ovzduší na jednotlivých lokalitách a za jednotlivé kampaně





Obrázek 6-9. grafické zobrazení koncentrací prachu (TSP) v ovzduší - průměrné denní hodnoty ve třech týdenních kampaních pro každou lokalitu



7. Hodnocení ekosystémových rizik

7.1 Půdy

Hodnocení bylo provedeno v souladu s metodikou podle kapitoly 3.4.2. a vzhledem k hodnotám PNEC, které byly k dispozici, bylo riziko počítáno pro půdy a orientačně pro sedimenty.

Výsledky hodnocení ekosystémových rizik pro půdy pro jednotlivé prvky a sektory jsou uvedeny v tabulce 7-1 a pro srovnání je uvedena i hodnota pro ČR (Hodnoty PEC pro ČR jsou tvořeny mediány obsahů prvků v půdě na plochách bazálního monitoringu půd ÚKZÚZ). Do výpočtu jsou zahrnuty všechny prvky, ke kterým byly k dispozici výsledky, tedy nejen základních 5, pro které byly počítány zdravotní rizika.

Při hodnocení jednotlivých prvků je kritický poměr 1 nejvíce překračován u arzénu. Více než 1 je u všech sektorů a hodnota za celé zájmové území je 3,06. Ve srovnání s hodnotou pro ČR jde o 15tinásobek! Za celé území je kritická hodnota překročena ještě u zinku (1,71) a u mědi (1,15). U obou prvků jsou kritické hodnoty překročeny u sektorů 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9.

Pro jednotlivé sektory je dále kritická hodnota překračována pro Cd (sektor 5 a 9), olovo (sektor 9) a nikl (sektor 11). U niklu má však překročení malou vypovídací hodnotu, protože v sektoru 11 byly k dispozici pro Ni pouze 2 analýzy, z nichž jedna byla zvýšená. U ostatních sektorů se hodnota rizika pro nikl pohybuje na úrovni pozadí O malém významu niklu svědčí též srovnání hodnot pro zájmovou oblast a celou ČR (0,61 – 0,52).

U chrómu a rtuti jsou hodnoty velmi nízké a odpovídají hodnotám za celou ČR.

Jednotlivé prvky je možno podle úrovně rizika hodnotit takto:

As – velmi vysoké riziko pro všechny sektory, nejvíce 3, 4 a 8.

Cu, Zn – vysoké riziko pro většinu sektorů s výjimkou okrajových 1, 2 a 10, 11.

Cd, Pb – mírně zvýšené riziko pro celou oblast

Cr, Hg, Ni – bez rizika pro celou oblast

Hodnotíme-li součtové riziko pro jednotlivé sektory, pak nejkritičtější je situace u sektorů 3, 4, 8 a 9, kde překračuje hodnotu 10. Vysoká hodnota je dále v sektorech 5 a 6. Hodnota ekosystémového rizika počítaná pro celou oblast je 8,45. Pokud však tuto hodnotu srovnáme se součtovou hodnotou pro uvedené prvky pro celé území ČR (2,21), je „pouze“ 4 x vyšší. U těchto výpočtů je žádoucí výsledky vždy před hodnocením „kalibrovat“ podle výsledků získaných analogickým výpočtem z normálních podmínek, protože součtová hodnota ekologického rizika je vždy výrazně ovlivněna a) použitými hodnotami PNEC, b) počtem látek, které jsou do hodnocení zahrnuty. Objektivnější v tomto případě je tedy spíše srovnání hodnot 8,45 a 2,21, než samostatné posuzování hodnoty 8,45 vzhledem k teoretické úrovni 1.

Tabulka 7-1. Výsledky výpočtů hodnocení ekosystémových rizik na základě hodnot obsahů rizikových prvků v půdách metodou poměru PEC/PNEC pro zájmové území a srovnání s hodnotami pro celo ČR. Poslední sloupeček „celkem“ udává celkové ekosystémové riziko pro daný sektor a předposlední řádek „celkem pro celé území“ udává celkové riziko pro každý prvek za celé území.

sektor	prvek	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	celkem
1	medián	40,75	0,56	24,50	28,80	0,07	20,25	70,79	117,18	
	PNEC	34	1,6	100	40	2,2	38	140	160	
	PEC/PNEC	1,20	0,35	0,25	0,72	0,03	0,53	0,51	0,73	4,32
2	medián	42,00	0,58	26,00	26,64	0,19	16,25	67,67	109,56	
	PNEC	34	1,6	100	40	2,2	38	140	160	
	PEC/PNEC	1,24	0,36	0,26	0,67	0,09	0,43	0,48	0,68	4,21
3	medián	187,29	1,32	23,50	54,03	0,09	19,75	85,51	285,36	
	PNEC	34	1,6	100	40	2,2	38	140	160	
	PEC/PNEC	5,51	0,83	0,23	1,35	0,04	0,52	0,61	1,78	10,87
4	medián	170,20	1,50	34,72	64,05	0,17	23,02	114,00	435,50	
	PNEC	34	1,6	100	40	2,2	38	140	160	
	PEC/PNEC	5,01	0,94	0,35	1,60	0,08	0,61	0,81	2,72	12,11
5	medián	121,49	2,03	19,74	53,87	0,09	17,25	110,11	290,90	
	PNEC	34	1,6	100	40	2,2	38	140	160	
	PEC/PNEC	3,57	1,27	0,20	1,35	0,04	0,45	0,79	1,82	9,49
6	medián	111,31	1,36	29,45	40,50	0,19	17,33	128,31	422,55	
	PNEC	34	1,6	100	40	2,2	38	140	160	
	PEC/PNEC	3,27	0,85	0,29	1,01	0,09	0,46	0,92	2,64	9,53
7	medián	73,20	1,28	29,85	44,46	0,22	18,63	102,96	256,06	
	PNEC	34	1,6	100	40	2,2	38	140	160	
	PEC/PNEC	2,15	0,80	0,30	1,11	0,10	0,49	0,74	1,60	7,29
8	medián	151,57	1,14	28,77	56,26	0,15	18,75	100,70	400,65	
	PNEC	34	1,6	100	40	2,2	38	140	160	
	PEC/PNEC	4,46	0,71	0,29	1,41	0,07	0,49	0,72	2,50	10,65
9	medián	139,05	2,24	28,31	78,84	0,15	25,00	344,63	416,64	
	PNEC	34	1,6	100	40	2,2	38	140	160	
	PEC/PNEC	4,09	1,40	0,28	1,97	0,07	0,66	2,46	2,60	13,54
10	medián	46,29	0,46	21,75	31,10	0,06	20,75	84,37	147,56	
	PNEC	34	1,6	100	40	2,2	38	140	160	
	PEC/PNEC	1,36	0,29	0,22	0,78	0,03	0,55	0,60	0,92	4,74
11	medián	61,18	0,57	54,78	27,20	0,17	61,04	59,45	129,66	
	PNEC	34	1,6	100	40	2,2	38	140	160	
	PEC/PNEC	1,80	0,35	0,55	0,68	0,08	1,61	0,42	0,81	6,30
celkem za celé území										
	PEC/PNEC	3,06	0,74	0,29	1,15	0,06	0,61	0,82	1,71	8,45
BMP	medián	7,30	0,20	33,15	17,15	0,12	19,75	19,90	62,65	
	PNEC	34	1,6	100	40	2,2	38	140	160	
	PEC/PNEC	0,21	0,13	0,33	0,43	0,05	0,52	0,14	0,39	2,21

7.2 Sedimenty

U sedimentů bylo k dispozici velmi málo validovaných dat a týkaly se pouze toků Beránky a Šífovky a prvků As, Cd a Cu. Vzhledem k plošnému rozšíření a míře expozice je však riziko vyplývající z kontaminace sedimentů relativně malé

Výsledky jsou stručně uvedeny v tabulce 7-2

Tabulka 7-2. průměrné hodnoty poměru PEC/PNEC pro sedimenty Beránky a Šífovky

	PEC/PNEC		
	As	Cd	Cu
průměr Beránka	9,40	0,97	1,78
průměr Šífovka	3,47	-	-
celk průměr	7,75	0,97	1,78

Relativně výrazně jsou zatíženy sedimenty Beránky. U As je kritická hodnota překročena více než 9x. Příznivější hodnota pro As je pro Šífovku.

U Cd a Cu byly k dispozici pouze hodnoty pro Beránku. Překročena je kritická hodnota pro Cu , překročení je však relativně méně významné. Pro Cd se vypočítaná hodnota blíží 1.

Kontaminace sedimentů je v absolutních hodnotách poměrně vysoká, zejména u As. Proto mohou být sedimenty zdrojem zátěže ostatních složek ekosystémů, především okolních zemědělských pozemků na které jsou aplikovány při čištění vodních toků. Kontaminované sedimenty pravděpodobně významně ohrožují biodiverzitu i abundanci vodních živočichů a bentosu.

8. Hodnocení zdravotních rizik

8.1 Základní charakterizace zdravotních rizik

Tato kapitola je zaměřena na poslední části metodiky hodnocení zdravotních rizik, především na charakterizaci rizik a jejich management. Předcházející části postupu této analýzy jsou provedeny v části kapitoly 3.4.3 (hodnocení nebezpečnosti, určení vztahu „dávka-účinek“ a hodnocení expozice).

Výsledky analýzy zdravotních rizik jsou zpřehledněny v celkem devíti mapách (viz. mapové přílohy 20 – 28) a v následujících doplňkových grafech. Všechny provedené výpočty jsou dokumentovány primárním výsledkem v tabulkách příloh (Přílohy 32a-f a 33a-f). Tabulky obsahují dílčí výsledky pro každou odběrovou lokalitu, expoziční scénář a matici. Značení expozičních scénářů je v přesném souladu s označením v tabulce 3-8 (viz kapitola 3.4.3). V případě překročení limitu akceptovatelného rizika jsou v tabulce zvýrazněny tyto případy červenou hodnotou *HI*, či *CVRK*. Zmiňované mapy jsou tématicky rozděleny:

Typ expozice	MATRICE	Rizika	Mapová příloha
dermální expozice	půdy	nekarcinogenní	20
	haldy		
	studniční vody	karcinogenní	21
	povrchové vody		
inhalační a orální expozice	volné ovzduší	nekarcinogenní	22
	půdy		
	haldy	karcinogenní	23
	studniční vody		
dietární expozice	mrkev	nekarcinogenní	24
	brambory		
	okurky	karcinogenní	25
	rajčata		
	salát		
	kukuřice		
	zelí		
suma (+ podíly scénářů)	mediány za sektory	nekarcinogenní	26
		karcinogenní	27
inhalační expozice	částice PM10		28

Mapy prezentují výsledky v intervalových barevných škálách (viz legendy) a umožňují rychlejší orientaci v prostoru a ve frekvenci překročení zvolených limitů přijatelných rizik. Jednotlivé grafické symboly upřesňují typ expozice a uvažované matrice.

Tyto primární vypočítané hodnoty byly použity do dalšího hodnocení formou agregace. Byly vypočítány střední mediánové hodnoty *HI* a *CVRK* pro jednotlivé scénáře a sektory. Původní tabulka s primárními hodnotami tak byla zredukována na následující Tabulku 8-1. V případě aplikace aritmetických průměrů by došlo k zanesení chyby pro případ výskytu extrémních či odlehlých hodnot. Proto byla zvolena metoda hodnocení mediánů.

Tabulka 8-1 Mediánové hodnoty teoretických odhadů nekarzinogenních a karzinogenních rizik pro jednotlivé sektory a expoziční scénáře (celkem pro všechny hodnocené prvky)

matrice	expoziční scénář	poznámka	rizika	číslo sektoru											
				1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
půda	dermální	PUD_ND	mapa	N E K A R C I N O G E N N Í	0,0317	0,0378	0,1229	0,1521	0,0995	0,0732	0,0483	0,0995	0,0915	0,0304	0,0402
halda	dermální	HLD_ND	mapa		0,2256	0,2256	6,3626	1,8966	1,1262	0,8298	0,7895	3,6650	0,5198		0,6150
půda	orální	PUD_NO	mapa		0,2094	0,2506	0,8101	1,0100	0,6571	0,4840	0,3218	0,6569	0,6065	0,2018	0,2664
halda	orální	HLD_NO	mapa			1,4957	41,8202	12,4665	7,4087	5,4787	5,1943	24,0855	3,5341		4,0463
voda	orální	VODY_NO						1,4704	0,6029			3,5766	0,0956		
voda	dermální	VODY_ND						0,0034	0,0014		0,0082	0,0002	0,0004		
pov. voda	dermální	VPOV_ND						0,0004	0,0013						
ovzduší	inhalační	OVSZ_NI	mapa		0,0001	0,00004	0,0001	0,00005	0,00005	0,00003	0,00004	0,00004	0,00002	0,0001	0,00004
mrkev	dietární	MRK_NO	mapa			0,0049	0,0984	0,0084	0,0064	0,0135	0,0084	0,0122	0,0081	0,0062	0,0047
brambory	dietární	BRA_NO					0,0703		0,0425		0,0327	0,1022	0,0534		
okurky	dietární	OKU_NO							0,1391		0,0848	0,0996			
salát	dietární	SAL_NO	mapa			0,0005	0,0160	0,0014	0,0041	0,0009	0,0011	0,0018	0,0022		0,0011
rajčata	dietární	RAJ_NO							0,0567	0,0619	0,1009	0,0711			
kukuřice	dietární	KUK_NO				0,0001			0,0000				0,0003		
zeli	dietární	ZEL_NO				0,0315									

matrice	expoziční scénář	poznámka	rizika	číslo sektoru											
				1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
půda	dermální	PUD_KD	mapa	K A R C I N O G E N N Í	6,1E-06	7,3E-06	2,4E-05	2,9E-05	1,9E-05	1,4E-05	9,2E-06	1,9E-05	1,8E-05	5,8E-06	7,7E-06
halda	dermální	HLD_KD	mapa		4,3E-05	1,2E-03	3,7E-04	2,2E-04	1,6E-04	1,5E-04	7,1E-04	9,9E-05		1,2E-04	
půda	orální	PUD_KO	mapa		4,0E-05	4,8E-05	1,6E-04	1,9E-04	1,3E-04	9,2E-05	6,1E-05	1,3E-04	1,2E-04	3,8E-05	5,1E-05
halda	orální	HLD_KO	mapa			2,8E-04	8,0E-03	2,4E-03	1,4E-03	1,0E-03	1,0E-03	4,6E-03	6,5E-04		7,8E-04
voda	orální	VODY_KO						2,8E-04	7,3E-05		6,8E-04	1,7E-05	1,7E-05		
voda	dermální	VODY_KD						6,4E-07	1,7E-07		1,6E-06	4,0E-08	4,0E-08		
pov. voda	dermální	VPOV_KD						6,5E-08	2,4E-07						
ovzduší	inhalační	OVSZ_KI	mapa		8,4E-07	5,4E-07	1,8E-06	5,5E-07	6,6E-07	4,2E-07	4,6E-07	4,3E-07	3,0E-07	7,6E-07	5,6E-07
mrkev	dietární	MRK_KO	mapa			7,3E-07	1,9E-05	1,2E-06	1,0E-06	2,4E-06	1,4E-06	2,1E-06	1,3E-06	9,8E-07	7,5E-07
brambory	dietární	BRA_KO					1,1E-05		5,2E-06		3,2E-06	1,6E-05	7,3E-06		
okurky	dietární	OKU_KO							2,3E-05		1,3E-05	1,3E-05			
salát	dietární	SAL_KO	mapa			7,9E-08	3,1E-06	2,5E-07	7,5E-07	1,5E-07	2,0E-07	3,2E-07	3,8E-07		2,0E-07
rajčata	dietární	RAJ_KO							5,3E-06	7,6E-06	1,7E-05	1,0E-05			
kukuřice	dietární	KUK_KO				1,9E-08			1,0E-09				4,8E-08		
zeli	dietární	ZEL_KO				5,8E-06									

Ve sloupci "poznámka" jsou textem mapa zvýrazněny expoziční scénáře, jejichž výsledky jsou prezentovány v mapových přílohách 26 a 27. Ostatní nelze vzhledem k chybějícím variantám expozičních scénářů prezentovat na společném mapovém podkladu, protože by tyto sumární hodnoty falešně znevýhodňovaly sektory, kde je více dostupných informací.

