

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
KATEDRA ENVIROMENTÁLNÍHO INŽENÝRSTVÍ
A OCHRANY PROSTŘEDÍ

METODY STANOVENÍ A HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH
A EKOLOGICKÝCH RIZIK PRO VYUŽÍVÁNÍ
VEDLEJŠÍCH ENERGETICKÝCH PRODUKTŮ

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Vedoucí práce: MUDr. Magdalena Zimová, CSc.

Diplomant: Bc. Anna Cidlinová

2011

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně pod vedením MUDr. Magdaleny Zimové, CSc. a že jsem uvedla všechny literární prameny, ze kterých jsem čerpala.

V Praze 29. 4. 2011

Bc. Anna Cidlinová

Poděkování

Na tomto místě bych velmi ráda poděkovala vedoucí mé diplomové práce MUDr. Magdaleně Zimové, CSc. za odborné vedení a podporu během studia a dále bych ráda poděkovala týmu pracovníků z Národní referenční laboratoře půdy a odpadů Státního zdravotního ústavu v Praze za ochotu a trpělivost při spolupráci a za předání cenných zkušeností.

V Praze 29. 4. 2011

Abstrakt

Zbytky po spalování uhlí obsahují velké množství toxických látek, které poškozují zdraví a životní prostředí, ale na druhé straně mohou být použity jako druhotné suroviny. Předkládaná diplomová práce se zabývá metodami stanovení a hodnocení zdravotních rizik toxických látek obsažených ve zbytcích po spalování uhlí. Pro hodnocení rizik byly vybrány dvě metody – deterministická a pravděpodobnostní. Pro pravděpodobnostní hodnocení zdravotních rizik byla použita analýza Monte Carlo v programu Crystal Ball. Vlastní hodnocení zdravotních rizik bylo prováděno použitím modelů US EPA, dle Metodického pokynu MŽP pro analýzu rizik kontaminovaného území a dle metodiky používané ve Státním zdravotním ústavu. Bylo vyhodnoceno riziko toxicity a riziko vzniku nádorových onemocnění pro obyvatele. Pozornost byla věnována dětem i dospělým. Pro hodnocení zdravotních rizik byly vybrány reálné expoziční scénáře vycházející z orální a dermální expozice vybraných chemických látek obsažených ve zbytcích po spalování uhlí. Tato práce byla napojena na projekt Ministerstva životního prostředí č. VaV SP/2f3/118/08.

Porovnání obou metod ukázalo, že deterministický způsob hodnocení zdravotních rizik nadhodnocuje rizika zjištěná pravděpodobnostní metodou. Byla prokázána vhodnost použití obou metod při hodnocení zdravotních rizik. Hodnocení zdravotních rizik prokázalo jak toxické tak i karcinogenní účinky zbytků po spalování uhlí. Jednoznačně bylo prokázáno, že zbytky po spalování uhlí volně ukládané do prostředí znamenají vysoké riziko při expozičním scénáři ingesce pitné vody. Toxické účinky byly prokázány pro As, Cd, Be, B, Se, Mo, Cr, Mn, V, Al a Sb a navíc u As a Be bylo prokázáno riziko vzniku nádorových onemocnění.

Výsledky této diplomové práce upozorňují na zvýšené zdravotní riziko zbytků po spalování uhlí, a tudíž ukazují na to, že je možné použít jako druhotnou surovinu pouze v některých případech a jedině za použití a dodržení určitých bezpečnostních opatření.

Klíčová slova

Analýza rizik, zbytky po spalování uhlí, expoziční scénáře, individuální celoživotní riziko rakoviny, Hazard Index, Crystal Ball.

Abstract

The energy by-products of coal contain a large amount of toxic substances, which damage health and the environment, but on the other hand they can be used as a scrap material. The dissertation deals with methods of determination and evaluation of healthy dangerous of toxic substances which are contained in energy by-products of coal. Two methods were chosen for evaluation of healthy risks assessment – probabilistic and deterministic. For probability evaluation of healthy risks was used the analysis Monte Carlo in programme Crystal Ball. Characteristic value of healthy risks was carried out with helping of models US EPA, according to Methodical instruction Ministry of the Environment of the Czech Republic for analysis of risk of polluted territory and according to the methodology which is used in the State Health Institute. The risk of toxicity and the cancer risk for inhabitants were evaluated.

The attention was payed to children and adults. Real exposure scenario which basis are oral and dermal skin exposure of chosen chemical substances, which are contained in energy by-products of coal, were chosen for evaluation of healthy risks assessment. This work was connected to the project of Ministry of the Environment of the Czech Republic n. VaV SP/2f3/118/08. The comparison of both methods showed, that the deterministic way of evaluation of healthy risks assessment overvalue risks, which were found out by using of the probability method. The suitability of using of both methods in evaluation of healthy risks was proved. The evaluation of healthy risks proved both toxic and carcinogenic effects of energy by-products of coal. It was proved unambiguously, that the energy by-products of coal, which are stored free in the environment, are a considerable risk by exposure scenario ingestion drinking water.

Toxic effects were proved for As, Cd, Be, B, Mo, Cr, Mn, V, Al a Sb and what's more by As and Be was proved the risk of tumour diseases. The results of this dissertation warn about increased healthy risk assessment of energy by-products of coal and that's why it is possible to use them as a recyclable materials only in some cases and only in application and observance of specific security measures.

Key words

Risk analysis, energy by-products, exposure scenarios, individual lifetime cancer risk, Hazard Index, Crystal Ball.

OBSAH

1	SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ	9
2	ÚVOD	11
3	CÍLE PRÁCE	13
4	LITERÁRNÍ REŠERŠE	14
4.1	ZBYTKY PO SPALOVÁNÍ UHLÍ	14
4.1.1	VZNIK A VLASTNOSTI ZPSU	14
4.1.2	MOŽNOSTI VYUŽITÍ ZPSU V ČR	16
4.1.3	PRÁVNÍ ÚPRAVA ZPSU V ČR	19
4.1.4	MOŽNOSTI VYUŽITÍ ZPSU VE SVĚTĚ	21
4.1.5	RIZIKA ZPSU	23
4.2	TOXIKOLOGICKÁ CHARAKTERISTIKA VYBRANÝCH RIZIKOVÝCH PRVKŮ	25
4.3	METODY HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH A EKOLOGICKÝCH RIZIK	29
4.3.1	IDENTIFIKACE NEBEZPEČNOSTI	32
4.3.2	URČENÍ VZTAHU DÁVKA-ODPOVĚĎ	33
4.3.3	HODNOCENÍ EXPOZICE	34
4.3.4	CHARAKTERIZACE RIZIKA	39
4.3.5	ŘÍZENÍ RIZIKA	41
4.3.6	KOMUNIKACE RIZIKA	42
4.4	ZPŮSOBY MODELOVÉHO HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK	42
4.4.1	DETERMINISTICKÝ ZPŮSOB HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK	42
4.4.2	PRAVDĚPODOBNOSTNÍ HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK	43
5	METODIKA	46
5.1	URČENÍ VSTUPNÍCH DAT A JEJICH ZPRACOVÁNÍ	46
5.2	VÝBĚR METOD PRO HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK	47
5.3	POTENCIONÁLNÍ PŘÍJEMCI ZDRAVOTNÍHO RIZIKA	48
5.4	STANOVENÍ EXPOZIČNÍCH SCÉNÁŘŮ	48
5.5	VÝPOČET EXPOZICE CHEMICKÝM PRVKŮM, HODNOTY PARAMETRŮ	48
5.6	ODHAD RIZIKA	49
5.7	KRITÉRIA PRO URČENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK	50
5.8	ANALÝZA NEJISTOT	50
6	VÝSLEDKY PRÁCE	51
6.1	VÝBĚR PRVKŮ	51
6.2	POPULACE A EXPOZIČNÍ SCÉNÁŘE	52
6.3	STANOVENÍ PARAMETRŮ VÝPOČTU ZDRAVOTNÍCH RIZIK	53
6.4	DETERMINISTICKÉ HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK	53
6.4.1	CHRONICKÝ DENNÍ PŘÍJEM PŘI EXPOZICI NEKARCINOGENNÍCH PRVKŮ	53
6.4.2	CELOŽIVOTNÍ PRŮMĚRNÝ DENNÍ PŘÍJEM PŘI EXPOZICI KARCINOGENNÍCH PRVKŮ	55
6.4.3	RIZIKO TOXICITY	56
6.4.3.1	Podzemní voda – ingesce pitné vody	56
6.4.3.2	Podzemní voda – dermální kontakt při koupání a sprchování	59
6.4.3.3	Povrchová voda – dermální kontakt a nezáměrná ingesce vody při plavání	61
6.4.4	RIZIKO VZNIKU NÁDOROVÝCH ONEMOCNĚNÍ	62
6.5	PRAVDĚPODOBNOSTNÍ HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK	66
6.5.1	CHRONICKÝ DENNÍ PŘÍJEM PŘI EXPOZICI NEKARCINOGENNÍCH PRVKŮ	66
6.5.2	CELOŽIVOTNÍ PRŮMĚRNÝ DENNÍ PŘÍJEM PŘI EXPOZICI KARCINOGENNÍCH PRVKŮ	68
6.5.3	RIZIKO TOXICITY	69
6.5.3.1	Podzemní voda – ingesce pitné vody	69
6.5.3.2	Podzemní voda – dermální kontakt při koupání a sprchování	71
6.5.3.3	Povrchová voda – dermální kontakt a nezáměrná ingesce vody při plavání	71