Všechny mapy shodně identifikují vyšší rizika v sektorech 3, 4, 8 a dále pak v sektorech 6, 7 a 5. Lze to vysledovat jak z dílčích map pro jednotlivé odběrové body, nebo také ze sumární mapy prezentující mediány hodnot za každý sektor (26, 27).

Pro statistickou úplnost tohoto typu agregace výsledných hodnot je zde ještě uvedena tabulka, shrnující informace o celkovém počtu dílčích hodnot, které vstupují do analýzy agregovaných mediánových hodnot. Tento přehled o počtech N je v tabulce 8-2.

Tabulka 8-2 Tabulka počtů vzorků vstupujících do analýzy mediánových hodnot zdravotních rizik

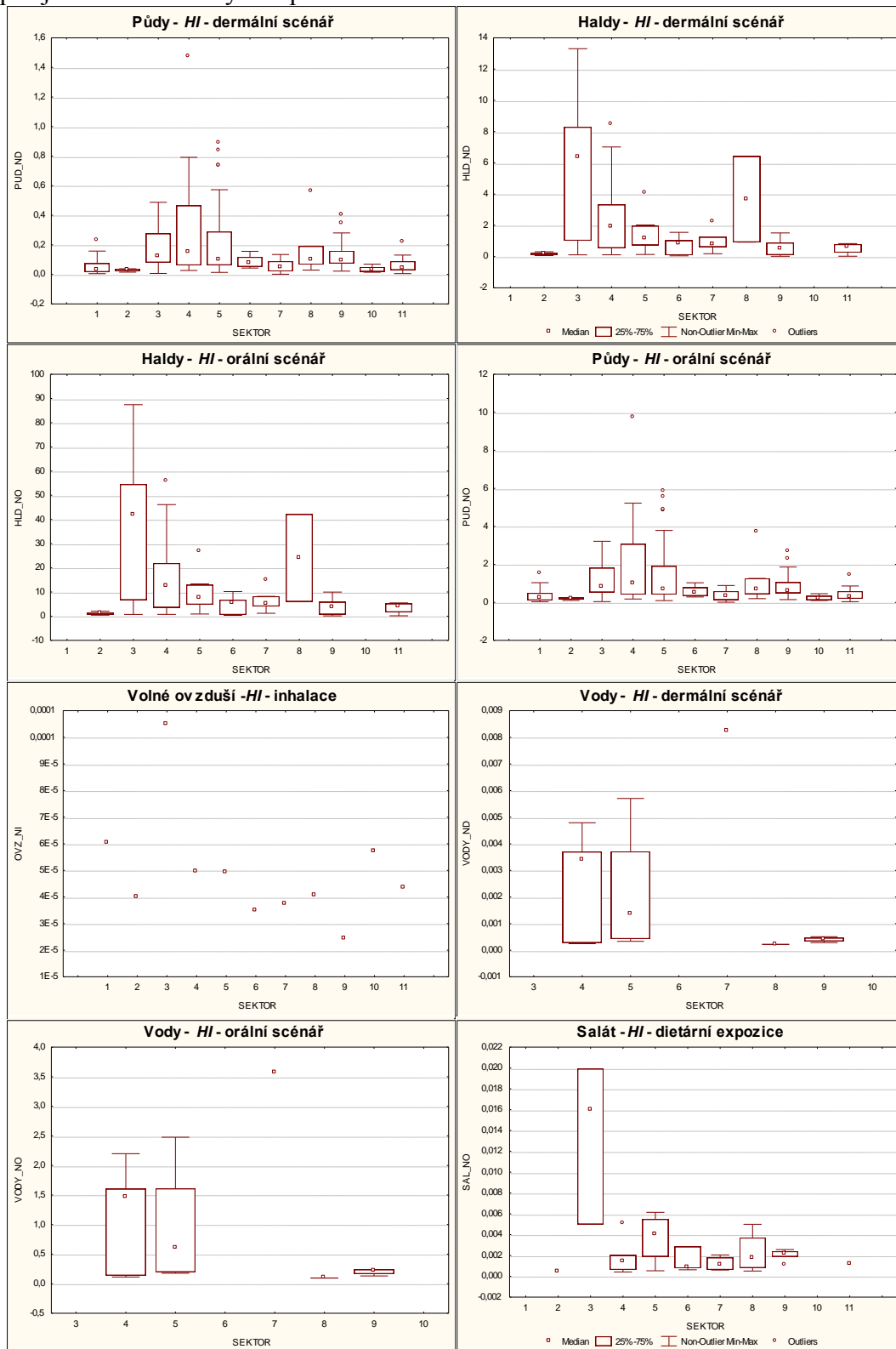
				číslo sektoru										
matrice	expozice	scénář		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
				počet vzorků vstupujících do analýzy mediánových středních hodnot rizik										
půda	dermální	PUD_NO	PUD_KD	38	12	30	38	65	12	17	10	37	17	16
halda	dermální	HLD_NO	HLD_KD	0	9	14	10	8	5	5	2	16	0	4
půda	orální	PUD_NO	PUD_KO	38	12	30	38	65	12	17	10	37	17	16
halda	orální	HLD_NO	HLD_KO	0	9	14	10	8	5	5	2	16	0	4
voda	dermální	VODY_NO	VODY_KD	0	0	0	5	5	0	1	2	4	0	0
voda	dermální	VODY_NO	VODY_KO	0	0	0	5	5	0	1	2	4	0	0
pov. voda	dermální	VPOV_NO	VPOV_KD	0	0	0	6	9	0	0	0	0	0	0
pov. voda	dermální	VPOV_NO	VPOV_KO	0	0	0	6	9	0	0	0	0	0	0
ovzduší	inhalační	OVZ_NO	OVZ_KD	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
ovzduší	inhalační	OVZ_NO	OVZ_KO	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
mrkev	dietární	MRK_NO	MRK_KD	0	1	3	7	5	8	5	5	7	1	1
mrkev	dietární	MRK_NO	MRK_KO	0	1	3	7	5	8	5	5	7	1	1
brambory	dietární	BRA_NO	BRA_KD	0	0	1	0	1	0	2	1	1	0	0
brambory	dietární	BRA_NO	BRA_KO	0	0	1	0	1	0	2	1	1	0	0
okurky	dietární	OKU_NO	OKU_KD	0	0	0	0	1	0	1	2	0	0	0
okurky	dietární	OKU_NO	OKU_KO	0	0	0	0	1	0	1	2	0	0	0
salát	dietární	SAL_NO	SAL_KD	0	1	3	6	4	5	4	4	5	0	1
salát	dietární	SAL_NO	SAL_KO	0	1	3	6	4	5	4	4	5	0	1
rajčata	dietární	RAJ_NO	RAJ_KD	0	0	0	0	1	3	1	2	0	0	0
rajčata	dietární	RAJ_NO	RAJ_KO	0	0	0	0	1	3	1	2	0	0	0
kukuřice	dietární	KUK_NO	KUK_KD	0	3	0	0	1	0	0	0	1	0	0
kukuřice	dietární	KUK_NO	KUK_KO	0	3	0	0	1	0	0	0	1	0	0
zelí	dietární	ZEL_NO	ZEL_KD	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
zelí	dietární	ZEL_NO	ZEL_KO	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabulka 8-2 umožňuje srovnat robustnost agregovaných výsledků z tabulky 8-1. Jednoznačně nepřesnější jsou agregované hodnoty rizik pro dermální a orální expoziční scénáře u půd a hald. U dalších scénářů je to specifické dle sektorů, ale u žádného z nich nebylo k dispozici více jak 9 vzorků. Proto je nutné tyto agregované hodnoty pro tyto scénáře hodnotit s akceptováním významné nejistoty.

Výpočty celkových sum HI a CVRK všech scénářů nebyly provedeny, protože nebyly k dispozici data pro všechny expoziční scénáře ve všech hodnocených sektorech. Pouze pro grafické vizuální zhodnocení byla použita screeningově suma za vybrané expoziční scénáře pro barevné škálování plochy sektorů v mapových přílohách 26 a 27. Nejistoty tohoto screeningového zhodnocení jsou uvedeny i v legendě map.

Sumární statistika celého souboru výsledné matice teoretických pravděpodobností rizik je charakterizována následujícími Box&Whiskers plots grafy (obrázek 8-1 a 8-2).

Obrázek 8-1 Statistické zhodnocení matice teoretických pravděpodobností nekarcinogenních rizik pro jednotlivé sektory a expoziční scénáře



Legend

Obrázek 8-2 Statistické zhodnocení matice teoretických pravděpodobností karcinogenních rizik pro jednotlivé sektory a expoziční scénáře



Pro referenční srovnání byly provedeny identické analýzy a výpočty pro referenční průměrné hodnoty koncentrací hodnocených rizikových prvků v půdách a vybraných komoditách zeleniny. Při použití všech identických expozičních parametrů pro výpočet karcinogenních a nekarcinogenních rizik pro případ střední mediánové hodnoty koncentrací vybraných rizikových prvků v humusovém horizontu půd byly výpočtem zjištěny následující hodnoty: viz tabulka 8-3:

Tabulka 8-3 Hodnoty teoretických odhadů karcinogenních a nekarcinogenních rizik pro případ středních hodnot monitoringu ČR v půdách

koncentrace v půdě	As	Cd	Cu	Zn	
medián	7,3	0,2	17,15	62,65	mg/kg
					TOTAL
HI-dermal	0,004783	1,23E-05	2,63E-05	1,28E-05	0,0048
CVRK-dermal	9,22E-07				9,22E-07
HI-oral	0,031429	0,000258	0,000554	0,00027	0,0325
CVRK-oral	6,06E-06				6,06E-06

(Výsledky programu BMP, výluh lučavkou královskou, Sáňka, 2001).
 humusový horizont (190 vzorků)

Z tabulky je zřejmé, že při použití doporučených faktorů vzestupu případů rakoviny CSF dle U.S. EPA je i v případě zhodnocení středních mediánových hodnot monitoringu koncentrací arsenu v půdách v ČR teoretická hodnota CVRK_{oral} nad mezí přijatelného karcinogenního rizika. U dermálního expozičního scénáře byla při zvolených parametrech zjištěna těsně podlimitní pravděpodobnostní hodnota CVRK_{dermal}. U hodnot indexů nebezpečnosti nebylo zjištěno žádné výrazné navýšení tohoto poměru.

Při posuzování těchto výsledků je však nutné brát zřetel na fakt, že vstupní expoziční parametry byly voleny pro tu nejvíce ohroženou a exponovanou část lokální populace obyvatel. To znamená, že parametry jsou nadhodnoceny ve srovnání s běžnými expozicemi. Platí to především pro scénář orální expozice půd a povrchového materiálu hald: standardně zadávaná hodnota frekvence je 330 dní za rok a doba setrvání 30 let, což je reálné pouze pro osoby téměř denně se pohybující na povrchu příslušné kontaminované půdy (haldy), případně manipulující s uvedeným materiálem. Tím je též možno si vysvětlit překročení limitu přijatelného karcinogenního rizika CVRK_{oral} pro As i pro podmínky „normálního“ obsahu As v půdě (tabulka 8-3).

Podobná referenční analýza byla provedena i pro případ dietární expozice.

Tabulka 8-4 Hodnoty teoretických odhadů karcinogenních a nekarcinogenních rizik pro případ koncentračních hodnot monitoringu ČR v rostlinách.

koncentrace v rostlinách		As	Cd	Cu	Zn	
typ rostlinného materiálu						mg.kg ⁻¹ suš
brambory - hlízy		0,07	0,08	4,27	15,02	
mrkev - kořen		0,02	0,15	4,95	20,6	
zelí		0,1	0,04	1,95	19,6	
<hr/>						
zdravotní rizika (dietární exp.)	riziko	As	Cd	Cu	Zn	total
brambory - hlízy	<i>HI</i>	0,362	0,124	0,165	0,078	0,729
mrkev - kořen	<i>HI</i>	0,011	0,025	0,020	0,011	0,067
zelí	<i>HI</i>	0,048	0,006	0,007	0,009	0,071
<hr/>						
brambory - hlízy	<i>CVRK</i>	1,4E-05				
mrkev - kořen	<i>CVRK</i>	4,2E-07				
zelí	<i>CVRK</i>	1,87E-06				

Hodnoty zjištěné pro případ brambor jsou plně srovnatelné s výsledky hodnoceného regionu Kutné Hory. I zde v případě arsenu však došlo k překročení významnosti karcinogenního rizika.

Tyto výsledky v podobě karcinogenních rizik nad obecně přijatelnou úrovní jsou opakovaně sledovány i při systémovém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva České republiky ve vztahu k životnímu prostředí SZÚ (Souhrnná zpráva za rok 2001 – výsledky subsystému 4: zdravotní důsledky zátěže lidského organismu cizorodými látkami z potravinových řetězců, dietární expozice). Ve citované zprávě SZÚ za rok 2001 byla uvedena informace o průměrné hodnotě CVRK pro obyvatele ČR z potenciálního příjmu arsenu. Tato hodnota činila 20 případů v 10 mil populaci (tedy CVRK = 2.10⁻⁶). **Arsen patří opakovaně k nejvýznamnějším látkám (spolu s polychlorovanými bifenily), podílejícím se na celkovém karcinogenním riziku pro průměrnou dietární expozici v ČR. Proto i tyto výsledky z regionu Kutné Hory je nutné vnímat v těchto souvislostech.**

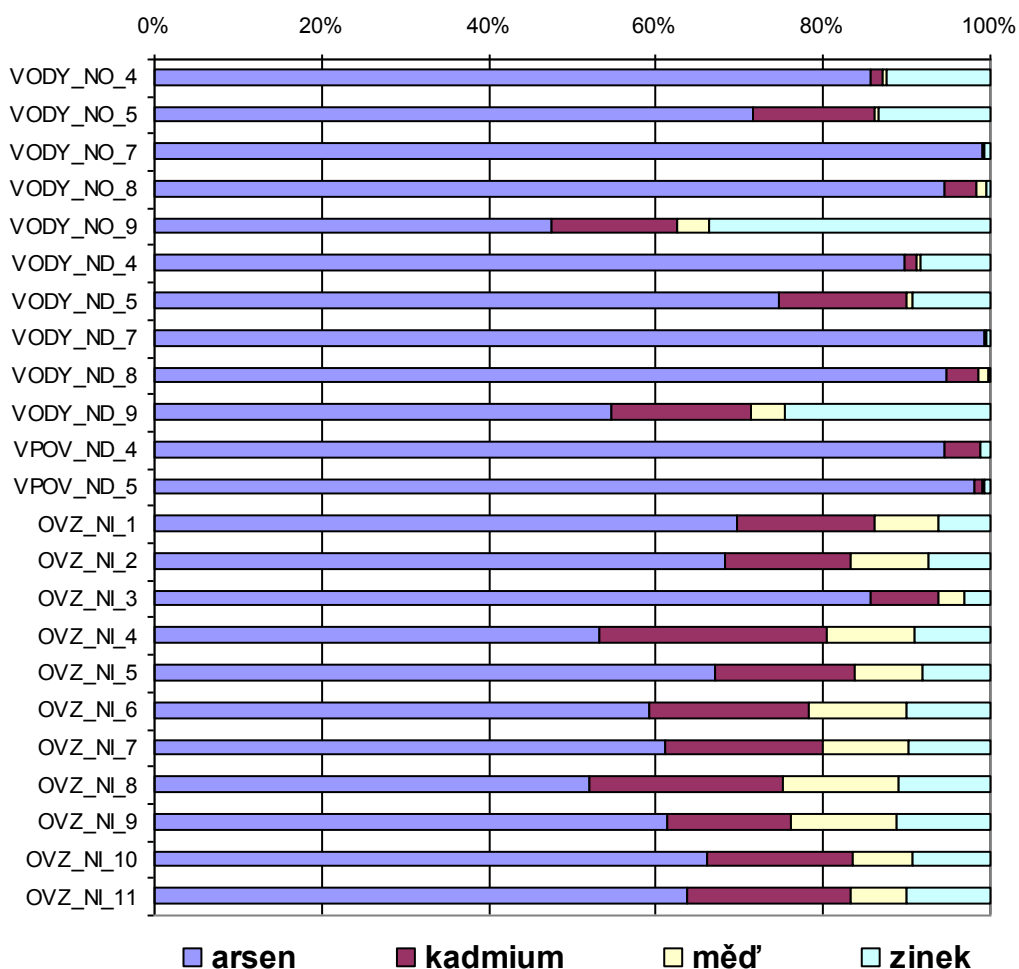
8.2 Analýza podílu jednotlivých rizikových prvků na celkových zdravotních rizicích hodnocených expozičních scénářů

Byla provedena analýza významnosti podílů jednotlivých prvků na celkové sumě nekarcinogenních rizik. V případě karcinogenních rizik jsou tyto analýzy bezpředmětné, protože v sumární hodnotě jsou obsaženy pouze pravděpodobnosti CVRK z expozice arsenem. Jeho podíl je tedy u všech scénářů 100 %. Ostatní hodnoty CVRK rizikových prvků nebyly z důvodu absence indexů CSF stanoveny. Výjimkou je kadmium u inhalačního expozičního scénáře (hodnota IUR).

Podíly prvků na celkových nekarcinogenních rizicích jsou pro jednotlivé expoziční scénáře specifikovány v tabulkách přílohy 34a-c. U dermálního a orálního expozičního scénáře byly příspěvky z přítomnosti arsenu v půdách a haldách průměrně 98,7 % (příloha 34a). Dominantní příspěvky z přítomnosti arsenu jsou patrné i v případě ostatních scénářů (příloha

34b – orální a dermální expozice pro vodu a inhalační pro volné ovzduší; příloha 34c – dietární expozice). Procenta příspěvků expozice arsenem však nejsou tak vysoké, jako v případě matric půd a hald. Data z příloh 34b-c jsou graficky vynesena do obrázku 8-3 a 8-4.

Obrázek 8-3 Podíly rizikových prvků na celkové sumě odhadů HI pro orální a dermální expoziční scénář pro vodu a inhalační scénář pro volné ovzduší.

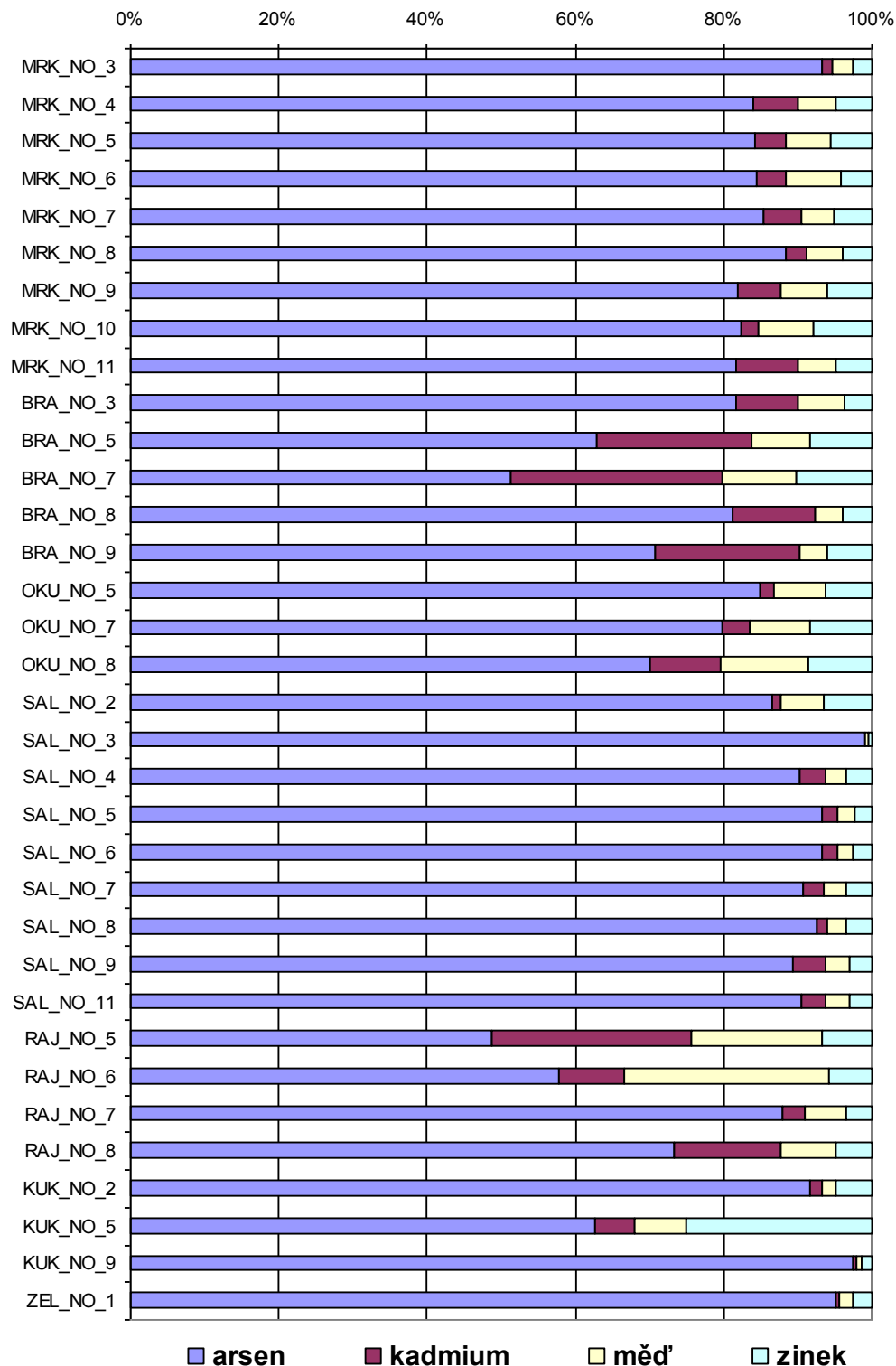


legenda: označení expozičního scénáře – OVZ_ND_2 ← sektor (číslo 2)

matrice (ovzduší) ← rizika (N-nekarcinogenní) (K-karcinogenní) ← expozice (dermální)

Především v sektorech 7 a 8 je patrný nejvyšší podíl arsenu na celkové sumě HI (dermální či orální scénář – voda). U povrchových vod lze to stejné konstatovat i u sektorů 4 a 5. V případě inhalační expozice je podíl arsenu nejnižší v sektoru 8 a výrazně vyšší v sektoru 3. Ostatní sektory jsou si v rozvrstvení podílů vlivu prvků velmi podobné.

Obrázek 8-4 Podíly rizikových prvků na celkové sumě odhadů HI pro dietární expozici pro zeleninu.



Při teoretickém zhodnocení možné konzumace mrkve nebyly zjištěny výraznější rozdíly mezi sektory. Opět dominantní podíl měl arsen. U příjmu brambor je výraznější podíl kadmia na celkové HI v sektoru 5, 7 a 9. Podobné navýšení podílu kadmia lze pozorovat i u rajčat v sektoru 5.

8.3 Hodnocení možného postupu eliminace zdravotních rizik

V další fázi hodnocení výsledků provedeného teoretického odhadu zdravotních rizik byla provedena „analýza senzitivity“ modelu. Tato analýza vlastně představuje **simulační snižování vstupních parametrů s cílem snížit výsledné riziko pro jednotlivý rizikový prvek a sektor na přijatelnou míru.**

Tabulka 8-5 uvádí výpočty takzvaných bezpečných procent vstupních expozičních parametrů. Tyto procenta lze použít pro zpětný odhad hodnot expozičních parametrů. Lze tyto procenta také funkčně rozdělit a použít paralelně ke snížení několika parametrů. Některé parametry se snižují v praxi snadněji, jiné naopak. Nicméně pro účely této studie byl tento postup zjednodušen tím, že byl pro každý typ scénáře zvolen jeden expoziční parametr. Volba tohoto parametru byla podmíněna tím, aby vybraný parametr bylo možno v realitě snížit o uvedené procenta co nejjednodušeji.

Tabulka 8-5. Vyjádření již bezpečného procenta hodnoty vstupních expozičních parametrů, jejichž dodržením by se riziko snížilo na přijatelnou úroveň.

				číslo sektoru											
matrice	expoze	scénář	rizika	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
				<i>Doporučené procento expozičního parametru, který má nejméně vliv na výslednou míru NEKARCINOGENNÍHO rizika</i>											
půda	dermální	PUD_ND	N E K A R C I N O G E N N Í			16%	53%	89%			27%				
halda	dermální	HLD_ND					99%								
půda	orální	PUD_NO													
halda	orální	HLD_NO			67%	2%	8%	13%	18%	19%	4%	28%		25%	
voda	orální	VODY_NO					68%				28%				
voda	dermální	VODY_ND													
pov. voda	dermální	VPOV_ND													
ovzduší	inhalační	OVZ_NI													
mrkev	dietární	MRK_NO													
brambory	dietární	BRA_NO													
okurky	dietární	OKU_NO													
salát	dietární	SAL_NO													
rajčata	dietární	RAJ_NO													
kukuřice	dietární	KUK_NO													
zelí	dietární	ZEL_NO													

				číslo sektoru											
matrice	expoze	scénář	rizika	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
				<i>Doporučené procento expozičního parametru, který má nejméně vliv na výslednou míru KARCINOGENNÍHO rizika</i>											
půda	dermální	PUD_KD	K A R C I N O G E N N Í	16%	14%	4%	3%	5%	7%	11%	5%	6%	17%	13%	
halda	dermální	HLD_KD			2%	0,1%	0,3%	0,5%	1%	1%	0,1%	1%			
půda	orální	PUD_KO			3%	2%	1%	1%	1%	1%	2%	1%	1%	3%	2%
halda	orální	HLD_KO				0,35%	0,01%	0,04%	0,07%	0,10%	0,10%	0,02%	0,15%		0,13%
voda	orální	VODY_KO						0,4%	1%		0,1%	6%	6%		
voda	dermální	VODY_KD									63%				
pov. voda	dermální	VPOV_KD													
ovzduší	inhalační	OVZ_KI					57%								
mrkev	dietární	MRK_KO					5%	84%	96%	42%	70%	47%	76%		
brambory	dietární	BRA_KO					9%		19%		31%	6%	14%		
okurky	dietární	OKU_KO							4%		8%	7%			
salát	dietární	SAL_KO					33%								
rajčata	dietární	RAJ_KO							19%	13%	6%	10%			
kukuřice	dietární	KUK_KO													
zelí	dietární	ZEL_KO			17%										

Zvolené parametry pro expoziční scénáře, u nichž docházelo v mediánových hodnotách výsledných *HI* a *CVRK* k překročení limitu akceptovatelného rizika jsou uvedeny v tabulce 8-6. Tabulka tedy obsahuje hodnoty expozičních parametrů, jejichž dodržením se sníží předpokládané riziko (karcinogenní, nekarcinogenní) na přijatelnou úroveň za jednotlivé expoziční scénáře a sektory.

Tabulka 8-6 Hodnoty vybraných expozičních parametrů, jejichž dodržením se sníží předpokládané riziko (karcinogenní, nekarcinogenní) na přijatelnou úroveň za jednotlivé expoziční scénáře a sektory

				číslo sektoru											
matrice	expoziční scénář	rizika	parametr	pův. hodnota	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
					Doporučená hodnota expozičního parametru										
půda	dermální	PUD_ND	frekvence exp. (dny/rok)	330											
halda	dermální	HLD_ND	frekvence exp. (dny/rok)	330			52	174	293			90			
půda	orální	PUD_NO	frekvence exp. (dny/rok)	330				327							
halda	orální	HLD_NO	frekvence exp. (dny/rok)	330		221	8	26	45	60	64	14	93		82
voda	orální	VODY_NO	požitá množství (l/den)	1,4				0,95			0,39				
voda	dermální	VODY_ND													
pov. voda	dermální	VPOV_ND													
ovzduší	inhalační	OVZ_NI													
mrkev	dietární	MRK_NO													
brambory	dietární	BRA_NO													
okurky	dietární	OKU_NO													
salát	dietární	SAL_NO													
rajčata	dietární	RAJ_NO													
kukuřice	dietární	KUK_NO													
zelí	dietární	ZEL_NO													

				číslo sektoru											
matrice	expoziční scénář	rizika	parametr	pův. hodnota	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
					Doporučená hodnota expozičního parametru										
půda	dermální	PUD_KD	frekvence exp. (dny/rok)	330	54	45	14	11	17	23	36	17	19	56	43
halda	dermální	HLD_KD	frekvence exp. (dny/rok)	330		8	0,3	1	2	2	0,5	3			3
půda	orální	PUD_KO	frekvence exp. (dny/rok)	330	8	7	2	2	3	4	5	3	3	9	6
halda	orální	HLD_KO	frekvence exp. (dny/rok)	330		1	0,04	0,1	0,2	0,3	0,3	0,1	1		0
voda	orální	VODY_KO	požitá množství (l/den)	1,4				0,01	0,02		0,002	0,1	0,1		
voda	dermální	VODY_KD	trvání expozice (hod/den)	0,16667							0,1				
pov. voda	dermální	VPOV_KD													
ovzduší	inhalační	OVZ_KI	trvání expozice (hod/den)	4			2								
mrkev	dietární	MRK_KO	část požitá z kont. zdroje	28,26%			1,5%	23,7%	27,0%	11,9%	19,9%	13,3%	21,4%		
brambory	dietární	BRA_KO	část požitá z kont. zdroje	28,26%			2,6%		5,5%		8,8%	1,8%	3,9%		
okurky	dietární	OKU_KO	část požitá z kont. zdroje	28,26%					1,2%		2,2%	2,1%			
salát	dietární	SAL_KO	část požitá z kont. zdroje	28,26%			9,2%								
rajčata	dietární	RAJ_KO	část požitá z kont. zdroje	28,26%					5,3%	3,7%	1,7%	2,8%			
kukuřice	dietární	KUK_KO	část požitá z kont. zdroje	28,26%											
zelí	dietární	ZEL_KO	část požitá z kont. zdroje	28,26%	4,9%										

V případě dermální expozice při kontaktu s vodou při sprchování je doporučovaná hodnota trvání expozice 0,1 hodin za den. To znamená 6 minut denně namísto původních 10 minut.

8.4 Zhodnocení rizik pro dětskou populaci

Všechny hodnoty, vstupující do rizikové analýzy byly využity také pro zhodnocení potenciálních rizik pro dětskou populaci. Tyto výpočty byly provedeny se vstupními hodnotami expozičních parametrů, které jsou popsány v metodické části věnované hodnocení expozice (kapitola 3.4.3).

Dílní výsledky pro dětskou populaci není nutné opětovně prezentovat v detailních tabulkách. Pro zhodnocení byla raději použita následující tabulka 8-7, která obsahuje poměry hodnot *HI* a *CVRK* = **děti/dospělí**.

Tab. 8-7: Poměr hodnot nekarcinogenních (HI) a karcinogenních (CVRK) rizik pro dospělé a děti (děti/dospělí) pro vybrané expoziční scénáře

Scénář	HI	CVRK
Dermaální expozice z půd a hald	2,3	0,5
Orální expozice z půdy	9,3	1,9
Orální expozice z pitné vody	3,3	0,7
Dermaální expozice z pitné vody	3,2	0,6
Dermaální expozice z povrchové vody	1,5	0,3
Inhalace volného ovzduší	0,6	0,2
Dietární expozice ze zeleniny	4,7	0,9

Červeně jsou zvýrazněny poměry, které identifikují případy expozičních scénářů, představující vyšší riziko pro děti, než pro dospělé. Nekarcinogenní rizika (*HI*) jsou u všech uvažovaných expozičních scénářů významnější pro děti než pro dospělé (až 9,3 krát) s výjimkou inhalačního expozičního scénáře. Teoretické pravděpodobnosti vzestupu případů rakoviny v populaci je vyšší u expozičních scénářů dospělých než dětí s výjimkou orálního příjmu u půd.

8.5 Zdravotní rizika suspendovaných částic ve volném ovzduší

Suspendované částice představují významnou složku znečištění ovzduší, které je v současnosti věnována velká pozornost z hlediska účinků na zdraví lidské populace a možná zdravotní rizika. Na základě poznatků z epidemiologických studií byly identifikovány některé akutní a chronické účinky částic. Mezi akutní účinky je řazeno celkové prohloubení obtíží spojených s respiračními onemocněními (dýchací obtíže, astmatické záchvaty, kašel) a zvýšená denní úmrtnost v důsledku respiračního a kardiovaskulárního selhání. K chronickým účinkům částic je přičítána zvýšená úmrtnost, pokles aktivity plic, zvýšený výskyt respiračních chorob (astma, bronchitida, rozedma plic), kardiopulmonární onemocnění, onemocnění dětí a zvýšený výskyt rakoviny plic. Významným poznatkem je celkové zkrácení očekávané délky života u populací exponovaných vysokým dávkám částic ve srovnání s neexponovaným či méně exponovaným populacím (2 – 3 roky).