6.5.4	RIZIKO VZNIKU NÁDOROVÝCH ONEMOCNĚNÍ.....	71
6.5.4.1	Podzemní voda – ingesce pitné vody	72
6.5.4.2	Podzemní voda – dermální kontakt při koupání a sprchování	73
6.5.4.3	Povrchová voda – dermální kontakt a nezáměrná ingesce vody při plavání.....	74
6.6	KOMPARACE DETERMINISTICKÉ A PRAVDĚPODOBNOSTNÍ METODY HODNOCENÍ	
	ZDRAVOTNÍCH RIZIK	74
6.6.1	CHRONICKÝ DENNÍ PŘÍJEM A CELOŽIVOTNÍ PRŮMĚRNÝ PŘÍJEM.....	75
6.6.2	RIZIKO TOXICITY.....	75
6.6.3	RIZIKO VZNIKU NÁDOROVÝCH ONEMOCNĚNÍ.....	78
7	<u>DISKUSE</u>	<u>81</u>
8	<u>ZÁVĚR.....</u>	<u>87</u>
9	<u>PŘEHLED LITERATURY A POUŽITÝCH ZDROJŮ</u>	<u>90</u>
10	<u>SEZNAM OBRÁZKŮ, TABULEK A PŘÍLOH</u>	<u>101</u>
11	<u>PŘÍLOHY</u>	<u>104</u>

1 Seznam použitých zkratk a symbolů

ADD	Average Daily Dose (průměrná denní dávka)
ADI	Acceptable Daily Intake (akceptovatelná denní dávka)
AT	Averaging Time (doba průměrování)
BW	Body Weight (váha těla)
CAS ID	Chemical Abstracts Service (registrační číslo pro chemickou látku)
CDI	Chronic Daily Intake (chronický denní příjem)
CDIc	Chronic Daily Intake cancer (chronický denní příjem karcinogenní)
CDIn	Chronic Daily Intake noncancer (chronický denní příjem nekarcinogenní)
CF	Conversion Factor (konverzní factor)
CNS	Centrální nervová soustava
CSF	Cancer Slope Factor (směrnice rakovinového rizika)
CW	Concentration Weight (koncentrace prvku)
ČOV	čistírna odpadních vod
ČSN	Česká státní norma
DNA	deoxyribonukleová kyselina
ED	Exposure Duration (trvání expozice)
EF	Exposure Frequency (frekvence expozice)
EKG	Elektrokardiogram
ET	Exposure Time (doba expozice)
FDA	Food and Drug Administration (Americká Agentura pro potraviny a léčiva)
HI	Hazard Index (index nebezpečnosti)
IARC	International Agency for Research on Cancer (Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny)
ILCR	Individual Lifetime Cancer Risk (Individuální celoživotní riziko rakoviny)
IPCS	International Programme of Chemical Safety (mezinárodní program pro chemickou bezpečnost)
IR	Ingestion Rate (množství požití vody)
KAPS	kamenivo zpevněné popílkovou suspenzí
Kp	koeficient permeability průniku kůží
LADD	Lifetime Average Daily Dose (celoživotní průměrná denní dávka)

LOAEL	Lowest Observed Averse Effect Level (Nejnižší dávka s pozorovaným nepříznivým účinkem)
LTS	Low Temperature Synthesis
MF	Modified Factors (modifikující faktory)
m-RNA	mediátorová ribonukleová kyselina
MZ	Ministerstvo zdravotnictví
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
NEL	Nepolární extrahovatelné látky
NOAEL	No observed aversive effect level (Hodnota dávky bez pozorovaného nepříznivého účinku)
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development (Organizace pro hospodářskou spolupráci a rozvoj)
PAU	Polycyklické aromatické uhlovodíky
PCB	polychlorované bifenyly
POH ČR	Politika odpadového hospodářství ČR
RCRA	Resource Conservation and Recovery Act (Zákon o zachování a obnově zdrojů)
REACH	Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (nařízení o registraci, hodnocení, povolování a omezování chemických látek)
RfC	Reference Concentration (referenční koncentrace)
RfD	Reference Dose (referenční dávka)
SA	Surface Area (povrch kůže)
SF	Slope Factor (faktor směrnice)
SZÚ	Státní zdravotní ústav
UF	Uncertainty Factors (faktory nejistoty)
US ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry (Americká Agentura pro toxické látky a registr nemocí)
US EPA	United States Environmental Protection Agency (Agentura pro ochranu životního prostředí)
VEP	Vedlejší energetické produkty
VŠCHT	Vysoká škola chemicko-technologická
WHO	World Health Organisation (Světová zdravotnická organizace)
ZPSU	Zbytky po spalování uhlí
ŽP	Životní prostředí

2 Úvod

Předkládaná diplomová práce řeší metody stanovení zdravotních rizik při využívání odpadů ze spalování uhlí. V současné době je energetickými společnostmi vyprodukováno více než 13 milionů tun tuhých zbytků po spalování uhlí (dále jen ZPSU) ročně. Přibližně s pěti procenty ZPSU je nakládáno v režimu zákona o odpadech. Ostatní produkce ZPSU je producenty uváděna na trh jako druhotná surovina s jejich následným využitím jako stavební výrobky určené pro sanaci důlních děl, zásypy a násypy, do komunikací apod.

ZPSU mohou být na jedné straně náhradou přírodních surovin pro stavební výrobky, na druhé straně mohou negativně ovlivnit zdraví lidí a životní prostředí, vzhledem k obsahu toxických látek. Při nesprávném využití ZPSU se mohou toxické látky uvolňovat do půdy, podzemních a povrchových vod.

ZPSU mohou představovat rizika pro znečištění životního prostředí a následně zdraví pokud nebudou stanovena bezpečná ekologická a zdravotní kritéria pro jejich používání. Při jejich nevhodném používání mohou vznikat nové ekologické zátěže, které budou zdrojem rizika pro zdraví obyvatel, protože mohou způsobit znečištění podzemních a povrchových vod prostřednictvím půdy, kontaminanty z nich mohou vstupovat do potravních řetězců, do ovzduší a v některých případech mohou i bránit dalšímu využití dotčených lokalit.

Základní problém ZPSU z hlediska jejich dalšího využití je obsah celé škály toxických prvků, které jsou ve ZPSU zastoupeny v různých hmotnostních podílech. Koncentrace se pohybují od méně než 1 mg/kg až do 3500 mg/kg. Lze nalézt téměř všechny prvky, významněji např. Mn, Zn, As, Ba, Be, Co, Ni, Pb, Hg a Cr. Výskyt jednotlivých stopových prvků v různých produktech spalování závisí na charakteru vazby v uhelné hmotě, velikosti částic a geochemickém chování prvků. Při aplikaci ZPSU bez jejich stabilizace proti vyluhování toxických látek do prostředí dochází k prosakování výluhu především z popílků do podzemní a povrchové vody. Obyvatelé jsou exponováni kontaminovanou vodou ze studní (z podzemní vody) a z povrchových přírodních zdrojů vody.

Důležitým příjemcem zdravotního rizika jsou děti, protože jsou vůči expozici škodlivin citlivější než dospělí jedinci.