Biologické účinky jsou ovlivňovány vedle koncentrace i fyzikálními (velikost, tvar, náboj) a chemickými vlastnostmi (chemické složení) částic. Největší pozornost je věnována částicím o velikosti menší než 10 μm (PM_{10}), které mohou vstupovat do respiračního traktu. Z částic této velikosti jsou však pravděpodobně odpovědné za pozorované biologické účinky zejména částice menší než 2,5 μm ($\text{PM}_{2,5}$), které účinně pronikají až do plicních alveol. Zde se mohou různými mechanismy, které mohou být nezávislé (mechanické působení, zanášení plic, sekundární poškození v důsledku iniciace zánětlivých procesů a fibrotizace plic) i závislé na chemickém složení (toxická a genotoxická vázaných látek) podílet na škodlivém působení na organismus a v jejichž důsledku dochází k výše zmíněným změnám zdravotního stavu.

Z poznatků prováděných epidemiologických studií bylo zjištěno, že některé účinky nastávají již při krátkodobé expozici velmi nízkých koncentracích PM_{10} (pod 100 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) a již nízké koncentrace mohou představovat určité zdravotní riziko.

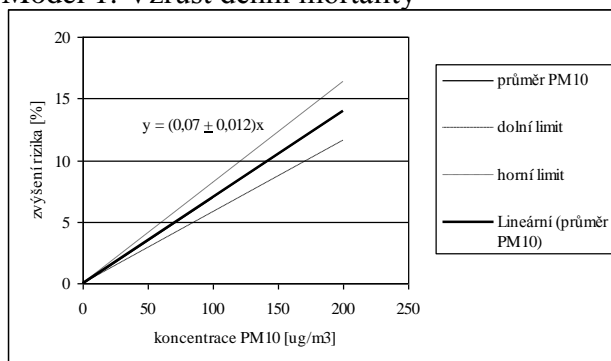
V rámci řešeného projektu byly odebrány vzorky suspendovaných částic v ovzduší na 11 lokalitách v regionu Kutná Hora (3 odběrové kampaně: 16.-22.10.2002, 21.1.-27.1.2003, 24.6.-30.3.2003). Byly odebrány částice frakce TSP (total suspended particles). Na základě gravimetrického stanovení byly určeny koncentrace TSP v ovzduší, které byly pro účely hodnocení zdravotních rizik zprůměrovány a převedeny na koncentraci PM_{10} s využitím doporučeného přepočtového koeficientu 0,8 ve vyhlášce č. 350/2002 Sb.

Pro hodnocení zdravotních rizik byla použita metoda a modely publikované v Guidelines for Air Quality (WHO, 2000). Tato metoda je založena na odhadování relativního rizika změny vybraného zdravotního parametru v závislosti na koncentraci vybrané frakce částic v ovzduší (převážně PM_{10}). Výstupem z prováděného odhadu je údaj o kolik procent se hodnota daného parametru změní ve srovnání s nulovou expozicí. Používané modely (1-5) pro provádění těchto odhadů byly vytvořeny na základě dat, které pocházejí z epidemiologických studií.

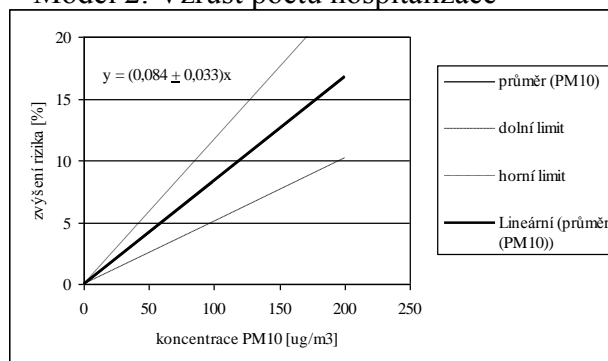
Použití těchto modelů je omezeno pro rozsah koncentrací PM_{10} 20 – 200 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.
Odhadované hodnoty musí být doplněny o hodnoty 95-% intervalu spolehlivosti.
Pro zjištěné koncentrace suspendovaných částic byly vypočítány relativní rizika pro následující zdravotní parametry:

1. ZdP1 - zvýšená denní mortalita (%)
2. ZdP2 - zvýšený počet hospitalizací (%)
3. ZdP3 - zvýšená potřeba bronchodilatace (%)
4. ZdP4 - zvýšená četnost příznaku exacerpace (%)
5. ZdP5 - zvýšené dráždění ke kašli (%)

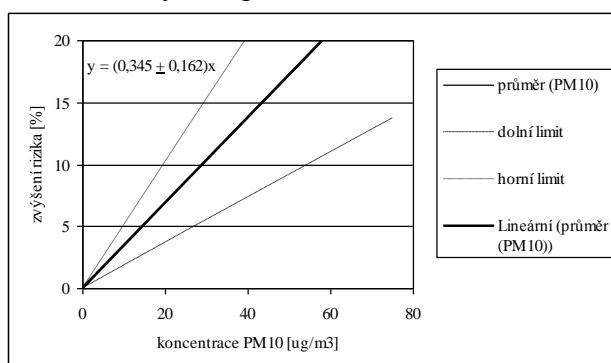
Model 1: Vzrůst denní mortality



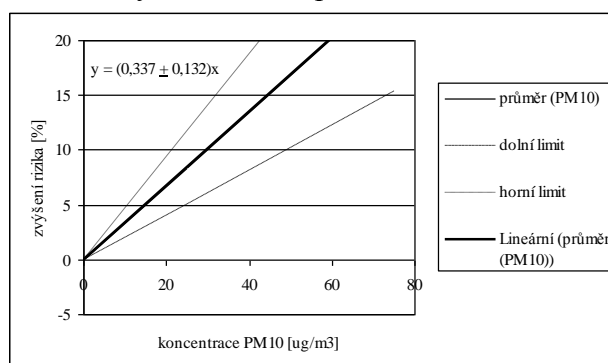
Model 2: Vyrůst počtu hospitalizace



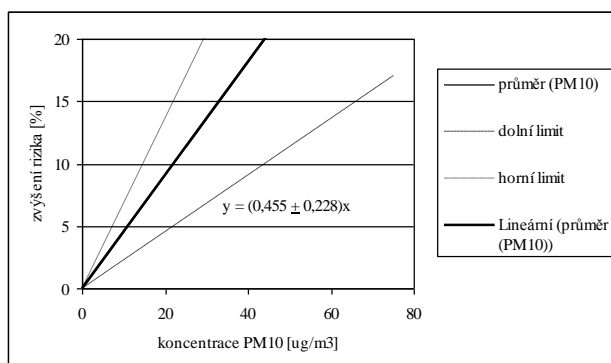
Model 3: Zvýšená potřeba bronchodilatace



Model 4: Zvýšená četnost příznaků exacerpace



Model 5: Zvýšené dráždění ke kašli



I když ani v jednom případě nedošlo k překročení stávajících limitů pro PM₁₀ pro volné ovzduší dle vyhlášky č. 350/2002 Sb. (tabulka 8-8), zjištěné průměrné koncentrace mohou již zvyšovat nepatrně relativní riziko vzniku určitých zdravotních obtíží. V tabulce 8-9 jsou uvedeny odhadované hodnoty pro jednotlivé parametry a jejich intervaly spolehlivosti (i.s. 95-procentní).

Tabulka 8-8: Koncentrace TSP a PM₁₀ ve vzorcích z Kutné Hory [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]

SEKTOR	TSP	PM10
1	30,43	24,35
2	27,98	22,38
3	28,41	22,73
4	29,05	23,24
5	26,33	21,07
6	22,32	17,86
7	23,19	18,55
8	16,53	13,23
9	20,82	16,66
10	33,99	27,19
11	26,73	21,38

Tabulka 8-9: Hodnoty relativního rizika pro vybrané zdravotní parametry [%]; interval spolehlivosti i.s.

SEKTOR	ZdP1	ZdP (i.s.)	ZdP2	ZdP2 (i.s.)	ZdP3	ZdP3 (i.s.)	ZdP4	ZdP4 (i.s.)	ZdP5	ZdP5 (i.s.)
1	1,70	0,29	2,05	0,80	8,40	3,94	8,20	3,21	10,83	5,55
2	1,57	0,27	1,88	0,74	7,72	3,63	7,54	2,95	9,96	5,10
3	1,59	0,27	1,91	0,75	7,84	3,68	7,66	3,00	10,11	5,18
4	1,63	0,28	1,95	0,77	8,02	3,77	7,83	3,07	10,34	5,30
5	1,47	0,25	1,77	0,70	7,27	3,41	7,10	2,78	9,37	4,80
6	1,25	0,21	1,50	0,59	6,16	2,89	6,02	2,36	7,95	4,07
7	1,30	0,22	1,56	0,61	6,40	3,00	6,25	2,45	8,25	4,23
8	0,93	0,16	1,11	0,44	4,56	2,14	4,46	1,75	5,89	3,02
9	1,17	0,20	1,40	0,55	5,75	2,70	5,61	2,20	7,41	3,80
10	1,90	0,33	2,28	0,90	9,38	4,41	9,16	3,59	12,10	6,20
11	1,50	0,26	1,80	0,71	7,38	3,46	7,21	2,82	9,52	4,88

Vzhledem k zjištěným koncentracím bylo nejvyšší relativní riziko zjištěno na lokalitách ze sektoru 1, 3, 4, 10. Naopak nejnižší nárůst zdravotních obtíží je očekáván vzhledem k naměřeným koncentracím na lokalitách ze sektorů 6, 7, 8. Ze sledovaných parametrů byl celkově zaznamenán nejvyšší vliv znečištění TSP v případě dráždění ke kašli (ZdP5), kde je odhadováno zvýšení až o 10 %, a dále v případě potřeby bronchodilatace (ZdP3) a výskytu příznaků exacerbace. V případě denní mortality a počtu příjmu se zvýšení relativního rizika pohybovalo kolem 1 – 2 %. Závěrem lze konstatovat, že i když nedošlo k překročení limitu, zjištěné koncentrace se mohou podílet na mírně zvýšené pravděpodobnosti výskytu respiračních obtíží na některých ze sledovaných lokalit. Tyto pravděpodobnosti však nedosahují významných alarmujících hodnot.

Výsledky byly zaneseny do prostoru formou mapové prezentace (mapová příloha 28).

9. Nejistoty

- Pokud jsou pro účely hodnocení zdravotních rizik prováděny odběry vzorků půd, jedná se většinou o antropogenně kontaminované půdy starých zátěží s rizikem přímé expozice. V těchto případech se doporučuje vzorkovat půdy do hloubky 2 – 5 cm. Situace v zájmovém území je odlišná v několika aspektech: a) území je značně rozsáhlé. b) hodnoceny jsou všechny expoziční cesty, c) v důsledku původu kontaminace je distribuce rizikových prvků v profilu relativně homogenní. Z těchto důvodů byla při vzorkování půd zvolena hloubka vzorkování cca 25 - 30 cm, což zahrnuje profil relevantní pro hodnocení přestupu do rostlin a při akceptování bodu c) též pro hodnocení přímé expozice. Nejistota vzniklá zavedením jednotné hloubky vzorkování 25 - 30 cm se proto jeví jako přijatelná, a to i s ohledem na neúnosné zvýšení nákladů při variantě vzorkování ve dvou hloubkách.
- Při výpočtu celkových ekosystémových a zdravotních rizik vycházejí součtové hodnoty PEC/PNEC, HI i CVRK z hodnot individuálních látek, které byly do výpočtu zahrnuty. Pojem „celková“ rizika je proto nutno hodnotit v tomto kontextu. Při zahrnutí všech látek, pro které existují referenční hodnoty by přirozeně celkové riziko bylo vyšší. Vzhledem k výsledkům první fáze procesu hodnocení rizik (identifikace rizik) je to však irelevantní.
- U dietární expozice jsou zahrnuty do výpočtů zdravotních rizik pouze potraviny rostlinného původu, které jsou produkovány v rámci zájmového území. Není tedy zohledněn celý potravní koš.
- U ekosystémových rizik je sice implicitně pojat určitý stupeň biopřístupnosti hodnocených kontaminantů, v reálných podmínkách však může být biodostupnost odlišná (variabilní) podle forem prvků ve složkách prostředí.
- hodnoty HI a CVRK jsou sice „effect based“, avšak jedná se pouze o určitý stupeň přiblížení.
- Vypočítané hodnoty rizik jsou zatíženy celou řadou nejistot a nelze je považovat za absolutní. V průběhu výpočtu referenčních koncentrací bylo přijato mnoho předpokladů, jejichž případný nesoulad v reálu se může ve výsledcích výrazně projevit.
- Mezi důležité zdroje nejistot v této studii lze považovat příslušné expoziční faktory použité pro různé expoziční cesty. Jedná se především o trvání expozice, četnost expozice a rozsah kontaktu. Posledně zmiňovaný faktor
 - Trvání expozice: je odhadem celkové doby expozice. Často se používá celoživotní expozice, jejíž délka je stanovená na 70 let. I tento faktor je závislý např. na pohlaví jedince nebo na způsobu života, realita přestěhování jedince z/do zmíněné oblasti.
 - Četnost expozice: udává jak často dochází k expozici během roku. Záleží na tom, zda jde o jedince, kteří v oblasti bydlí (350 dní za rok), pracují (250 dní za rok), případně se v oblasti vyskytnou náhodně (7 dní za rok).
 - Rozsah kontaktu: Určuje množství media, které se dostane do kontaktu s exponovaným jedincem za jednotku času během jednorázové události. Pro požití kontaminované půdy představuje rozsah kontaktu požitá množství půdy a frakci požitou z kontaminovaného zdroje. Za požitá množství půdy pro dospělého se považuje $100 \text{ mg} \cdot \text{den}^{-1}$, pro dítě pak $200 \text{ mg} \cdot \text{den}^{-1}$. Tyto hodnoty jsou průměrné, horní percentil pro příjem půdy dítětem může dosahovat až hodnoty $400 \text{ mg} \cdot \text{den}^{-1}$, což do výpočtu vnáší další nejistoty. Rozsah kontaktu pro dermální kontakt s kontaminovanou půdou je závislý na povrchu kůže dostupném pro kontakt, faktoru ulpívání na kůži a faktoru absorpce. Faktor

absorpce je hodnotou specifickou pro danou látku a popisuje desorpci látky z půdní matrice a absorpci přes kůži do krve. Za povrch kůže dostupný pro kontakt byla dosazena u dospělého člověka hodnota $820 \text{ cm}^2 \cdot \text{den}^{-1}$, čímž je výpočet opět vystaven dalším nejistotám. Tato hodnota představuje průměr povrchu dlaní. Faktor ulpívání na kůži také může nabývat různých hodnot v závislosti na parametrech půdní matrice (např. u kaolínu je to $2,77 \text{ mg} \cdot \text{cm}^2$), dle aktuální vlhkosti. V této případové studii byla použita hodnota $0,58 \text{ mg} \cdot \text{cm}^2$.

- Mezi důležité zdroje nejistot v této studii lze považovat příslušné expoziční faktory použité V publikaci Mutation Research v roce 1998 Johnson zveřejnil mimo jiné na příkladu olova aktuální podklady k hypotéze o výrazné schopnosti adaptability lidského organismu na chronickou expozici olovem. Podle zmiňovaného autora lze tyto schopnosti předpokládat i u jiných rizikových prvků (As, Cd,...). Po chronické, či subchronické expozici dochází i z genetického hlediska ke stálým změnám ve schopnosti snížit citlivost organismu na přítomné rizikové prvky v exponované matrici. Při akceptování této úspěšně ověřované hypotézy lze předpokládat vyšší riziko pro nově přistěhovalé ve srovnání s místními obyvateli. U nich by se mohl očekávat fungující fenomén zvýšené adaptabilní schopnosti při expozici. To by znamenalo zvýšení limitní úrovně ještě akceptovatelného rizika. Reálná rizika by pak byla nižší ve srovnání s provedenými výpočty. Aplikovaný model hodnocení zdravotních rizik však tuto skutečnost nedokáže posoudit a zařadit do postupu výpočtů.
- Nejistoty odhadovaných rizik z inhalace tuhých prachových částic PM10 (TSP) zahrnují skutečnost, že jde o odhad na základě omezeného počtu měření na každé z lokalit. V případě sektorů s nejnižšími koncentracemi PM10, byly prováděny odhady rizika pro koncentrace menší než $20 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. Další nejistoty zahrnují skutečnost, že není zohledněno při tomto hodnocení zdravotních rizik složení částic a distribuce mezi jednotlivé dílčí frakce ve skupině PM10. Míru nejistoty představuje i modelové převedení koncentrací prašných částic v ovzduší TSP na pravděpodobnou hodnotu PM10. Distribuce této frakce má velký rozptyl. Proto modelové použití doporučené 80 % hodnoty TSP přináší také velkou míru nejistoty do konečného výpočtu .