V roce 2008 až 2010 řešil kolektiv autorů ve složení Univerza SoP spol. s.r.o., VŠCHT a SZU projekt MŽP č. VaV SP/2f3/118/08 s názvem „Výzkum skutečných vlastností odpadů považovaných za vhodný zdroj nestandardních surovin (zejména vedlejších energetických produktů) ve smyslu současných právních požadavků na ochranu zdraví lidí, životní prostředí a vyhodnocení získaných informací pro stanovení bezpečných postupů a požadavků pro jejich používání“. Cílem výše jmenovaného projektu bylo stanovení bezpečných postupů nakládání se ZPSU bez možného ovlivnění zdraví a životního prostředí. Předkládaná práce je úzce spjata s výše jmenovaným projektem a navazuje na něj.

3 Cíle práce

Diplomová práce se soustředí na hodnocení rizik při aplikaci ZPSU do životního prostředí. Nosným tématem je stanovení metod hodnocení zdravotních rizik u vybraných toxických látek, které v důsledku aplikace ZPSU mohou být uvolňovány do životního prostředí a přes různé expoziční cesty mohou ovlivňovat zdraví vybraných skupin populace.

Diplomová práce navazuje na řešení projektu MŽP č. VaV SP/2f3/118/08 s názvem „Výzkum skutečných vlastností odpadů považovaných za vhodný zdroj nestandardních surovin (zejména vedlejších energetických produktů) ve smyslu současných právních požadavků na ochranu zdraví lidí, životní prostředí a vyhodnocení získaných informací pro stanovení bezpečných postupů a požadavků pro jejich používání“. Záměrem výše jmenovaného projektu bylo stanovení bezpečných postupů nakládání se ZPSU pro splnění indikačních cílů politiky odpadového hospodářství ČR (dále jen POH ČR) a požadavků zákona č. 185/2001 Sb., o odpadech, ve znění pozdějších předpisů, o předcházení vzniku a využívání odpadů. Jedním z cílů jmenovaného projektu bylo i hodnocení zdravotních rizik

Cíle práce:

1. Určení prioritních kontaminantů, které se mohou ze ZPSU uvolňovat do životního prostředí.
2. Výběr metod hodnocení zdravotních rizik.
3. Identifikace možných exponovaných příjemců a reálných expozičních scénářů pro hodnocení zdravotních rizik vybraných toxických látek.
4. Stanovení parametrů výpočtu zdravotních rizik.
5. Výpočet zdravotních rizik u vybraných toxických látek a expozičních scénářů vybrané populace.
6. Zhodnocení a porovnání metod pro identifikaci zdravotních a ekologických rizik.

4 Literární rešerše

Cílem teoretické části předkládané diplomové práce je popsat ZPSU z hlediska jejich vlastností, možností využití a také popsat jejich právní úpravu a také možná rizika ZPSU. Součástí popsané problematiky jsou i chemické prvky obsažené v ZPSU a jejich toxikologická charakteristika. Druhá část literární rešerše popisuje hodnocení zdravotních a potažmo i ekologických rizik a metody stanovení zdravotních rizik deterministickým i pravděpodobnostním způsobem.

4.1 Zbytky po spalování uhlí

Pracovní definice pro pevné látky vznikající spalováním fosilních paliv byla dlouho vyvíjena. V definicích v oblasti životního prostředí se nejčastěji používá termín odpad ze spalování uhlí. Později se začal využívat název vedlejší energetické produkty (dále jen VEP). V poslední době se zmíněný termín stal známým pojmem v energetickém průmyslu (Kalyoncu 2000).

Zadání předkládané diplomové práce bylo stanoveno na problematiku VEP v důsledku návaznosti na již zmíněný grant MŽP č. VaV SP/23/118/08, ale vzhledem k tomu, že došlo ke změně zákona, ve kterém jsou uvedeny VEP jako ZPSU, je v této práci používán termín ZPSU.

ZPSU představují matici, kterou její producenti uvádějí na trh jako výrobky nebo kterých se zbavují jako odpadů. Podle normy ČSN 07 7001 „Popelové hospodářství“ jsou tuhé zbytky po spalování uhlí definovány jako popel, struska, škvára, popílek. Do této skupiny náleží rovněž energosádrovec a popílek z fluidního spalování. Za ZPSU jsou producenty považovány i upravené pevné zbytky po spalování uhlí, které jsou označovány jako aglomerát, stabilizát apod. (Veverka 2011).

4.1.1 Vznik a vlastnosti ZPSU

V průběhu tepelného zpracování uhlí vzniká několik typů ZPSU. Druh ZPSU úzce souvisí s typem použité technologie (spalování v práškových či roštových kotlích nebo fluidní spalování apod.). Při tomto procesu zároveň dochází k redistribuci radioaktivních látek původně obsažených ve fosilním palivu do

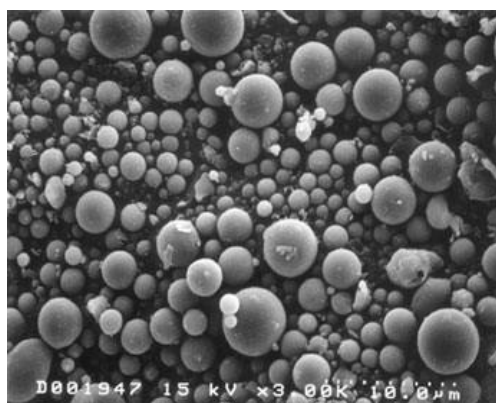
jednotlivých produktů spalování a také k jejich zkoncentrování (Veverková et al. 2009).

Charakter ZPSU závisí na kvalitě spalovaného uhlí. Ta záleží na obsahu hořlaviny, popelovin a vody (Fečko et al. 2003). Z výše uvedeného vyplývá, že fyzikální, chemické, mineralogické, morfologické a případně i technologické vlastnosti ZPSU jsou závislé na kvalitě a druhu (lokalitě a sloji) použitého uhlí, na technologii spalovacího procesu a na způsobu nakládání se zbytky (odběru) z místa vzniku (suchý, mokrý způsob). U produktů odsíření spalin jsou tyto vlastnosti závislé i na typu technologie čištění spalin (ACAA 2009, Michalíková et Sisol 2010).

Z ekologického hlediska je základním problémem obsah celé škály chemických látek ve všech typech ZPSU. Toxické prvky jsou ve ZPSU zastoupeny v různých hmotnostních podílech a v různých koncentracích. Lze nalézt téměř všechny prvky, zejména pak těžké kovy (Michalíková et al. 2010, Veverková et al. 2010a).

Popílek

Jako druhotná surovina ze spalování uhlí je nejčastěji používán popílek, který je tvořen prachovými částicemi kulovitěho tvaru o velikosti zrn od několika μm až po několik stovek μm . Částice popílku při 2000x zvětšení jsou zobrazeny na obrázku č. 1. Z ekotoxikologického hlediska je v popílcích především významný obsah těžkých kovů jako je Cr, Pb, Ba, Zn, Ag, Hg a As (Malá et Maršálková 2007, Narukawa et al. 2005).



*Obrázek č. 1 Mikrofotografie pořízená z rastrovacího elektronového mikroskopu (SEM):
částice popílku na 2.000x zvětšení (Hoffman 2000)*

Chemické složení popílku závisí na složení anorganické složky. Popílek z odlučovačů je surový s obsahem řady prvků, které jsou z hlediska životního prostředí nepřipustné. Proto je popílek upravován kyselým loužením při zvýšené teplotě, následně promýván vodou a odvodněn. Vlhkost popílku se pak pohybuje v rozmezí 25-35%. Popílek je sypký, suchý, vlhký, bez zápachu, pH vodního výluhu je 6,90 (Rovnaníková et Průdková 2005). Na obrázku č. 1 je jsou zobrazeny částice popílku.

Podstatný je fakt, že v uhlí jsou přítomné ty samé chemické prvky jako v popílkách, jejich koncentrace jsou však vyšší - v popílkách z černého uhlí 2,5-4,5x a v popílkách z hnědého uhlí 2-3x (Michalíková 2004).

Struska

Dalším významným produktem spalování uhlí je struska. Běžné složky strusky jsou oxidy křemíku, hliníku a hořčíku, stejně jako síra, která je vždy přítomna. Struska obsahuje také fosfor, vápník, popel, zbytky materiálů jako je vápenec apod. Pochopitelně obsahuje obdobně jako popílek i toxické prvky (Plaček 2007).

Energosádrovec

Mezi ZPSU patří též energosádrovec, který vzniká při odsiřování spalin mokrou vápencovou vypírkou. Hlavní rozdíl mezi ním a přírodním sádrovcem spočívá ve fyzikálních vlastnostech – velikost zrna, tvorba typu krystalů a technicky důležitá sypná hmotnost. Energosádrovce obsahují nečistoty, které se v přírodních sádrovcích běžně nevyskytují. Jedná se hlavně o chloridy, fluoridy, rozpustné Mg a Na soli, siřičitan vápenatý a různé toxické látky ve stopových množstvích. Stupeň bělosti sádrovce z hnědého uhlí se pohybuje v rozmezí 20–40 %, oproti energosádrovci ze spalování černého uhlí se jedná o výrazně tmavší barvu (Zezulová et al. 2008, Bibora 2010).

4.1.2 Možnosti využití ZPSU v ČR

Pokud je možné zbytky po spalování uhlí určitým způsobem využít, můžeme o nich mluvit jako o druhotných surovinách. V tomto směru je nejvíce využíván popílek, ale lze využít například i strusku nebo škváru (Zimová et al. 2010d).

Struska se škvárou se nejčastěji používají ve stavebnictví k výstavbě násypů, obsypů a zásypů, jako plnivo při výrobě cementu, maltovin, škvárového betonu,

k výrobě cihlářských pálených výrobků jako ostřívo a lehčivo. Pro účely stavebnictví je zvláště důležitý obsah nedopalu, obsah sulfidů a síranů, obsah volného vápna (CaO) a MgO. Požadavkům pro stavebnictví často škváry nevyhovují, a proto se musí upravovat a to nejčastěji dlouhodobým haldováním (Pytlík 1995). Strusky a škváry se mohou také používat jako zdrsnující materiál na vozovky a chodníky v zimním období (MD 2002, Michalíková et al. 2010).

Popílký nacházejí uplatnění v různých oblastech – ve stavebnictví, při rekultivacích, při čištění odpadních vod, v technologii stabilizace apod. Část produkce popílků se skládkuje. Jednotlivé možnosti použití popílku jsou popsány dále a znázorněny v příloze č. 1.

Stabilizát

Stabilizát je směs úletového popílku (cca 50 %), energosádrovce, vápna a vody. V menší míře může obsahovat i strusku (Schreier 2010). Hlavní účel je trvalé snížení mobility toxických látek obsažených ve zpracovávaných odpadech. (Kuraš 2008). Podle množství vápna se rozlišují stabilizáty pro různé využití. Stabilizát může být certifikovaným výrobkem pro použití při rekultivaci a pro použití na stavbách pozemních komunikací. Je to materiál, který vyvíjí hydratační teplo a v čase tvrdne. Stabilizát je možné charakterizovat jako lehký stavební materiál, tepelně izolační materiál, málo propustný až nepropustný, odolný proti mrazu a vodě, citlivý na způsob zpracování a hutnění (Lidmila 2005, Schreier 2010).

Obdoba stabilizátu je granulát. Má stejné složení, ale obsah vápna může být mezi nulou až jedním procentem (Schreier 2010). Granulát se nejčastěji používá při zavážení vytěžených prostor po důlní činnosti – plavenou směsí se díla vyplní nebo se vytvářejí izolační hráze či žebra pro jejich uzavření. Dále se používá při protizáparové prevenci v porubech (Dirner 1998). Druhem granulátu může být deponát, který je bez vápna. Slouží ke stejným účelům jako granulát (Schreier 2010).

Využití popílků ve stavební výrobě

Popílký se používají ve stavebnictví v různých technologiích, výhodou je úspora primárních surovin. Použití popílků ve stavební výrobě lze rozdělit do dvou skupin: výroba stavebních materiálů a jejich využití ve stavebnictví, využití v dopravním a pozemním stavitelství (Kalyoncu 2000).

Dále jsou popsány možnosti využití popílku v různých odvětvích stavební výroby:

- 1) **Peletizace** – technologie je založena na zvlhčování popílku vodou v rotujícím agregátu. Pelety lze využít jako podsypový, zásypový, stavební, izolační materiál, dále je možné pelety také ukládat např. do výsypných prostor těžebních závodů (Arslan et Baykal 2006).
- 2) **Umělé kamenivo** – může částečně nebo úplně substituovat přírodní kamenivo. Velkou výhodou je jeho nižší hmotnost (až o 50%) oproti přírodnímu kamenivu. Kamenivo lze použít pro výrobu betonu, pro násypy, zásypy a podkladní vrstvy (Adámek 1997).
- 3) **Výroba cihel** – popílek slouží jako plastifikační přísada, lehčivo – zvyšuje pórovitost, neboť obsahuje spalitelné látky, pevnost zvyšuje ostřicí schopnost (Škvára 1995, Sokolář 2010).
- 4) **Výroba maltovin** – popílky vystupují nejen jako výplň směsi, ale přispívají i k procesu tvrdnutí (Škvára 1994).
- 5) **Výroba cementů** – popílky lze zpracovat v cementárnách za přípravy surovinových směsí jako jednu z jejich složek, a nebo při mletí cementu jako hydraulickou přísadu pro regulaci tuhnutí cementu, případně jako přídavek do rotačních pecí za účelem snížení exhalací SO_2 . Popílky snižují počáteční pevnost a hydratační teplo a zvyšují odolnost proti agresivním vodám (Moreno et al. 2005).
- 6) **Výroba betonu** – popílek se používá jako náhrada kameniva nebo jako aktivní příměs na částečnou náhradu cementu. Popílek zlepšuje zpracovatelnost a čerpatelnost čerstvého betonu, omezuje tvoření trhlin atd. (Pytlík 2000).
- 7) **Výroba izolačních materiálů** - popílky lze využít i pro výrobu zvukově a tepelně izolačních hmot (Michalíková et al. 2010).
- 8) **Výroba keramiky** – používá se až 80% hmotnosti popílku. Popílek zvyšuje pevnost výrobku díky po vypálení nově vznikajícímu cristobalitu (Fečko et al. 2003, Sokolář 2010).
- 9) **Využití v dopravním stavitelství** – popílek čistý nebo s příměsí strusky jak ze složišť tak přímo z odběrných míst v elektrárnách se využívá pro výstavbu

a údržbu dopravních staveb pro zhutněné násypy, zásypy a obsypy jako pojivo nebo jako příměs kameniva. Popílek lze použít i pro suspenzi pro prolití kamenné kostry tzv. KAPS (ČSN 73 6133, Veverková 2010b).

Popílky jako adsorbenty, výroba zeolitů, čištění odpadních vod

Z popílků lze připravit syntetické zeolity metodou hydrotermální alternace. Zeolity se používají jako molekulová síta, iontoměniče a adsorbenty. Zeolity se používají k čištění odpadních vod, čištění odpadních průmyslových plynů, odstraňování ropy z mořské hladiny, v zemědělství k provzdušňování půdy, udržení vlhkosti, neutralizaci kyselých složek apod. (Stenbruggen et Holman 1998). Popílek je možné používat jako filtrační látku v čistírně odpadních vod (ČOV CINIS) – adsorbent popílek ze složiště, tedy popílek netoxický, obsahující minimum těžkých kovů. Čistírny CINIS nachází uplatnění při odstraňování organických i anorganických látek. CINIS se používá např. pro čištění podzemních vod na letišti kontaminované leteckým petrolejem, čištění vody kontaminované transformátorovými oleji, čištění kejdy a čištění splaškových komunálních vod (Petříková 2000).

Hutnictví

Popílky lze využít na výrobu železných koncentrátů a litých zásypů (Fečko et al. 2003).

Geopolymery

Popílky lze zpracovat použitím metod LTS (Low Temperature Synthesis). Geopolymery vykazují vysokou pevnost, odolnost proti vysokým teplotám a ohni, kyselinám a bakteriím (Chang et al. 1999). Jsou podobné zeolitům. Kopolymery lze použít ve stavebnictví, v technologii solidifikace, čištění odpadních vod apod. (Li et al. 2006).