10. Závěry

- V oblasti Kutné Hory a okolí se v zemědělských i ostatních půdách vyskytují nadlimitní obsahy arzenu, kadmia, mědi, olova a zinku. U ostatních prvků jsou stanovené limity překračovány ojediněle. U arzenu překračuje platný limit dle vyhlášky č. 13/94 Sb. 90 % vzorků, u kadmia a zinku 65 % vzorků, u olova 37 % vzorků, u mědi 22% vzorků.
- Limitní hodnoty pro obsahy rizikových prvků v půdách jsou v zájmovém území překračovány často mnohonásobně. Průměrná hodnota obsahů arzenu je cca 40 x vyšší než hodnota pro celé území ČR U kadmia je to 13 x, u zinku 9 x, u olova 8 x, a u mědi 6 x. U chromu, rtuti a niklu hodnoty obsahů pro dané území odpovídají běžným obsahům.
- Nejvíce zatížené půdy jsou v sektorech 3, 4, 5, 8 a 9.
- Zátěž půd je způsobena: i) geologickými podmínkami, tj existencí rudního ložiska, ii) rozvlečením haldového materiálu - aplanačí a erozí historických odvalů po těžbě a hutnění rud, iii) důlními vodami, které v minulosti vytékaly z dědičných štol, iv) v menší míře úmyslnou aplikací sedimentů a kalů na půdu.
- V materiálech hald je v průměru cca 5 – 10 x vyšší obsah arzenu, zinku a olova a cca dvojnásobně až trojnásobně vyšší obsah kadmia a mědi než v půdách. U sedimentů podléhají obsahy prvků velkým výkyvům, podle lokality. Podle Metodického pokynu odboru pro ekologické škody Ministerstva životního prostředí ČR, kategorie C jsou obsahy As u více než 90 % vzorků nad limitem kategorie pro průmyslové využití, u olova je to více než 30 % vzorků, u mědi a zinku je to přes 10 % a u kadmia méně než 5% vzorků.
- Počty překročení limitních hodnot obsahů rizikových prvků v rostlinách (zelenina, obiloviny, krmiva) jsou v zájmovém území asi o jeden řád vyšší než v podmínkách běžné zemědělské výroby (kolem 20% vzorků s překročením limitu v zájmovém území proti cca 1 – 2% překročení v normálních podmínkách).
- K překračování limitních hodnot v rostlinách dochází nejvíce u arzenu, méně u kadmia a olova. Vzhledem k hodnotám obsahů prvků v půdě je však příjem arzenu rostlinami relativně nízký.
- Ze vzájemného vztahu obsahů prvků v půdách a v rostlinách lze velmi orientačně vyvodit, že ke zvýšenému riziku kontaminace rostlinné produkce dochází v zájmovém území především u arzenu, kadmia a olova a to řádově od těchto hodnot obsahů v půdě (výluh lučavkou): As $\approx 500 \text{ mg.kg}^{-1}$, Cd $\approx 1,5 \text{ mg.kg}^{-1}$, Pb $\approx 100\text{-}200 \text{ mg.kg}^{-1}$. Tyto hodnoty přibližně odpovídají navrženým limitním hodnotám MPC z hlediska ochrany potravního řetězce.
- Z průzkumu podzemních vod vyplývá, že tyto jsou významně kontaminovány arzenem, přibližně jedna třetina odebraných vzorků překračuje pro tento prvek limitní hodnoty pro pitnou vodu. Dále se vyskytují nadlimitní hodnoty v menším počtu případů pro Cd a výjimečně pro Ni. Hodnoceny však byly i zdroje, ze kterých se voda jako pitná nepoužívá.
- Taktéž u povrchových vod z drobných vodotečí (Beránka, Šífovka) bylo zjištěno překročení limitních hodnot pro povrchové vody pro jednu třetinu odebraných vzorků u arzenu, kadmia a zinku. Měď byla analyzována pouze v devíti vzorcích a u všech došlo k překročení limitu.
- Naměřené hodnoty koncentrací Cd, Ni, a Pb v ovzduší se pohybují ve všech sektorech zájmového území na úrovních cca o 1 až 2 řády nižších než udávají limitní hodnoty pro roční průměry (hodnoty za jednotlivé kampaně i průměry za tři týdenní

kampaně). Pro As jsou ve většině sektorů naměřené hodnoty cca na 1/3 limitních hodnot. K překročení limitní hodnoty došlo pouze v jednom případě u sektoru 3 (Kaňk) ve třetí kampani měření a to včetně povolené tolerance. Limitní hodnota pro TSP (po přepočtu na PM10) byla překročena ve dvou případech ve druhé kampani v sektoru č. 10 – Nové Dvory.

- Při hodnocení ekosystémových rizik metodou poměru PEC - PNEC je hodnota kritického poměru (rovná 1) nejvíce překračována u arzénu. Pro As je kritická hodnota překročena ve všech sektorech; průměrná hodnota za celé zájmové území je 3,06. Ve srovnání s hodnotou pro ČR jde o patnáctinásobek! Za celé území je kritická hodnota překročena ještě u zinku (1,71) a u mědi (1,15). U obou prvků jsou kritické hodnoty překročeny v sektorech 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9. Pro jednotlivé sektory je dále kritická hodnota překračována pro Cd (sektor 5 a 9) a olovo (sektor 9).
- Jednotlivé prvky je možno podle úrovně ekosystémového rizika hodnotit takto:
 - As – velmi vysoké riziko pro všechny sektory, nejvíce pro 3, 4 a 8.
 - Cu, Zn – vysoké riziko pro většinu sektorů s výjimkou okrajových 1, 2, 10, 11.
 - Cd, Pb – mírně zvýšené riziko pro celou oblast
 - Cr, Hg, Ni – bez rizika pro celou oblast
- Při hodnocení celkového ekosystémového rizika pro jednotlivé sektory, je situace nejkritičtější u sektorů 3, 4, 8 a 9, kde překračuje hodnotu 10. Vysoká hodnota je dále v sektorech 5 a 6. Hodnota ekosystémového rizika počítaná pro celou oblast je 8,45. Pokud však tuto hodnotu srovnáme se součtovou hodnotou uvedených prvků pro celé území ČR (2,21), je „pouze“ 4 x vyšší. U těchto výpočtů je žádoucí výsledky vždy před hodnocením „kalibrovat“ podle výsledků získaných analogickým výpočtem z normálních podmínek, protože součtová hodnota ekologického rizika je vždy výrazně ovlivněna a) použitými hodnotami PNEC, b) počtem látek, které jsou do hodnocení zahrnuty. Objektivnější v tomto případě je tedy spíše srovnání hodnot 8,45 a 2,21, než samostatné posuzování hodnoty 8,45 vzhledem k teoretické úrovni 1.
- Hodnocení ekosystémových rizik na základě výsledků obsahů prvků v sedimentech ukazuje, že nejzávažnějším kontaminantem je opět arzén. Vzhledem k plošnému rozšíření je však ekosystémové riziko vyplývající z kontaminace sedimentů relativně malé a do výpočtů zdravotních rizik tyto hodnoty nebyly vůbec zahrnuty (prakticky nulová možnost expozice). V absolutních hodnotách je kontaminace sedimentů poměrně vysoká, a proto mohou být zdrojem zátěže ostatních složek ekosystémů, především okolních zemědělských pozemků, na které jsou sedimenty aplikovány při čištění vodních toků. Kontaminované sedimenty pravděpodobně významně ohrožují biodiverzitu i abundanci vodních živočichů a bentosu.
- Také při hodnocení potenciálních zdravotních rizik byl jako jednoznačně nejzávažnější kontaminant v zájmovém území zjištěn arzén.
- U nekarcinogenních rizik byly nejvyšší hodnoty HI zjištěny pro matrici haldy (expozice orální i dermální). U orální expozice došlo dokonce u mediánů pro všechny hodnocené sektory k překročení přijatelného rizika. Při dermálním kontaktu bylo toto překročení identifikováno u sektorů 3, 4, 5 a 8. Vysoké hodnoty HI však mohou být výrazně eliminovány při snížení parametru frekvence expozice (viz doporučení).
- U půd při dermální a orální expozici docházelo výjimečně k překročení limitní hodnoty indexu nebezpečnosti HI pro nekarcinogenní rizika. Medián hodnot HI nepřekročil

v případě dermální expozice u žádného sektoru limit; v případě orální expozice byl medián HI = 1,01 mírně nadlimitní u sektoru 4.

- Nekarcinogenní rizika u vody při orální expozici byla v mediánové hodnotě HI nadlimitní pouze v sektoru 4 a 7. U sektoru 7 je však k dispozici jen jediná hodnota.
- Nekarcinogenní rizika vyjádřená v mediánech HI nepřesáhla limit akceptovatelného rizika u všech hodnocených dietárních expozic, inhalační expozice, u již zmíněného dermálního kontaktu s půdou a u dermální expozice pro případ povrchových i studničních vod.
- Nekarcinogenní rizika (index nebezpečnosti HI) jsou u všech uvažovaných expozic významnější pro děti než pro dospělé (až 9,3 krát) s výjimkou inhalačního expozičního scénáře. Teoretické pravděpodobnosti vzestupu případů rakoviny v populaci (CVRK) je vyšší u expozičních scénářů dospělých než dětí s výjimkou orálního příjmu u půd.
- U karcinogenních rizik výrazně překračují limit akceptovatelného rizika CVRK taktéž matrice haldy a půdy při orální, o řád méně při dermální expozici. Možnost snížení CVRK je totožná jako u nekarcinogenních rizik.
- Maximální hodnota CVRK je dále mírně překročena i pro inhalační expozici a to pouze v sektoru 3.
- Významné hodnoty mediánů CVRK byly zjištěny v případě studničních vod pro zvolený orální expoziční scénář na všech hodnocených sektorech (4, 5, 7, 8 a 9). Dermální expozice stejnou matricí byla s hodnotou mediánu CVRK nad akceptovatelným limitem jen v sektoru 7.
- Významnost překročení akceptovatelného karcinogenního rizika je nutné posuzovat i z hlediska počtu vstupních hodnot pro vypočítané mediány. Statistická charakterizace výsledných hodnot rizik je dokumentována Box&Whiskers plots grafy.
- Velmi nízká teoretická míra karcinogenního rizika byla zjištěna u povrchové i studniční vody pro dermální expozici. Pouze v sektoru 7 došlo u mediánu CVRK k mírnému překročení akceptovatelného limitu.
- U dietární expozice je nejnižší míra karcinogenního rizika zjištěno u příjmu kukuřice, kde nedošlo v žádném sektoru k překročení akceptovatelného limitu, a u příjmu salátu, kde toto překročení bylo zjištěno jen v sektoru 3 (3 případy z mil. populace).
- Teoreticky předpokládaný příjem zelí, rajčat, okurek a brambor představuje navýšení pravděpodobnosti počtů případů rakoviny nad akceptovatelný limit ve všech hodnocených sektorech. Totéž platí i pro případ příjmu mrkve, ale s výjimkou sektorů 2, 10 a 11, kde tyto hodnocené CVRK byly těsně podlimitní.
- Při hodnocení jednotlivých sektorů jsou z hlediska statistického vyhodnocení i rizikové analýzy nejvíce zatíženy sektory 3, 4 a 8. Relativně nejméně jsou zatíženy sektory 1, 2, 10 a 11.
- Byly vypočítány hodnoty expozičních parametrů, které by mohly eliminovat nekarcinogenní či karcinogenní rizika na již akceptovatelnou úroveň. Vzhledem k tomu, že významnější eliminace těchto parametrů je nutná v případě karcinogenních rizik jsou výsledná doporučení následující:

Parametr		číslo sektoru												
matrice	expoze	parametr	původní hodnota parametru	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
				Doporučená hodnota expozičního parametru										
půda	dermální	frekvence expozice (dny/rok)	330	54	45	14	11	17	23	36	17	19	56	43
halda	dermální	frekvence expozice (dny/rok)	330		8	0,3	1	2	2	2	0,5	3		3
půda	orální	frekvence expozice (dny/rok)	330	8	7	2	2	3	4	5	3	3	9	6
halda	orální	frekvence expozice (dny/rok)	330		1	0,04	0,1	0,2	0,3	0,3	0,1	1		0
voda	orální	požitá množství (l/den)	1,4				0,01	0,02		0,002	0,1	0,1		
voda	dermální	trvání expozice (hod/den)	0,16667							0,11				
ovzduší	inhalační	trvání expozice (hod/den)	4			2,3								
mrkev	dietární	část požitá z kontaminovaného zdroje	28,26% *			1,5%	23,7%	27,0%	11,9%	19,9%	13,3%	21,4%		
brambory	dietární	část požitá z kontaminovaného zdroje	28,26% *			2,6%		5,5%		8,8%	1,8%	3,9%		
okurky	dietární	část požitá z kontaminovaného zdroje	28,26% *					1,2%		2,2%	2,1%			
salát	dietární	část požitá z kontaminovaného zdroje	28,26% *			9,2%								
rajčata	dietární	část požitá z kontaminovaného zdroje	28,26% *					5,3%	3,7%	1,7%	2,8%			
zelí	dietární	část požitá z kontaminovaného zdroje	28,26% *	4,9%										

* údaj z výsledků analýzy spotřebního koše - SZÚ 1997.

Prázdné pole představuje případ buď s chybějícími informacemi, případně s odhadovanými nevýznamnými úrovněmi rizik. V případě dermální expozice při kontaktu s vodou při sprchování je doporučovaná hodnota trvání expozice 0,1 hodin za den. To znamená 6 minut denně namísto původních 10 minut. U inhalačního expozičního scénáře je výsledná doporučovaná doba trvání expozice 2,3 hod/den, což je 2 hodiny a 36 minut a to pro sektor3.

➤ Vzhledem k zjištěným koncentracím TSP ve volném ovzduší bylo nejvyšší relativní riziko zjištěno na lokalitách ze sektoru 1, 3, 4, 10. Naopak nejnižší nárůst zdravotních obtíží je očekáván vzhledem k naměřeným koncentracím na lokalitách ze sektorů 6, 7, 8. Ze sledovaných parametrů byl celkově zaznamenán nejvyšší vliv znečištění TSP v případě dráždění ke kašli (ZdP5), kde je odhadováno zvýšení až o 10 %, a dále v případě potřeby bronchodilatace (ZdP3) a výskytu příznaků exacerbace. V případě denní mortality a počtu příjmu se zvýšení relativního rizika pohybovalo kolem 1 – 2 %. Závěrem lze konstatovat, že i když nedošlo k překročení limitu, zjištěné koncentrace se mohou podílet na mírně zvýšené pravděpodobnosti výskytu respiračních obtíží na některých ze sledovaných lokalit. Tyto pravděpodobnosti však nedosahují významných alarmujících hodnot.

Celkový závěr:

Zájmová oblast Kutné Hory a okolí a zejména její centrum – sektory 3, 4 a 8 vykazuje výraznou zátěž všech složek životního prostředí rizikovými prvky. Nejvíce arzenem a dále i kadmíem, olovem, mědí a zinkem.

Nejvíce zatíženou složkou prostředí jsou půdy a materiály hald, odkud se kontaminace šíří do ostatních složek. V půdách a materiálech hald jsou též nejvíce překračovány limitní hodnoty obsahů prvků, pro arzen téměř ve 100 % odebraných vzorků. U ostatních matric se množství vzorků s překročením limitu alespoň u jednoho prvku pohybuje v desítkách procent, pouze u ovzduší je překročení výjimečné.