4.1.3 Právní úprava ZPSU v ČR

Je několik variant, jak nahlížet na zbytky po spalování uhlí. V případě, že ZPSU jsou využívány v režimu zákona o odpadech, je jejich využívání podřízeno požadavkům vyhlášky č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládce a jejich využívání na povrchu terénu, ve znění pozdějších předpisů. Využívat na povrchu terénu se mohou pouze odpady, které prokazatelně nemají nebezpečné

vlastnosti a splňují stanovená kritéria. V případě, že hmotnost využívaných odpadů k terénním úpravám nebo rekultivacím lidskou činností postižených pozemků (s výjimkou rekultivace skládek) je větší než 1000 tun, musí být pro dané místo provedeno hodnocení rizika. U odpadů jsou požadavky na obsah škodlivin v odpadech využívaných na povrchu terénu stanoveny v přílohách k vyhlášce č. 294/2005 Sb (Veverková 2009, vyhláška č. 294/2005 Sb.).

V mnoha případech jsou ZPSU zařazeny jako stavební výrobky a posuzovány ve smyslu Nařízení vlády č. 163/2002 Sb., kterým se stanoví technické požadavky na vybrané stavební výrobky, ve znění pozdějších předpisů. V technických návodech, které mají autorizované osoby k dispozici pro sjednocení postupu certifikace výrobků, avšak nejsou zahrnuta kritéria pro hodnocení zdravotních rizik (Čevelík 2010).

Evropská unie v současnosti v rámci pracovních skupin evropské komise řeší na základě mandátu M/366 skutečnost, že musí být určeny a zahrnuty do sledování všechny výrobky nebo výrobkové skupiny, u kterých jsou splněny tři stanovené předpoklady. ZPSU vzhledem k charakteristice složení a obsahu nebezpečných látek v případě jejich využití jako stavebních výrobků náleží do této výše uvedené skupiny (Veverková et al. 2010c, Čevelík 2010).

Pro ZPSU je možné využít i metodiku hodnocení ekologické přijatelnosti odpadů pro jejich využití na povrchu terénu a výrobků používaných jako krajinnotvorné prvky (ČSN 72 2072-11). Problematika hodnocení výrobků určených jako stavební výrobky pro vytváření vnitřního prostředí staveb je zpracována podrobněji, ale nevychází z metod uplatňovaných u výrobků (ČSN 72 2072) a u odpadů (vyhláška č. 294/2005 Sb., ve znění pozdějších předpisů), určených pro volné prostředí (Veverková 2009, ČSN 72 2072-11, ČSN 72 2072).

Důležitým dokumentem z hlediska ZPSU je nařízení REACH (Nařízení č. 1907/2006 Evropského parlamentu), což je nařízení o registraci, hodnocení, povolování a omezování chemických látek (Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals). Vstoupilo v platnost dne 1. června 2007. V zásadě se REACH vztahuje na všechny chemické látky. Další právní předpisy upravující chemické látky, které REACH nenahrazuje, zůstávají v platnosti. Regulace nebezpečných látek dle REACH pokrývá oblast stavebních výrobků, jimiž se zbytky

po spalování uhlí ve většině případů stávají jen z části. V podstatě se vztahuje jen na stavební výrobky, které jsou samy o sobě chemickými látkami, bere ohled na celkový obsah nebezpečných látek a ne na jejich uvolňování a nezahrnuje rizikové limity pro vnitřní ovzduší, půdu a vodu (Veverková 2009, Nařízení č. 1907/2006).

Pro aplikaci ZPSU do životního prostředí je také významná směrnice evropského parlamentu a rady 2004/35/ES o odpovědnosti za životní prostředí v souvislosti s prevencí a nápravou škod na životním prostředí. Tato směrnice považuje za škody na životním prostředí i škody na půdě. Škody na půdě jsou definovány jako jakákoli kontaminace půdy, která představuje závažné riziko pro lidské zdraví, které je nepříznivě ovlivněno v důsledku přímého nebo nepřímého zavedení látek, přípravků, organismů nebo mikroorganismů do půdy, na půdu nebo pod povrch půdy. Česká legislativa implementovala výše uvedenou směrnici do zákona č.167/2008 Sb., o předcházení ekologické újmy a o její nápravě ve znění pozdějších předpisů stanoví jako ekologickou újmu na půdě znečištění, jež představuje závažné riziko nepříznivého vlivu na lidské zdraví v důsledku přímého nebo nepřímého zavedení látek, přípravků, organismů nebo mikroorganismů na zemský povrch nebo pod něj (Čevelík 2010, Zimová et al. 2010c).

4.1.4 Možnosti využití ZPSU ve světě

V Rakousku jsou ZPSU (popílky) využívány pouze jako příměs do betonu nebo cementu; k násypům, zásypům nebo jiným druhům rekultivace se používá pouze zemina a limitní hodnoty ukazatelů kvality zeminy jsou stanoveny ve Federálním plánu správy odpadu 2006 (Veverková et al. 2009).

Z jednání členských států OECD vyplynulo, že ZPSU (popílky), pokud vyhoví limitním hodnotám stanovených ukazatelů v rakouském Federálním plánu správy odpadu 2006, mohou být dováženy do Švýcarska a používány ve stavebnictví bez dalších opatření. K výrobě stavebního materiálu a použití ve stavebnictví se ve Švýcarsku mohou používat jen popílky a strusky neobsahující nebezpečné látky. Výjimka je možná pouze v případě zvláštního využití a po prokázání, že žádný jiný materiál nevykazuje nutné stavebnětechnické vlastnosti a že zamýšlené využití není škodlivé vůči životnímu prostředí. Popílek či případně vysokopecní struska smějí být používány pouze ve vázané formě (zpevněné výrobky). Přidávají se do cementu nebo

do betonu. V žádném případě však není povoleno používat je v sypké podobě jako např. podkladový materiál při stavbě silnic (Veverková et al. 2009).

V USA obecně platí pro ukazatele škodlivin limity, přičemž při jejich překročení je materiál považován za toxický. V dubnu měla EPA vydat pokyn „Standards for the Management of Coal Combustion Residuals Generated by Commercial Electric Power Producers“ (Normy pro řízení nakládání se zbytky po spalování uhlí produkovaných výrobcí elektrické energie), ale vzhledem k široké veřejné diskusi ke zveřejněnému návrhu tohoto předpisu nedošlo dosud k jeho vydání. Předpis vychází z výsledků studií agentury EPA, z nichž vyplývá, že nakládání s odpady podle „Resource Conservation and Recovery Act (RCRA)“ je vhodné i pro zbytky ze spalování uhlí. Výhodou vydání norem by měla být prevence kontaminace nebo škod na podzemních a povrchových vodách. V roce 2005 vydala EPA dokument „Využití uhelného popílku v silničních stavbách, průvodce výhodami a dopady“, kde jsou uvedena environmentální a zdravotní rizika spojená s použitím betonu, který je vyroben z popílků a s použitím neupravených (nezapouzdřených) popílků. Vyluhovatelnost škodlivin a znečištění zdrojů pitné vody je v dokumentu doloženo případovými studii. EPA podporuje využívání ZPSU pro konstrukci silnic, ale zároveň poukazuje na potenciální nebezpečnost pro lidské zdraví a životní prostředí z jejich užívání. V případě použití neupravených (nezapouzdřených) popílků je nezbytné provádět adekvátní hydrogeologický průzkum ohledně odpovídající ochraně podzemních vod (EPA 2005, EPA 2007, Veverková et al. 2009).

V Izraeli orgány zdravotní služby stanovily pokyny pro použití popílku při výstavbě. Pokyny obsahují maximální povolené koncentrace škodlivin v popílku. V oblastech bez citlivosti vzhledem k podzemní vodě je při nepřekročení maximálních koncentrací škodlivin umožněno neomezené použití a v oblastech citlivých na podzemní vodu je možné využití po místním posouzení. A také je zde možnost neomezeného použití popela s výjimkou oblastí s obsahem boru v podzemní vodě v koncentraci významné pro pěstování rostlin. Vodné výluhy z materiálů obsahujících více než 50% ZPSU musí vyhovovat limitům pro pitnou vodu (Veverková et al. 2009).

4.1.5 Rizika ZPSU

Na jedné straně je možné ZPSU využít jako druhotnou surovinu, na straně druhé mohou ZPSU ovlivnit zdraví lidí vzhledem k tomu, že u nich dochází k úniku specifických prvků do okolního životního prostředí. V ZPSU je celá škála chemických prvků (více než 40), která může ovlivnit životní prostředí a zdraví lidí. Pro úplnost je v následující tabulce 1 uvedena základní toxikologická charakteristika vybraných prvků (Zimová et al. 2010a)

Identifikace toxických prvků ve ZPSU je prvním krokem pro jakékoliv další hodnocení rizik spojených s ZPSU. Při ukládání ZPSU na povrch terénu vzniká předpoklad navýšení kontaminace prostředí půdy, vody a ovzduší toxickými prvky a tím i vznik potencionálního zdravotního i ekologického rizika (EPA 2007, Zimová et al. 2010b).

Tabulka č. 1 Základní toxikologická charakteristika chemických prvků ze ZPSU (EPA 2007)

Chemický prvek	CAS ID	Účinek na:		Chemický prvek	CAS ID	Účinek na:	
		zdraví	ŽP			zdraví	ŽP
Chemický prvek				anorganický aniont			
Hliník	7429-90-5	•	•	Chloridy	16887-00-6		
Antimon	7440-36-0	•	•	Kyanidy	57-12-5	•	
Arsen	7440-38-2	• ^c	•	Fluoridy	16984-48-8	•	
Baryum	7440-39-3	•	•	Dusičnany	14797-55-8	•	
Berylium	7440-41-7	• ^d	•	Dusitany	14797-65-0	•	
Bór	7440-42-8	•	•	Fosfáty	14265-44-2		
Kadmium	7440-43-9	• ^d	•	Křemičitany	7631-86-9		
Chrom	7440-47-3	• ^c	•	Sírany	14808-79-8		
Kobalt	7440-48-4	•	•	Sírníky	18496-25-8		
Měď	7440-50-8	•	•	anorganický kationt			
Železo	7439-89-6			amonium	7664-41-7	•	
Olovo	7439-92-1	•	•	Vápník	7440-70-2		

Chemický prvek	CAS ID	Účinek na:		Chemický prvek	CAS ID	Účinek na:	
		zdraví	ŽP			zdraví	ŽP
Hořčík	7439-95-4			pH	12408-02-5		
Mangan	7439-96-5	•	•	Draslík	7440-09-7		
Rtuť	7439-97-6	•	•	Sodík	7440-23-5		
Molybden	7439-98-7	•	•	Nekovové prvky			
Nikl	7440-02-0	•	•	Uhlík			
Selen	7782-49-2	•	•	Síra			
Stříbro	7440-22-4	•	•				
Stroncium	7440-24-6	•					
Thalium	7440-28-0	•	•				
Vanad	7440-62-2	•	•				
Zinek	7440-66-6	•	•				

Pozn.: •účinek na zdraví, •účinek na ŽP, ^c prokázaný karcinogen, ^d pravděpodobný karcinogen

Rizika spojená se ZPSU vycházejí z obsahu chemických látek spalovaného uhlí. Ve fosilních palivech je možné nalézt organické i anorganické látky. Uhlí, které vstupuje do procesu spalování může obsahovat PAU, radioaktivní příměsi, síru, těžké kovy apod. Spalováním se struktura a obsah jednotlivých chemických látek mění. Výsledkem jsou emise škodlivého oxidu uhličitého a siřičitého v ovzduší a výskyt škodlivých anorganických látek v ZPSU, jedná se o vysoké obsahy těžkých kovů a dalších prvků jako například arsen a beryllium (Veverková et al. 2010b).

Každý jednotlivý prvek obsažený v ZPSU má své specifické účinky na zdraví a životní prostředí. Proto je v následujícím textu uvedena charakteristika možných rizik pro každý kontaminant zvlášť. Obecně je však možné říci, že chemické látky obsažené v ZPSU vykazují specifickou toxicitu a některé ještě navíc i karcinogenitu, mutagenitu, teratogenitu apod. (Zimová et al. 2010a).

4.2 Toxikologická charakteristika vybraných rizikových prvků

Toxikologické vlastnosti škodlivin jsou dostupné v literatuře i v databázích. Toxické vlastnosti škodlivin vycházejí ze vztahu dávka/účinek. Aby bylo možné hodnotit rizika spojená s expozicí škodlivých látek, je nutné znát jejich charakter a vlastnosti (Bláha et al. 1996). V textu dále jsou uvedeny charakteristiky látek, které se jsou nejčastěji spojeny s toxicitou ZPSU a které jsou nejvýznamnější z hlediska škodlivého vlivu na zdraví lidí. V příloze č. 2 jsou uvedeny toxikologické charakteristiky zbylých prvků neuvedených níže, pro které bylo také provedeno hodnocení zdravotních rizik, ale jsou již méně významné z toxikologického hlediska.

Arsen (As)

Arsen je prvek s vlastnostmi kovů i nekovů, je to tzv. metaloid. V přírodě se vyskytuje především ve formě sulfidů. Velmi jedovaté jsou především některé jeho sloučeniny (Beneš et al. 1986, Hanusch et al. 1988). V běžném životním prostředí se všichni setkáváme s určitou nízkou hladinou expozice arsenu. Vyšší dávky mohou organismus poškodit. Arsen je značně jedovatý a dlouhodobé používání vod s malými koncentracemi As způsobuje chronické onemocnění (Merian 1991). Toxicita arsenu závisí na oxidačním stupni. Sloučeniny As^{III} jsou asi 5x až 20x toxičtější než As^V . Podstatný vliv na zatížení organismu může mít dietární expozice (Marenčík et al. 2004). Anorganický As působí v dávce od 300 $\mu g/kg$ do 30 mg/kg potravy nebo půdy podráždění sliznice žaludku a střev s příznaky bolesti žaludku, nevolnosti, zvracení a průjmu. Dalším účinkem je snížení produkce červených a bílých krvinek, což zapříčiňuje únavu, změny srdečního rytmu, poškození krevních cév s krevními výrony. Dále jde o poškození funkce nervů zapříčiňující brnění v rukou a nohou. Při chronické orální expozici se může objevit poškození kůže. Vznikají dermatologické změny na pokožce, ekzémy a alergie. Arsen také může zapříčinit rakovinu kůže (Leonard 1991, SZÚ 2008). As je kumulativním jedem, značně se kumuluje ve vlasech. As je prokázaným lidským karcinogenem a je zde zvýšené riziko vzniku rakoviny jater, žlučníku, ledvin, prostaty a plic. As má vedle účinků karcinogenních i účinky mutagenní a teratogenní (Bencko et al. 1995). As obsažený v prachu a půdě představuje ve srovnání s jinými těžkými kovy nejvyšší míru rizika obzvláště pro dětskou populaci (Inshinishi et al. 1986, SZU 2006).

Beryllium (Be)

V přírodě se beryllium vyskytuje pouze ve formě sloučenin. Ve všech svých sloučeninách se vyskytuje pouze v mocenství Be^{2+} (Beneš et Fabiánová 1986, Cohen et al. 1990). Beryllium a především jeho soli jsou ze zdravotního hlediska velmi rizikové a jejich akutní toxicita závisí především na jejich rozpustnosti. Jsou jak přímo toxické, tak potenciálně karcinogenní, tedy schopné vyvolat rakovinu nebo alespoň zvýšit riziko jejího výskytu (Bencko et al. 1995). Fluorid a chlorid způsobují denaturaci bílkovin. Síran, chlorid a dusičnan způsobují okyselení organismu, které může způsobit smrt následkem vyčerpání pufračního systému organismu. Důležitým faktorem je způsob aplikace, který vyvolává odlišné efekty intoxikace (Marhold 1980, Ellenhorn et Barcelon 1988). Při podkožní aplikaci se beryllium váže na proteiny, proto okamžitá smrt nastává až při vyšších dávkách. Při intravenózní aplikaci rozpustných solí beryllia se převážná část zachytí v játrech, kde způsobuje rozsáhlou nekrózu. Beryllium je toxické pro většinu tkání a orgánů. Poškozuje rovněž slezinu, lymfatické žlázy, kostní dřeň, plíce, slinivku břišní a ledviny. V krvevorném systému dochází k poškození, jež vede k anémii a později k leukocytóze (Hathcock 1997).