Obecně uznávané referenční hodnoty PEC/PNEC pro ekosystémová rizika, HI pro zdravotní nekarinogenní rizika a CVRK pro zdravotní karinogenní rizika jsou v zájmovém území běžně překračovány. Nejvíce v centrálních sektorech pro expozice půda a haldy – orální a dermální. Přes relativně vysoké hodnoty však v populaci zájmového území pravděpodobně nebudou epidemiologické projevy měřitelné.

V případech významných zjištěných hodnot zdravotních rizik je možné relativně nenáročně aplikovat preventivní a nápravná opatření.

11. Návrhy opatření

V rámci celého zájmového území není nutno přistupovat k plošným a náročným technickým opatřením. Návrhy opatření pro celé zájmové území spočívají v možnostech eliminace rizika, a v provedení nebo dodržování navržených preventivních opatření, popřípadě v provedení technických opatření menšího rozsahu.

11.1 Technická opatření

- Z technických opatření lokálního rozsahu byla potvrzena nutnost připojení obce Hlízov na veřejný vodovod (je již součástí studie Havel a kol. 2002).
- Nejvýznamnějším zdrojem kontaminace jsou staré důlní haldy a strusky, případně odkaliště. Tyto lokality je třeba udržovat pod stálým vegetačním krytem a popřípadě provést protierozní opatření. Pokud jsou již využívány jako zahrádky, měl by MÚ Kutná Hora informovat majitele (uživatele) o potenciálním zvýšení rizik, s případnými návrhy na alternativní využití.

11.1 Preventivní opatření

- Lokality hald a struskových výsypek nesmí být využívány pro účely zemědělské nebo zahrádkářské produkce. Nesmí zde být umístěovány žádné stavby a rekreační objekty, kde by docházelo dlouhodobějšímu zdržování obyvatel. Vhodným způsobem využití je zalesnění.
- Při zpracování projektů územního plánování by měly být zohledněny lokality hald a půd s vyššími obsahy rizikových prvků a tyto lokality (včetně jejich okolí) vyčlenit z pozemků navrhovaných pro zástavbu a zahrádky a z pozemků určených k rekreaci nebo k průmyslovému využití.
- Na zemědělských půdách v sektorech 3, 4, 5, 9, popř. i na menších lokalitách půd v jiných sektorech s prokázanou kontaminací by měla být omezena nebo vyloučena produkce k potravinářským účelům. Ke stanovení těchto ploch je možno využít mapových příloh 2-6 s interpretací do produkčních bloků (produkční bloky s obsahem jednotlivých rizikových prvků ve dvou nejvyšších třídách obsahů). Nejvhodnějším způsobem využití těchto ploch je trvalé zatravnění (popř. zalesnění).
- Přestože dietární riziko je relativně nízké doporučuje se, aby drobní pěstitelé, zejména v sektorech 3, 4, 5, 6, 7, 8, a 9, popř. i na menších lokalitách půd v jiných sektorech s prokázanou kontaminací využívali zeleninu a ovoce ze svých pozemků pouze jako doplněk celkového množství konzumovaného ovoce a zeleniny.
- Sedimenty z čištění vodních toků není možné aplikovat na zemědělskou půdu. Je třeba je ukládat na řízené skládky.
- Obyvatelé zájmového území by měli být informováni o výsledcích šetření vhodnou formou (komunikace rizika).

Použité pojmy a zkratky

ADI – acceptable daily intake, přijatelný denní přívod, srovnatelný s výrazem tolerable daily intake (tolerovatelný denní přívod, TDI). Expoziční limit je obvykle vyjádřený v mikrogramech kontaminantu na den a jednotkovou tělesnou hmotnost.

CVRK – pravděpodobnost (v matematickém smyslu), se kterou dojde za definovaných podmínek k poškození zdraví. Numerická hodnota je pro jednotlivce i populaci identická, liší se v interpretaci. Za pomyslnou hodnotu „bezpečnosti“ považujeme pro jednotlivce obvykle pravděpodobnost rovnu $1,0E-04$ (0,0001) a pro populaci rovnu $1,0E-06$ (0,000001).

CSF – viz Faktor směrnice

ČHMÚ – Český hydrometeorologický ústav.

ČIA – Český institut pro akreditaci.

ČSÚ – Český statistický úřad.

Dávka – množství látky přijaté sledovaným objektem (člověkem, zvířetem).

Expozice – kontakt fyzikálního, chemického a biologického faktoru (kontaminantu, cizorodé látky) s vnějšími hranicemi organismu.

Expoziční limity – jsou definovány komisí JECFA FAO/WHO jako ADI (přijatelný denní přívod), PTWI (provizorní tolerovatelný týdenní přívod), PMTDI (provizorní maximální tolerovatelný denní přívod) nebo organizací US EPA jako RfD (referenční dávka). V některých případech nedošlo ke stanovení expozičního limitu, který by byl mezinárodně uznáván. Pak je dočasně užíván TDI (tolerovatelný denní přívod) na národní nebo mezinárodní úrovni. Obecný význam expozičních limitů: daná expoziční dávka, která při každodenním přívodu po dobu předpokládaného života člověka nebude mít statisticky průkazné škodlivé účinky (nedojde ke zvýšení rizika poškození zdraví).

Faktor směrnice (Cancer Slope Factor - CSF) - se obvykle stanovuje pro orální a inhalační cestu expozice samostatně (Oral Slope Factor - OSF, Inhalation Unit Risk - IUR). Pro stanovení hodnot OSF a IUR byl v US EPA použit 95 percentil intervalu spolehlivosti pro směrnici. Jednotky mají rozměr $1/(\text{mg/kg tělesné hmotnosti/den})$ pro OSF nebo $1/(\mu\text{g/metr krychlový})$ pro IUR. Stanovené hodnoty představují vlastně konstanty karcinogenního potenciálu. Při jejich použití je odhadována horní mez skutečného rizika. Úroveň expozice se přepočítává na celkovou předpokládanou délku života exponované osoby t.j. stanovuje se průměrná celoživotní denní expozice (Příjem). Riziko takto vypočtené se považuje za celoživotní vzestup pravděpodobnosti počtu nádorových onemocnění nad všeobecný průměr v populaci (**CVRK**) v důsledku definované expozice danému faktoru. Výpočet se provádí podle následujícího vztahu: $\text{CVRK} = 1 - e(-\text{Příjem} \times \text{OSF nebo IUR})$.

Index nebezpečnosti - měřítkem rizika nekarzinogenního účinku chemické látky je poměr RfD a příjmu I (mg/kg/den) odhadnutého pro danou expoziční cestu nazývaný index nebezpečnosti **HI (Hazard Index)**.

KHS – Krajská hygienická stanice.

Kvantil (p - procentní) – hodnota, pro kterou je kumulativní distribuční funkce souboru rovna právě p % (50% kvantil = medián).

Limit – nejmenší nebo nejvyšší přípustné množství, krajní mez. Jeho nedosažení nebo překročení je důvodem k přijetí nápravného opatření.

Medián – viz kvantil, obvykle je to hodnota prostředního prvku souboru uspořádaného podle velikosti.

Mezikvartilové rozpětí – rozpětí dané 75%ním a 25%ním kvantilem, obsahuje 50 % hodnot sledovaného výběru.

NOAEL (No-observed-adverse-effect level) - je nejvyšší dávka (úroveň expozice), při které ještě není pozorována žádná nepříznivá odpověď na statisticky významné úrovni ve srovnání s kontrolní skupinou. Určité účinky mohou být pozorovány, nejsou však považovány za nežádoucí, ani za prekurzory nežádoucích účinků. Pro charakterizaci rizika je z několika různých NOAEL brána v úvahu vždy nejvyšší hodnota. NOAEL nesmí být zaměněna s

NOEL - (No-observed-effect level) - nejvyšší úrovni expozice, při které není pozorována žádná odpověď na statisticky významné úrovni ve srovnání s kontrolní skupinou. V řadě případů je dosažitelná pouze hodnota LOAEL (Lowest-observed-adverse-effect level), tedy nejnižší úroveň expozice při které je ještě pozorována nepříznivá odpověď na statisticky významné úrovni ve srovnání s kontrolní skupinou.

NPM – nejvyšší přípustné množství

PEC - Predicted environmental concentration (předpokládaná koncentrace v prostředí)

PNEC Predicted no effect concentration (předpokládaná koncentrace bez účinku)

PM₁₀ – taková frakce polévatého prachu, jejíž střední hodnota rozdělení velikosti částic je rovna 10 μm.

RfD – reference dose, referenční dávka. Expoziční limit stanovený organizací US EPA jako denní expozice vyjádřená obvykle v mikrogramech kontaminantu na den a jednotkovou tělesnou hmotnost. Význam: Denní expozice, která při celoživotní expozici pravděpodobně nezpůsobí poškození zdraví. Je definována podílem nejvyšší dávky (NOAEL), při které není ještě pozorována na statisticky významné úrovni žádná nepříznivá odpověď ve srovnání s kontrolní skupinou, a součinem modifikujícího faktoru (MF) a faktoru nejistoty (UF): $RfD = NOAEL / (UF * MF)$.

TDI – tolerable daily intake (tolerovatelný denní přívod). Není-li definován expoziční limit, který by byl mezinárodně uznáván, je dočasně používán TDI na národní nebo mezinárodní úrovni. Je vyjádřen v mikrogramech kontaminantu na den a jednotkovou tělesnou hmotnost.

TSP – total suspended particles (celkový polévatý prach).

US EPA – United States Environmental Protection Agency.

WHO – World Health Organization – Světová zdravotní organizace.

Použitá literatura

1. Abraham M. et al. (1995): Regionální šlichová prospekce ČR. - MS. Geomin Jihlava.
2. Babčan J. (1955): Sledování supergenese kaňkovského haldového rudního materiálu. - MS. Ústav pro výzkum rud (Ústav nerost. surovin Kutná Hora, ev. č. 108).
3. Babčan J. (1958): Zpráva o chemickém a fázovém rozboru haldového rudního materiálu z Kaňku u Kutné Hory. - MS. Ústř. úst. geol. (Ústav nerost. surovin Kutná Hora, ev. č. 608).
4. Bernard J.H. (1953): Geochemie Rejského a Turkaňského pásma u Kutné Hory. - Rozpr. Čs. akad. Věd, Ř. mat. přír. Věd, 63, 1-59. Praha.
5. Bílek J. (1962): Dějiny dolování na Grejfském pásmu v Kutné Hoře. - MS. Geofond Kutná Hora.
6. Bílek J. (1966 a): Báňsko-historické poměry území objezdové komunikace v Kutné Hoře. - MS. Geofond Kutná Hora.
7. Bílek J. (1966 b): Báňsko-historické poměry území na trase projektovaného vodovodu v Kutné Hoře. - MS. Geofond Kutná Hora.
8. Bílek J. (1968): Dějiny dolování na Skaleckém pásmu v Kutné Hoře. - MS. Geofond Kutná Hora.
9. Bílek J. (1970 a): Báňsko-historický výzkum kutnohorského revíru. Montanistické a ložiskové poměry Staročeského pásma, I. část. - MS. Geofond Kutná Hora.
10. Bílek J. (1972): Báňsko-historický výzkum kutnohorského revíru. Montanistické a ložiskové poměry Staročeského pásma, II. část. - MS. Geofond Kutná Hora.
11. Bílek J. (1974 a): Báňsko-historický výzkum kutnohorského revíru. Ložiskové poměry Kuklického pásma. - MS. Geofond Kutná Hora.
12. Bílek J. (1974 b): K problému středověkého dolování v Kutné Hoře - Šipší a k jeho vlivu na projektovanou zástavbu. - Rozpr. Nár. techn. Muz. (Praha), 64, Studie z dějin hornictví, 5, 194-200.
13. Bílek J. (1975): Báňsko-historický přehled území mezi Kolínem, Přeloučí, Chlístovicemi a Kraskovem. - MS. Geofond Kutná Hora.
14. Bílek J. (1976): Báňsko-historický výzkum okolí kutnohorského revíru. - MS. Geofond Kutná Hora.
15. Bílek J. (1978): K rozsahu poddolování oblasti Kutná Hora - Červené Pečky a jeho vlivu na projektovanou akci závlah. - MS. Geofond Kutná Hora.
16. Bílek J. (1980): Kutnohorský revír. Báňsko-historický výzkum Hloušeckého pásma. - MS. Geofond Kutná Hora.
17. Bílek J. (1981): K výzkumu poddolovaných území v Kutné Hoře. - Rozpr. Nár. techn. Muz. (Praha), 76, Studie z dějin hornictví, 11, 71-86.
18. Bílek J. (1982 a): Kutnohorský revír. Báňsko-historický výzkum Roveňského pásma. - MS. Geofond Kutná Hora.
19. Bílek J. (1982 b): Kutnohorské hornictví na sklonku 13. století. - Rozpr. Nár. techn. Muz. (Praha), 88, Studie z dějin hornictví, 13, 76-96.
20. Bílek J. (1984 a): K hloubkovému rozsahu starých hornických prací v kutnohorském revíru. - Hornická Příbram ve vědě a technice, sekce Z dějin evropské těžby a zpracování rud barevných kovů, 121-128. Příbram.
21. Bílek J. (1984 b): K ložiskovým poměrům Oselského pásma v Kutné Hoře. - Rozpr. Nár. techn. Muz. (Praha), 96, Studie z dějin hornictví, 15, 33-56.
22. Bílek J. (1985 a): Znalecké posouzení báňsko-historických poměrů jižní části kutnohorského revíru. - MS. Geofond Kutná Hora.
23. Bílek J. (1985 b): K problematice zástavby poddolované zóny pod tzv. Ptákem v Kutné Hoře. - Rozpr. Nár. techn. Muz. (Praha), 99, Studie z dějin hornictví, 16, 169-182.
24. Bílek J. (1987): Mapy poddolovaných území kutnohorského revíru 1 : 5000 (8 listů). - MS. Geofond Kutná Hora a Praha (P 56796).
25. Bílek J. (1994): K báňsko-historické problematice podzemních prostor pod jihozápadním okrajem Kutné Hory. - Zpr. památk. péče, 54, 215-216. Praha.
26. Bílek J. - Hoffman V. - Trdlička Z. (1965): Kutnohorské odvaly. - Sbor. Oblast. Muz. (Kutná Hora), Ř. B, 7, 3-40.
27. Bílek P. (1996): Výsledky rozborů půd, půdních výluhů a pitné vody z Hlízova. - MS. Soukromá informace z OHS Děčín.
28. Borovec Z. (1996): Distribution of Toxic Metals in Stream Sediments. - Acta Univ. Carol., Geol., 38 (1994), 91-103. Praha.
29. Bruijn, de J. ; Crommentuijn T ; Leeuwen K van ; Plassche E van der ; Sijm D ; Weiden M van der, (2000): Environmental Risk Limits in The Netherlands. RIVM Rapport 601640001 1999, 900 p.
30. Brzáková J. (2000): Obnova funkce krajiny - středověké důlní haldy a jejich okolí. - MS. Diplomová práce. Jihočes. universita České Budějovice, zemědělská fak., katedra ekologie.