Chrom (Cr)

Chrom se dostává do životního prostředí především ve formě Cr^{+3} a Cr^{+6} v důsledku přírodních procesů a lidské činnosti. Toxicita sloučenin chromu roste s jejich oxidačním stupněm. Za nejnebezpečnější jsou pokládány sloučeniny Cr^{VI} . Procházejí totiž vcelku snadno buněčnou stěnou. Sloučeniny Cr^{+3} se váží nejvíce na krevní bílkoviny. Onemocnění způsobená chromem se projevují různě. Při inhalaci se poškozují horní dýchací cesty, vznikají nádory na plicích, záněty sliznic a další. Na pokožce se objevují těžko hojitelné vředy, které pronikají hluboko do kůže, svalstva a kostí. Chrom navíc disponuje mutagenními účinky, tzn. chrom způsobuje změny ve struktuře DNA (Marhold 1980, Jones 1991). Vdechnutí Cr^{+3} nezpůsobuje u většiny lidí podráždění nosu ani úst. Stejně tak lidem neublíží spolknutí malého množství Cr^{+6} , avšak náhodné nebo záměrné spolknutí většího množství způsobuje žaludeční potíže a vředy, křeče, poškození ledvin a jater a v některých případech končilo i smrtí dotčené osoby. IARC označila Cr^{+6} za lidský karcinogen (skupina 1) (Bencko et al. 1995).

Kadmium (Cd)

Kadmium náleží k nejnebezpečnějším toxickým prvkům. Snadno vstupuje prostřednictvím rostlin do potravního řetězce. Kadmium se vyskytuje v řadě anorganických i organických sloučenin (Holoubek 2004). Hlavní branou vstupu kadmia do lidského organismu je gastrointestinální a respirační trakt. Z obecně toxikologického hlediska vyvolává požití potravy nebo nápoje kontaminovaného kadmiiem akutní poruchy trávicího ústrojí. Při akutní otravě kadmiiem jsou hlavními symptomy nauzea, vomitus, diarrhoea, křeče trávicího ústrojí, bolesti hlavy a intenzivní salivace (Friberg et al. 1986). V případě vysoké expozice se navíc vyvine šok ze ztráty tekutin a dochází k akutnímu selhání ledvin, srdce, plic a smrti v průběhu 24 hodin až 14 dnů (Marhold 1980, Schafer et al. 1988). Pracovníci z exponovaného prostředí kadmiiu mohou onemocnět vlivem potencionálně karcinogenního účinku karcinomem prostaty, trávicího ústrojí, ledvin, jater a plic. Byly nalézány rovněž chromozomální aberace a anomálie. U lehčích forem intoxikace se vyskytuje často také hypertenze. U těžších intoxikací spíše hypotenze (Puklová et al. 2005).

Nikl (Ni)

Nikl patří mezi velmi nebezpečné prvky, které se vlivem člověka stále více akumulují ve volné přírodě (Beneš et Fabiánová 1986). Nebezpečný je jak samotný nikl, tak i jeho oxidy. Nikl a jeho sloučeniny vyvolávají nádory na plicích a kovový nikl může způsobovat alergie a kožní onemocnění. V souvislosti s niklem se nejčastěji objevuje kožní alergická reakce u lidí, kteří jsou na tento kov obzvláště citliví. U citlivých jedinců pak každý další kontakt s niklem způsobí velmi rychlou odezvu v podobě kožní vyrážky v místě kontaktu s kovem (Norseth 1986). U velmi citlivých jedinců může kontakt s niklem vést v ojedinělých případech až ke vzniku astmatického záchvatu. Vedle kožního kontaktu může způsobit negativní reakci organismu také jeho požití v potravě nebo pitné vodě, případně vdechnutí prachu s obsahem niklu. I soli niklu mohou vyvolat řadu zdravotních problémů. Mohou například způsobit pálení a svrbění rukou, které je následováno silným zarudnutím pokožky a vznikem vyrážek. Požití těchto solí vyvolává zvracení. U pracovníků, kteří nedopatřením vypili vodu obsahující velké množství niklu, byly pozorovány bolesti žaludku a ledvinové problémy (Marhold 1980, Niebor et Nriagu 1992).

Olovo (Pb)

Olovo je nejrozšířenější ze skupiny těžkých kovů. V ryzí formě se v přírodě vyskytuje vzácně, je tedy převážně vázáno ve sloučeninách (Bencko et al. 1995). Negativní vlivy olova na zdraví jsou dlouhodobě sledovány. Olovo se vstřebává převážně plicemi, ale také trávicím ústrojím. Olovo může ovlivňovat krvetvorný a nervový systém, ledviny, imunitní mechanismy, trávicí a reprodukční systém (Ewers et Schlipkoter 1991). Olovo se při vyšších dávkách hromadí v kostech, játrech a ledvinách. Trvalá expozice nízkým koncentracím může vést hlavně u dětí k poruše jejich chování, např. k hyperaktivitě (Marhold 1980, Mushak et al. 1989). IARC (2004) přehodnotila karcinogenitu olova a jeho sloučenin. Anorganické sloučeniny olova zařadila do skupiny 2A (pravděpodobně karcinogenní pro lidi), olovo do skupiny 2B (možná karcinogenní pro lidi) a organické sloučeniny olova do skupiny 3 (neklasifikovatelné jako lidský karcinogen).

Rtuť (Hg)

V současné době je rtuť a její sloučeniny považována za jeden z nejzávažnějších kontaminantů v životním prostředí. Do organismu proniká plicemi, trávicí soustavou, ale i přes pokožku. Rtuť a její sloučeniny se v těle akumulují v šedé kůře mozkové, později v ledvinách, játrech a v krvi. V krvi se váže na erythrocyty, jejichž vylučování je poté velmi pomalé (Bencko et al. 1995). Otravy rtuťí a jejími sloučeninami jsou velice vážné a obvyklé končí vážným poškozením organismu až smrtí. Rtuť a především alkylové sloučeniny jsou obecně považovány za mitotický jed. Otrava se projevuje prudkými bolestmi břicha a rychlým selháním ledvin. Postižený bývá agresivní, dochází u něj k neovladatelnému třesu končetin, poruchám vidění, řeči, nekoordinovaným pohybům. Při extrémních dávkách Hg vedle smrti může otrava mít vážné následky v podobě nádorových onemocnění, genetického poškození a dalších zdravotních problémů. K chronickým účinkům rtuťi lze přičíst také poruchy reprodukce a obecně poškození nervové soustavy (Ellenhorn et Barceloux 1988, Bencko et al. 1995).

Thallium (Tl)

Thallium je toxikologicky důležitým prvkem, otravy připomínají účinek olova a arzenu. Všechny thallné soli jsou velmi prudkými jedy, speciálně pro teplokrevné živočichy. Toxicita závisí na rozpustnosti – toxické jsou jen rozpustné thallné

sloučeniny. Thallium je buněčný jed, obzvláště snadno se váže na nervovou tkáň a vylučovací orgány. Váže se na thiolové skupiny (cysteinové zbytky) enzymů. Není vyloučen teratogenní a karcinogenní účinek. Thallium se rychle vstřebává kůží, plicemi a trávicím traktem. Prochází placentou, nachází se též v plodové vodě a mateřském mléku otrávených. Vylučuje se močí a stolicí. Vylučování začíná poměrně brzy, ale protahuje se na několik týdnů. Je zajímavé, že děti jsou vůči thalliu odolnější než dospělí. Do organismu se thallium dostává cestou zažívací, dýchací a kožní. Největší množství Tl se ukládá ve svalech, játrech, ledvinách, tenkém střevě, ve vlasech a v centrální nervové soustavě (dále jen CNS). Nejvíce však poškozuje ústřední nervovou soustavu, zažívací trakt a ledviny. Způsobuje také vypadávání vlasů. Takto působí jak jednomocné, tak i trojmocné sloučeniny thallia (Marhold 1980, Kemper et Bertram 1991).

4.3 Metody hodnocení zdravotních a ekologických rizik

Obecně je možné hodnocení rizika (Risk Assessment) vysvětlit jako postup využívající syntézu všech dostupných údajů pro určení stupně a druhu nebezpečnosti, které představuje určitá látka a v jakém rozsahu byly, jsou a mohou v budoucnu být vystaveny působení dané látky jednotlivé skupiny populace. Hodnocení rizika rovněž zahrnuje charakterizaci existujících či potenciálních rizik vyplývajících z uvedených zjištění (Provazník et al. 2000).