31. Byron W. R., Bierbower, B. G., Brouwer, J. B., Hansen, W. H. (1967): Pathologic changes in rats and dogs from two-year feeding of sodium arsenite or sodium arsenate. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 10, 132-147.
32. Fairbrother A., Kapustka, L. A.: Proposed Hazard Classification of Metals in the Terrestrial Environment. Second Discussion paper, ICME, Ontario, 2000.
33. Hak J. - Trdlička Z. - Litomiský J. (1964): Chemismus sfaleritu z Rejského pásma u Kutné Hory. - *Sbor. geol. Věd, Technol. Geochem.*, 4, 37-61. Praha.
34. Hauptman I. (1995): Výsledky průzkumu obsahu rizikových prvků v lokalitách okresů Příbram, Kolín, Kutná Hora. - MS. Ústř. kontrol. a zkušeb. úst. zeměděl., Praha.
35. Hauptman I. (1997): Analýzy obsahu As ve výlužích půdních vzorků z okolí Kutné Hory. - MS. (Ústř. kontrol. a zkušeb. úst. zeměděl., Praha).
36. Havel, B. – Krahuřová, Z. – Hartlová, D. – Stehlík, F. – Krtilová, P. (2002): Expozice arzenu z životního prostředí v okolí Kutné Hory – hodnocení zdravotních rizik. Zpráva KHS Stč. kraje.
37. Havlíček J. - Pácal Z. (1962): Arsen v důlní vodě ze Staročeského pásma (Kaňk u Kutné Hory). - *Čas. Min. Geol.*, 7, 3, 260-268. Praha.
38. Hermayer, K. L., Stake, P. E., Shippe, R. L. (1977): Evaluation of dietary zinc, cadmium, tin, lead, bismuth and arsenic toxicity in hens. *Poult Sci*, 56, 1721.
39. Hoffman V. - Drábková E. - Drábek M. - Kvaček M. - Malec J. - Trdlička Z. (1990): Hlubkový metalogenetický výzkum Českého masivu. Sulfidy. - MS. Ústav nerost. surovin, Kutná Hora (ev. č. 3346).
40. Hoffman V. - Mikuš M. - Trdlička Z. (1982 a): Gruntecké pásmo v severní části kutnohorského revíru. - *Geol. Průzk.*, 24, 3, 65-67. Praha.
41. Hoffman V. - Skřivánek M. - Trdlička Z. (1980): Kutnohorská měď. - *Nerost. Sur.*, 1-2/1980, 13-33. Kutná Hora.
42. Hoffman V. - Trdlička Z. (1976): Mineralogie a geochemie kutnohorského revíru. - *Geol. Průzk.*, 1976/1, 8-13. Praha.
43. Hoffman V. - Trdlička Z. (1977): Stříbro a zlato v kutnohorských rudách. - *Nerost. Sur.*, 1/1977, 40-71. Praha.
44. Hoffman V. - Trdlička Z. (1978 a): Chemismus rudních nerostů kutnohorských rudních žil. - *Nerost. Sur.*, 1-2/1978, 74-130. Kutná Hora.
45. Hoffman V. - Trdlička Z. (1978 b): Mineralogická charakteristika kutnohorských rudních žil. - *Nerost. Sur.*, 3/1978, 4-37. Kutná Hora.
46. Hoffman V. - Trdlička Z. (1981): Mineralogicko-chemický charakter kutnohorských rudních žil. - *Sbor. geol. Věd, Technol. Geochem.*, 17, 63-105. Praha.
47. Hoffman V. - Trdlička Z. (1985): K problematice obsahů stříbra v odpadech po úpravnickém zpracování sulfidických rud. - *Nerost. Sur.*, 3/1985, 1-41. Kutná Hora.
48. Hoffman V. - Trdlička Z. - Kubát M. - Novák F. (1994): Sb-mineralizace v severní části kutnohorského rudního revíru. - *Věstn. Čes. geol. Úst.*, 69, 2, 59-61. Praha.
49. Hoffman V. - Trdlička Z. - Rezek K. - Mikuš M. (1982 b): Hydrotermální alterace v severní části kutnohorského revíru. - *Nerost. Sur.*, 5-6/1982, 1-43. Kutná Hora.
50. Holub M. - Hoffman V. - Trdlička Z. - Soukup B. - Bílek J. (1974): Kutnohorský revír. Mineralogická, geochemická, strukturální a ložisková studie. Závěrečná zpráva. - MS. Geoindustria Praha, záv. Jihlava (Ústav nerost. surovin, Kutná Hora, ev. č. 1931).
51. Holub M. - Hoffman V. - Trdlička Z. - Vodochodský L. (1976): Studium primárních rudních aureol - nová prospekční metoda aplikovaná v severní části kutnohorského revíru. - *Nerost. Sur.*, 1-2/1976, 106-167. Kutná Hora.
52. Holub M. - Hoffman V. - Trdlička Z. (1978): Chemický charakter rudních žil a jejich primárních aureol v severní části kutnohorského revíru. - *Nerost. Sur.*, 1978/4, 1-52. Praha.
53. Holub M. - Hoffman V. - Mikuš M. - Trdlička Z. (1982): Polymetalická mineralizace kutnohorského revíru. - *Sbor. geol. Věd, Lož. Geol. Mineral.*, 23, 60.123. Praha.
54. Holub M. - Vodochodský L. - Hoffman V. - Trdlička Z. - Vamberová O. - Grym V. (1977): Kutnohorský revír. Staročeské pásmo. Primární aureoly. - MS. Geoindustria Jihlava (Ústav nerost. surovin Kutná Hora, ev. č. 2533).
55. Hušpauer M. (2000): Malín - předpolí štoly 14 pomocníků. - MS. Geoservis, Kutná Hora.
56. Jiránková (1995): Analýzy vody z pramene Barborka. - MS. (Pivovar Kutná Hora).
57. Kořan J. (1950): Dějiny dolování v rudním okrsku kutnohorském. - *Geotechnica*, 11. Praha.
58. Koutek J. (1967): Geologie kutnohorského rudního obvodu. - *Sbor. Oblast. Muz. (Kutná Hora)*, Ř. B, 8-9, 1-80.
59. Koutek J. - Kutina J. (1949): Rudní žíly a jejich minerály ve štolě sv. Antonína Paduánského u Kutné

- Hory. - Sbor. Stát. geol. Úst., 16, 783-797. Praha.
60. Kozubek P. - Pácal Z. (2003) : Určení obsahu arzenu (Cd, Zn a dalších škodlivin) v půdách a v povrchových vodách v prostoru mezi Kaňkem, Hlízovem a Malínem.
 61. Krahulcová Z. - Hartlová D. - Žalud L. (2002): Hodnocení prašnosti z plošných zdrojů v oblasti Kutná Hora. - MS. Kraj. hygien. stanice Středočes. kraje, Praha.
 62. Králík M. et al. (1985): Zhodnocení prognóz zdrojů Ag v Českém masivu. - MS. Geindustria Praha (Geofond Praha).
 63. Krejčířík L. (1963): Orientační průzkum možností využití odpadních okruž RD Příbram, závod Kutná Hora-Kaňk. - MS. Ústav nerost. surovin, Kutná Hora (ev. č. 776).
 64. Kutina J. (1949): Chemismus rudních žil ze štoly sv. Antonína Paduánského od Poličan u Kutné Hory na základě spektrálních analys. - Rozpr. Čes. Akad. Věd, Ř. mat. přír. Věd, 59, 1-25, Praha.
 65. Kvaček M. (1978): Výsledky analýzy obsahu stopových prvků v sulfidech z Grunteckého pásma. - MS. Ústav nerost. surovin, Kutná Hora.
 66. Kvaček M. (1989): Geochemická charakteristika sulfidů ze severní části kutnohorského rudního revíru. - Sbor. geol. Věd, Technol. Geochem., 24, 103-128. Praha.
 67. Kvaček M. - Rezek V. (1980): Informace o distribuci některých průvodních cenných prvků na vybraných ložiskách rud barevných kovů v ČSR. - MS. Ústav nerost. surovin, Kutná Hora (ev. č. 2281).
 68. Landa I. (1993): Monitorovací sondy EH 1 a EH 2 u odkaliště Kaňk u Kutné Hory. - MS. Ecoland, Praha.
 69. Landa I. - Rak M. (1996): Posudek Kaňk '96. Vyhodnocení dosavadních monitorovacích prací a návrh na řešení hydroekologických problémů spojených s ukončením odvodňování. - MS. Ecoland, Praha.
 70. Landa, I.(2000): Hodnocení nebezpečnosti látek při zpracování rizikových analýz pro odstraňování starých ekologických zátěží. Bulletin odboru APVR č. 3/2000, ÚKZÚZ Brno.
 71. MacIntosh, D.L., Spengler, J.D.: human exposure assessment: Interantional programme on chemical safety. Environmental Health Criteria 214, WHO 2000.
 72. Macháček V. (1954): Výzkum strusek v okolí Kutné Hory. - MS. Přírodověd. f. Univ. Karl., Praha. (Geofond Praha, P 6029).
 73. Majer V. - Šánka V. - Veselý J. (1996): Geochemie povrchových vod na území listu 13 - Hradec Králové. - MS. Český geol. ústav, Praha.
 74. Malec J. (1997): Kutná Hora a zlato. - Minerál, 5, 6, 399-402. Brno.
 75. Malec J. (1999): Komplexní zhodnocení starých hald po těžbě rud na Kutnohorsku. - MS. ÚNS-Výzkum, Kutná Hora (ev. č. 3693).
 76. Malec J. (2002): Identifikace těžkých kovů v částicích prašných spadů z okolí Kutné Hory. - MS. ÚNS-Výzkum, Kutná Hora (ev. č. 3711).
 77. Malec J. - Kavalír J. - Telecký J. (1991): Využití flotačních odpadů z Kaňku pro výrobu pórobetonových tvárníc. - MS. Ústav nerost. surovin, Kutná Hora (ev. č. 3451).
 78. Malec J. - Kolomazník J. (1998): Podmínky migrace a srážení arzenu a těžkých kovů ve vodách vytékajících z opuštěných důlních děl v kutnohorském revíru a návazná rizika kontaminace životního prostředí. - MS. ÚNS-Výzkum, Kutná Hora (ev. č. 3684).
 79. Malec J. - Pauliš P. (1995): Kontaminace zemědělských půd rizikovými prvky v kutnohorském rudním revíru. - MS. Ústav nerost. surovin Kutná Hora (ev. č. 3623).
 80. Malec J. - Pauliš P. (1997): Kutnohorský rudní revír a projevy zaniklé důlní a hutní činnosti na jeho území. - Bull. min.-petr. odd. NM v Praze, vol 4-5, 84-105. Praha.
 81. Malec J. - Pauliš P. (2000): Obsahy a nositelé stříbra v rudách z ložiska Kutná Hora. - Kutnohorsko - vlastivědný sborník 3/2000, 29 - 35. Vyd. Kuttna, Kutná Hora.
 82. Malec J. - Rezek K. (2000): Posouzení dlouhodobého vlivu důlních vod a Fe-okruž s vysokým obsahem arzenu na vodoteče a přilehlé pozemky pod štolou 14 pomocníků v Kutné Hoře. - MS. ÚNS-Výzkum, Kutná Hora (3697).
 83. Malec J. - Rezek K. (2001): Formy vystupování As a Cd v kontaminovaných půdách v okolí Kutné Hory a faktory přirozené dekontaminace. - MS. ÚNS-Výzkum, Kutná Hora (3709).
 84. Malec J. - Štefan V. - Rezek K. (1999): Vliv složení starých hutních strusek z území kutnohorského revíru na kontaminaci horninového prostředí rizikovými prvky. - MS. ÚNS-Výzkum, Kutná Hora (ev. č. 3694).
 85. Manasse A. - Mellini M. (v tisku): Archaeometallurgic slags from Kutná Hora. - MS, manasse@unisi.it
 86. Mikuš M. (1992): Těžba rud a geologický průzkum v kutnohorském rudním revíru v letech 1958 - 1991. - Krásné město, 1992, 1, 12-13. Kutná Hora.
 87. Mikuš M. - Hoffman V. - Höschl V. - Trdlička Z. (1989): Nález nového typu zrudnění v rulách severní části kutnohorského rudního revíru. - Sbor. geol. Věd, Technol. Geochem., 24, 129-142. Praha.
 88. Mikuš M. - Hušpauer M. - Holub M. - Holub Z. - Holubová V. - Rosenkranc O. (1994): Kutnohorský

- rudní revír - závěrečné zhodnocení geologického průzkumu rud. - MS. Ministerstvo hospodářství ČR.
89. Mikuš M.- Rosenkranc O.- Hušpauer M.- Rybařík V. (1992): Regionální surovinová studie. Okres Kutná Hora. - Geofond P 78029.
 90. NĚMEČEK, J., SÁŇKA, M., PODLEŠÁKOVÁ, E., VÁCHA, R., BENEŠ, S (2002): Vypracování kritických hodnot obsahů rizikových prvků a organických cizorodých látek v půdě a jejich příjem rostlinami z hlediska ochrany kvality a kvantity zemědělské produkce. Závěrečná zpráva výzk. úkolu, MŽP Praha, 2002.
 91. Novák F. - Kvaček M. (1964): Geochemie sfaleritu z turkaňského pásma v kutnohorském rudním obvodu. - Sbor. geol. Věd, Technol. Geochem., 4, 7-35. Praha.
 92. Novák F. - Tacl A. - Blüml A. (1962): Distribuce india na Rejské žíle u Kutné Hory. - Sbor. geol. Věd, Technol. Geochem., 2, 107-154. Praha.
 93. NRCC (1978): Effects of the arsenic in the Candian environment. National Research Council Canada, Ottawa, ON., NRCC No. 15391.
 94. Oraský F. et al. (1985): Tisíc let kutnohorského dolování a mincování. - Rudné doly Příbram, závod Kutná Hora (účelový tisk).
 95. Pácal Z. (1960): Studium chemismu důlních vod z Kaňku. - Zpr. geol. Výzk. v r. 1959, 28. Praha.
 96. Pauliš P. (1998): Minerály kutnohorského rudního revíru. - Vyd. Kuttna, Kutná Hora.
 97. Pauliš P. - Malec J. (1998): Návrh kritérií na komplexní zhodnocení starých hald po těžbě rudních a uranových ložisek na příkladu vybraných lokalit Kutnohorska a Příbramska. - MS. ÚNS-Výzkum, Kutná Hora (ev. č. 3685).
 98. Pauliš P. - Mikuš M. (1998): Stříbrná stezka - hornická naučná stezka v Kutné Hoře. - Vyd. Kuttna, Kutná Hora.
 99. Pěkný V. (1984): Kutná Hora - pivovar. - MS. Stavební geologie, Praha (Geofond Praha, P 47281).
 100. Rosenkranc O. - Zýka V. (1959): Kutnohorské strusky a jejich chemismus. - Musejní zprávy pražského kraje, 4, 1-2.
 101. Sářka, M.: Vlastnosti zemědělských půd ČR – výsledky programu bazálního monitoringu půd. Sborník referátů z konference Pedologické dny, Brno, 2001.
 102. Sářka, M., Havlíková, Š., Němec, P., Malý, S., Chvátal, V.: Kontrola a monitoring cizorodých látek v půdě a vstupech do půdy. Zpráva za rok 2001. ÚKZÚZ Brno, 2002.
 103. Schroeder, H. A., Mitchener, M. (1971) Toxic effects of trace elements on reproduction of mice and rats. Arch. Environ. Health 23:102-106.
 104. Skřivan P. (1962): Chemismus a mineralogie strusek ze starých hald v okolí Kutné Hory. - Ústav geochemie a nerost. surovin ČSAV, Praha.
 105. Skřivan P. (1996): Koloběh arzenu v přírodním prostředí. - Vesmír, 75, 247-249. Praha.
 106. SKZÚZ (1993): Obsahy kadmia, olova, rtuti a chromu v zemědělských půdách středoevropského regionu podle průzkumu Odboru agrochemie, půdy a výživy rostlin Stát. kontrol. a zkušeb. úst. zeměděl. v letech 1990-1992, mapa 1:200 000. - MŽP ČR.
 107. Stehlík - Krtilová P. (2000): Screeningová studie Malín 2000. - MS. Okresní hygienická stanice, Kutná Hora.
 108. Strubl R. (1956): Závěrečná zpráva o průzkumu historických struskových hald po výrobě olova v Československu. - MS. ČSAV, hutnická laboratoř, Praha (Ústav nerost. surovin, Kutná Hora, evid. č. 974).
 109. Svoboda L. (1996): Dobývání rud na ložisku Kutná Hora. - Uhlí, Rudy, Geol. Průzk., 3, 9, 298- 302. Praha.
 110. Svoboda P. (1956): Výpočet zásob středověkých struskových hald. Kutná Hora-okolí. - Českomorav. rud. průzk., Kutná Hora.
 111. Stanley, T. R., Spann, J. W., Smith, G. J., Rosscoe, R. (1994): Main and interactive effects of arsenic and selenium on mallard reproduction and duckling growth and survival. Arch. Environ. Contam. toxicol., 26:444-451.
 112. Štorková (1995): Analýzy vod z Kaňku. - MS. (fa Livia Kutná Hora).
 113. Veselý J. - Gürtlerová P. (1996 a): Kontaminace aktivních říčních sedimentů České republiky stopovými prvky. - MS. Čes. geol. ústav, Praha (Geofond P 89376).
 114. Veselý J. - Gürtlerová P. (1996 b): Medieval pollution of fluvial sediment in the Labe (Elbe) river, Bohemia. - Věstn. Čes. geol. Úst., 71, 1, 51-56. Praha.
 115. Vránová O. (1964): Úplný hydrogeologický výzkum těžebních ložisek s ohledem na účinky agresivních vod a obsahů užitkových prvků. Dílčí zpráva - Kutná Hora. - MS. Geofond Praha (P 17033).
 116. Vtělenský J. (1954): Výzkum strusek ze starých hald v okolí Kutné Hory. - MS. Ústav pro výzkum rud (Ústav nerost. surovin, Kutná Hora, ev. č. 112).
 117. Zámek J. - Krausová J. - Brožek J. (1984): Inventarizace hald okresu Kutná Hora. - MS. Geoindustria

- Praha.
118. Záruba Q. - Hromada K. (1950): Technicko-geologický rozbor území města Kutné Hory. - Geotechnica, 9, 1-45. Praha.
 119. Zvolánek S. (2002): Monitoring nekontrolovaných výronů důlní vody z dolu Kaňk. - MS. Okresní úřad Kutná Hora.
 120. Zýka V. (1962): Vody ložisek nerostných surovin. - Geol. Práce, Zprávy, 25 - 26, 229-272. Bratislava.
 121. Zýka V. (1973 a): Stopové prvky v rudních, spodních a povrchových vodách Kutné Hory a blízkého okolí. - Sbor. geol. Věd, Technol. Geochem., 11, 121-153. Praha.
 122. Zýka V. (1973 b): Geochemické prostředí a rozšíření rakovinových chorob v Kutné Hoře. - Sbor. geol. Věd, Technol. Geochem., 11, 155-181. Praha.
 123. Zýka V. (1974 a): O možném vlivu geochemického prostředí na rozšíření kardiovaskulárních chorob v oblasti Kutná Hora - Čáslav, I. část. - Nerost. Sur., 6/1974, 1-60. Kutná Hora.
 124. Zýka V. (1974 b): Stopové prvky v popelu rostlin ze starých hald kutnohorských rudných dolů. - Sbor. geol. Věd, Technol. Geochem., 12, 145-155. Praha.
 125. Zýka V. (1975): Vliv anomálního geochemického prostředí na rozšíření zhoubných novotvarů. - Sbor. geol. Věd, Technol. Geochem., 13, 7-201. Praha.
 126. Zýka V. (1977): Vliv hornické a hutnické činnosti na chemické složení přirozené vegetace a kulturních rostlin v Kutné Hoře. - Sbor. geol. Věd, Technol. Geochem., 14, 83-110. Praha.
 127. Zýka V. (1980): Hydrochemický průzkum českého křídového útvaru. - MS. Ústav nerost. surovin, Kutná Hora.

Použité legislativní předpisy

1. Assessing human health risks of chemicals : derivation of guidance values for health-based exposure limits. WHO Library Cataloguing in Publication Data Environmental health criteria ; 170, WHO, 1994
2. EEC No. 793/93 of 23 March 1993: Council Regulation on the evaluation and control of the risks of existing substances. (OJ L 84, 5 April 1993). 76 pages.
3. EEC No 1488/94 of 28 June 1994: Commission Regulation - laying down the principles for the assessment of risks to man and the environment of existing substances and accordance with Council Regulation No 793/93. (OJ L 161, 29 June 1994). 9 pages.
4. Principles for the assessment of risks to human health from exposure to chemicals. Environmental health criteria ; 210, WHO, 1999.
5. Metodický pokyn odboru pro ekologické škody Ministerstva životního prostředí České republiky – kritéria znečištění zemin a podzemní vody. MŽP ČR, 1. 7. 1996.
6. Metodický pokyn Odboru pro ekologické škody MŽP ČR k zabezpečení usnesení vlády ČR č. 393 ze dne 13. 7. 1994 o zásadách dalšího postupu při privatizaci – postup zpracování analýzy rizika.
7. Metodický pokyn MŽP č. 1138/OER/94 <http://www.ecn.cz/env/lex/zivpros/1138-94>.
8. Nařízení vlády č. 350/2002 Sb., kterým se stanoví imisní limity a podmínky a způsob sledování, posuzování, hodnocení a řízení kvality ovzduší. Příloha č. 1. Hodnoty imisních limitů a mezí tolerance pro vybrané látky znečišťující ovzduší, cílové imisní limity a dlouhodobé imisní cíle pro troposférický ozon a depoziční limit pro prašný spad.
9. Nařízení vlády č. 61/2003 Sb. o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech. Příloha č. 3: Imisní standardy ukazatelů přípustného znečištění povrchových vod.
10. Spolkový zákon na ochranu půdy SRN (BBodSchG) ze 17. 3. 1998 a vyhláška o ochraně půdy a starých zátěžích ze dne 12. 7. 1999 (BGBl I, č. 36/1999).
11. ASTM. 1998. Standard Provisional Guide for Risk-Based Corrective Action. American Society for Testing and Materials. ASTM PS-104.
12. U.S. EPA. 1989a. Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume I -- Human Health Evaluation Manual (Part A). Interim Final. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Emergency and Remedial Response. EPA/540/1-89/002.
13. U.S. EPA. 1989b. Exposure Factors Handbook. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Health and Environmental Assessment. PB90-106774.
14. U.S. EPA. 1991. Human Health Evaluation Manual, Supplemental Guidance: Standard Default Exposure Factors. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Solid Waste and Emergency Response. OSWER Directive 9285.6-03.
15. U.S. EPA. 1992a. Dermal Exposure Assessment: Principles and Applications. U.S. Environmental

- Protection Agency. Office of Health and Environmental Assessment. EPA/600/8-91/011B.
16. U.S. EPA. 1992b. Supplemental Guidance to Rags: Calculating the Concentration Term. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Solid Waste and Emergency Response. Publication 9285.7-081.
 17. U.S. EPA. 1995. Assessing Dermal Exposure from Soil. U.S. Environmental Protection Agency, Region III. Office of Superfund Programs. EPA/903-K-95-003.
 18. U.S. EPA. 1996a. Soil Screening Guidance: Technical Background Document. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Solid Waste and Emergency Response. EPA/540/R95/128.
 19. U.S. EPA. 1996b. Soil Screening Guidance: User's Guide. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Solid Waste and Emergency Response. OSWER Publication 9355.4-23.
 20. U.S. EPA. 1997. Exposure Factors Handbook. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Research and Development. EPA/600/P-95/002Fa.
 21. U.S. EPA. 1999a. Superfund -- Risk Assessment: Soil Screening Calculations. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Emergency and Remedial Response. http://risk.lsd.ornl.gov/calc_start.htm
 22. U.S. EPA. 1999b. Soil Screening Guidance. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Emergency and Remedial Response.
 23. Hura, C., Leanca, M., Rusu, L., Hura, B. A. (1999c): Risk assessment of pollution with pesticides in food in the Eastern Romania area (1996-1997). *Toxicology Letters* 107(1-3), 103-107.
 24. Mayes, B.A., G. Brown, F.J. Mondello, K.W. Holtzclaw, S.B. Hamilton, and A.A. Ramsey, (2002): Dermal Absorption in Rhesus Monkeys of Polychlorinated Biphenyls from Soil Contaminated with Aroclor 1260. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 35, 289–295 (2002).
 25. U.S. EPA. 1999. Risk Assessment Glossary. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Emergency and Remedial Response.
 26. Johnson, F. M. (1998): The genetic effects of environmental lead. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research* 410(2), 123-140.
 27. U.S. EPA. 2003a. IRIS: Integrated Risk Information System. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Research and Development. <http://www.epa.gov/iris/>
 28. U.S. EPA. 2003b. Updated Dermal Exposure Assessment Guidance. Region 3 Technical Guidance Manual, Risk Assessment. Philadelphia, PA 19107, June 2003.
 29. U.S. EPA. 2003c. EPA Region III Risk-Based Concentration Table: Technical Background Information. U.S. Environmental Protection Agency. Region III.
 30. Vyhláška MŽP ČR č. 13/94 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu.
 31. Vyhláška č. 376/2000 Sb. Ministerstva zdravotnictví, kterou se stanoví požadavky na pitnou vodu a rozsah a četnost její kontroly. Příloha č. 1. Mikrobiologické, biologické, fyzikální a chemické ukazatele pitné vody a balené pitné vody a jejich hygienické limity.
 32. Vyhláška MŽP č 306/1998 Sb., kterou se stanoví postup hodnocení rizika nebezpečných chemických látek pro životní prostředí.
 33. Vyhláška č. 53/2002 Sb. MZ, kterou se stanoví chemické požadavky na zdravotní nezávadnost jednotlivých druhů potravin a potravinových surovin, podmínky použití látek přídatných, pomocných a potravních doplňků.
 34. Věstník MŽP ČR (1996): ročník 1996, Praha 15. Září 1996, částka 3.
 35. WHO 2000: Air Quality Guidelines for Europe. World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen, WHO Regional Publications, European Series, No.91, Second Edition. On-line: <http://www.who.dk/document/e71922.pdf>

Tabulkové přílohy

- Příloha 1. Obsahy rizikových prvků v půdách - staré vzorky - zdroj ÚNS
- Příloha 2. Obsahy rizikových prvků v půdách - staré vzorky - zdroj OKÚ
- Příloha 3. Obsahy rizikových prvků v půdách - staré vzorky - zdroj ÚKZÚZ
- Příloha 4. Vzorky zemědělských půd z okolí Kutné Hory, odebrané r. 2002
- Příloha 5. Obsahy rizikových prvků v půdách - štěření Kozubek - Pácal 2003 nivy kolem Beránky, Šífovky a Libenického potoka (0-30cm)
- Příloha 6. Základní statistická charakteristika obsahů sledovaných prvků v půdě podle jednotlivých sektorů a srovnání s výsledky bazálního monitoringu půd (BMP)
- Příloha 7. Obsahy rizikových prvků v materiálech hald - staré vzorky
- Příloha 8. Vzorky povrchových vrstev starých hald, odebrané r. 2002
- Příloha 9. Základní statistická charakteristika obsahů sledovaných prvků
- Příloha 10. Obsahy rizikových prvků v zemině s vyhrnutými kaly na březích Beránky a Klejnárky - staré vzorky
- Příloha 11. Obsahy rizikových prvků v sedimentech Šífovky a Beránky - štěření Kozubek-Pácal 2003
- Příloha 12. Obsahy rizikových prvků v rostlinách (mrkev) - štěření ÚKZÚZ 2001 (mg.kg-1)
- Příloha 13. Obsahy rizikových prvků v rostlinách (salát) - štěření ÚKZÚZ 2001 (mg.kg-1)
- Příloha 14. Obsahy rizikových prvků v rostlinách (brambory) - ÚKZÚZ 2001 (mg.kg-1)
- Příloha 15. Obsahy rizikových prvků v rostlinách (brokolice) - ÚKZÚZ 2001 (mg.kg-1)
- Příloha 16. Obsahy rizikových prvků v rostlinách (celer) - štěření ÚKZÚZ 2001 (mg.kg-1)
- Příloha 17. Obsahy rizikových prvků v rostlinách (cuketa) - štěření ÚKZÚZ 2001 (mg.kg-1)
- Příloha 18. Obsahy rizikových prvků v rostlinách (kadeřávek)- ÚKZÚZ 2001 (mg.kg-1)
- Příloha 19. Obsahy rizikových prvků v rostlinách (okurky) - štěření ÚKZÚZ 2001 (mg.kg-1)
- Příloha 20. Obsahy rizikových prvků v rostlinách (rajčata) - štěření ÚKZÚZ 2001 (mg.kg-1)
- Příloha 21. Obsahy rizikových prvků v rostlinách (zelí) - štěření ÚKZÚZ 2001 (mg.kg-1)
- Příloha 22. Obsahy rizikových prvků v rostlinách - BMP ÚKZÚZ 1997 – 2001
- Příloha 23. Obsahy rizikových prvků v rostlinách - staré vzorky (88% suš.)
- Příloha 24. Obsahy rizikových prvků v rostlinách - vzorky, odebrané v okolí Kutné Hory r. 2002 (Malec, Sáňka)
- Příloha 25. Obsahy rizikových prvků ve studničních vodách (mg.l-1) - štěření ÚKZÚZ 2001
- Příloha 26. Obsahy rizikových prvků ve studničních vodách (mg.l-1) - štěření Krajská hygiena Stč. kraje 2002
- Příloha 27. Obsahy rizikových prvků v povrchových vodách Šífovky a Beránky - štěření Kozubek-Pácal 2003
- Příloha 28. Koncentrace prachu (TSP) v ovzduší - průměrné denní a týdenní hodnoty ze tří týdenních kampaní pro každou lokalitu
- Příloha 29. Koncentrace suspendovaných částic PM₁₀ v ovzduší - průměrné denní a týdenní hodnoty ze tří týdenních kampaní pro každou lokalitu (přepočteno z hodnot TSP)
- Příloha 30a. Koncentrace sledovaných prvků v ovzduší a hodnoty TSP - průměrné hodnoty ze tří týdenních kampaní pro každou lokalitu
- Příloha 30b. Koncentrace základních sledovaných prvků a TSP v ovzduší - hodnoty pro každou kampaň a lokalitu a jejich průměry
- Příloha 31. Demografická data za jednotlivé sektory - sčítání lidu, domů a bytů k 1. 3. 2001
- Příloha 32a -f. Teoretický odhad nekarzinogenních rizik (*HI*)
- Příloha 33a-f. Teoretický odhad karcinogenních rizik (*CVRK*)
- Příloha 34a-c. Podíly rizikových prvků na celkové sumě odhadů *HI*
- Příloha 35. – Lokality odběru vzorků ovzduší (fotodokumentace)

Mapové přílohy

1. Geografické vymezení zájmového území (vymezení sektorů, prvky ochrany přírody)
2. Obsahy arzenu v půdě
3. Obsahy kadmia v půdě
4. Obsahy mědi v půdě
5. Obsahy olova v půdě
6. Obsahy zinku v půdě
7. Obsahy arzenu v povrchové vrstvě materiálu hald
8. Obsahy kadmia v povrchové vrstvě materiálu hald
9. Obsahy mědi v povrchové vrstvě materiálu hald
10. Obsahy olova v povrchové vrstvě materiálu hald
11. Obsahy zinku v povrchové vrstvě materiálu hald
12. Překročení limitních hodnot obsahů prvků ve vodách
13. Překročení limitních hodnot obsahů prvků v plodinách
14. Průměrné koncentrace arzenu v ovzduší v jednotlivých sektorech
15. Průměrné koncentrace kadmia v ovzduší v jednotlivých sektorech
16. Průměrné koncentrace mědi v ovzduší v jednotlivých sektorech
17. Průměrné koncentrace olova v ovzduší v jednotlivých sektorech
18. Průměrné koncentrace zinku v ovzduší v jednotlivých sektorech
19. Průměrné koncentrace TSP v ovzduší v jednotlivých sektorech
20. Teoretický odhad nekarcinogenních rizik z přítomnosti sledovaných těžkých kovů v půdách, haldách, studničních a povrchových vodách při dermální expozici.
21. Teoretický odhad karcinogenních rizik z přítomnosti sledovaných těžkých kovů v půdách, haldách, studničních a povrchových vodách při dermální expozici.
22. Teoretický odhad nekarcinogenních rizik z přítomnosti sledovaných těžkých kovů v půdách, haldách a studničních vodách při orální expozici a ve volném ovzduší při inhalační expozici.
23. Teoretický odhad karcinogenních rizik z přítomnosti sledovaných těžkých kovů v půdách, haldách a studničních vodách při orální expozici a ve volném ovzduší při inhalační expozici.
24. Teoretický odhad nekarcinogenních rizik z přítomnosti sledovaných těžkých kovů ve vybraných plodinách při dietární expozici.
25. Teoretický odhad karcinogenních rizik z přítomnosti sledovaných těžkých kovů ve vybraných plodinách při dietární expozici.
26. Mediány hodnot nekarcinogenních rizik (indexy nebezpečnosti HI) pro dermální a orální expozici pro půdy a haldy, inhalační expozici pro volné ovzduší a dietární expozici pro zeleninu (mrkev a salát).
27. Mediány hodnot karcinogenních rizik (CVRK) pro dermální a orální expozici pro půdy a haldy, inhalační expozici pro volné ovzduší a dietární expozici pro zeleninu (mrkev a salát).
28. Teoretický odhad zdravotních rizik z přítomnosti prachových částic ve volném ovzduší při inhalační expozici.