Samotný termín riziko bývá často špatně interpretován, bývá často mylně vykládán a zaměňován s pojmem nebezpečnost. Proto je nutné vysvětlit tyto dva pojmy. Nebezpečnost je vlastnost látky, která může nepříznivě působit na životní prostředí nebo zdraví lidí. Projeví se jen v případě, je-li člověk nebo ekosystém vystaven škodlivé látce. Oproti tomu pojem riziko vyjadřuje pravděpodobnost, se kterou dojde za definovaných podmínek k expozici a následně k projevu nepříznivého účinku. Z čehož vyplývá, že k nepříznivému účinku nemusí dojít vůbec, může být vyvolán u všech exponovaných subjektů nebo také může dojít k projevu nepříznivého účinku jen v několika případech (Provazník et al. 2000).

Metody hodnocení se používají poměrně stejně u zdravotního i ekologického rizika. Buď se ekologické riziko zjišťuje na základě obdobné metody, nebo se riziko většinou testuje pomocí ekotoxikologických testů, hodnocení výluhů atd. Více je

rozšířené hodnocení zdravotních rizik. Předkládaná diplomová práce je zaměřena na metody hodnocení rizik z hlediska zdraví lidské populace (Zimová et al. 2010a).

Při hodnocení ekologických rizik pro jednotlivé složky životního prostředí je nutné uvést charakteristiku ohrožených ekosystémů a kvalitativní, případně kvantitativní popis potenciálních rizik včetně mechanismů jejich možného působení. Při hodnocení rizik pro ekosystémy je cílem charakterizovat vzniklá rizika (negativní důsledky působení znečištění na ekosystémy) a stanovit limity znečištění, při jejichž dosažení budou negativní důsledky odstraněny, resp. minimalizovány. Pokud dojde k zasažení zemědělských půd, lesních pozemků, vodních toků či využívaných zdrojů pitných vod, využívá se při hodnocení rizik srovnání se závaznými legislativními limity a podle potřeb i odborných postupů pro hodnocení rizik pro životní prostředí v souladu s příslušnou vyhláškou. Pokud je v rámci analýzy rizik identifikováno významné ohrožení citlivých ekosystémů, pro které nejsou stanoveny relevantní legislativní limity, je vhodné zpracovat nad rámec analýzy rizik samostatnou studii, například podle komplexní metodiky hodnocení ekologických rizik (MŽP 2005).

Hodnocení zdravotních rizik představuje proces skládající se z mnoha složek, pomocí kterého je možno určit pravděpodobnost vzniku negativních zdravotních účinků v důsledku expozice kontaminantům ze životního prostředí (Paustenbach 2000). Hodnocení zdravotních rizik je součástí rizikových analýz kontaminovaných území a důležitou součástí rozhodovacích procesů v otázkách preventivních opatření, pomocí kterého je možno efektivně řešit problémy kontaminovaných území za současné ochrany lidského zdraví (Zhao et Kaluarachchi 2002).

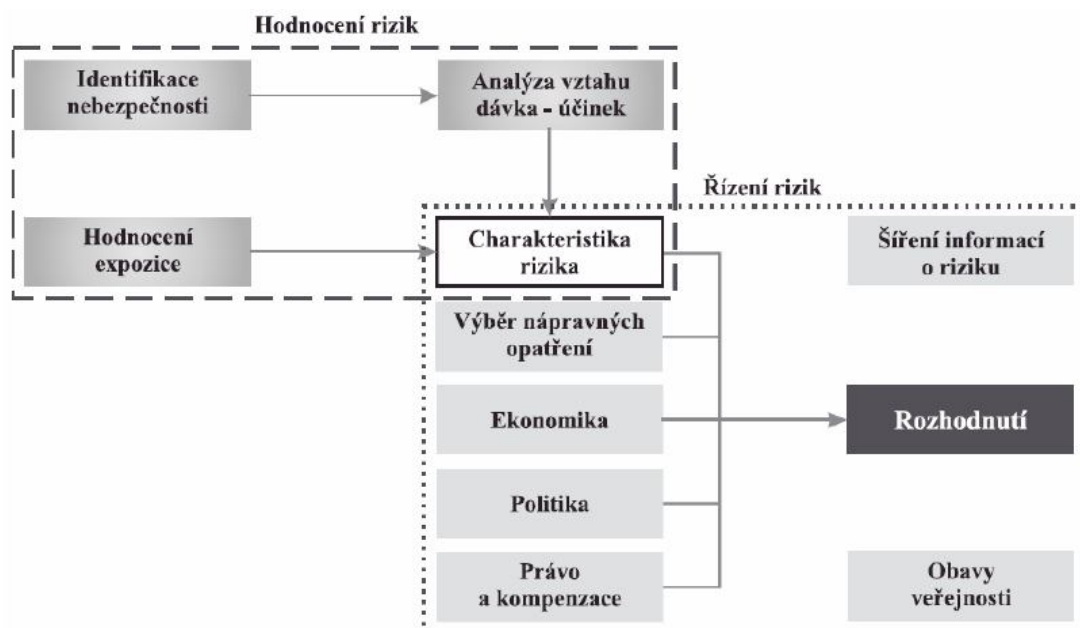
Cílem hodnocení zdravotních rizik je vyhodnotit reálný či potenciální vliv zjištěných prioritních kontaminantů na lidské zdraví. Primárním indikátorem negativních vlivů je překročení závazných legislativních limitů pro dané prostředí. Pokud tyto limity nejsou stanoveny, je nutné potenciální účinky na lidské zdraví odvodit ze známých toxikologických dat a z jejich porovnání s vypočtenými expozičními dávkami pro reálné expoziční scénáře. Pro možnost hodnocení zdravotních rizik je tedy nutné znát toxikologické charakteristiky sledovaných kontaminantů včetně vztahů dávka – účinek, parametry reálné expozice a míru obecně akceptovatelných rizik. Výpočty přijatých či absorbovaných dávek má smysl provádět pouze u reálných expozičních scénářů a také pouze u prioritních kontaminantů, pro které v renomovaných databázích existují informace o vztahu

přijatých dávek a jejich účinků na lidské zdraví. Součástí hodnocení expozice tedy musí být kromě přehledu zdůvodněných expozičních parametrů i přehled převzatých referenčních dávek či koncentrací u nekarcinogenních účinků resp. faktorů směrnice u účinků karcinogenních. V případě nedostupnosti údajů o vztahu dávka – účinek nelze kvantifikaci zdravotních rizik dokončit a je proto nutné provést pouze kvalitativní hodnocení, případně orientační srovnání s účinky obdobně působících látek. V závěrečné etapě analýzy zdravotních rizik se vypočteným reálným expozicím přiřazuje míra nebezpečnosti a provádí se i další slovní hodnocení zjištěných rizik. Z hlediska problematiky chemických prvků a faktorů v prostředí hodnocení zdravotních rizik představuje vyhodnocení dat a informací, které se vztahují ke vstupu nebezpečných látek do prostředí a posouzení jejich vlivu na lidské zdraví se zřetelem na exponovanou populaci. Nezbytné jsou další studie a aktivity, které jsou potřebné pro odhad účinků na zdraví a následně jejich prevenci. Ve většině případů se nejedná o jednorázový proces, ale jde o opakovaný postup, který zohledňuje vývoj problému a zahrnuje nová zjištění a nová data (MŽP 2005).

Metodiky hodnocení zdravotních rizik v oblasti životního prostředí, pracovního prostředí a zdraví obyvatel zahrnují šest základních kroků (EPA 2001):

1. identifikace nebezpečnosti (hazard identification),
2. určení vztahu dávka - odpověď (evaluation of dose - response relationship),
3. hodnocení expozice (exposure characterisation),
4. charakterizace rizika (risk characterisation),
5. řízení rizika (risk management),
6. komunikace rizika (risk communication).

Postup celého procesu hodnocení zdravotních rizik toxických látek je uveden na obrázku č. 2. V textu níže jsou uvedeny a vysvětleny kroky, které je nutné provést, pokud má být zjištěno riziko.



Obrázek č. 2 Hodnocení a řízení rizika (Provazník et al. 2000)

4.3.1 Identifikace nebezpečnosti

Při hodnocení zdravotních rizik je účelem procesu tzv. identifikace nebezpečnosti (identifikace rizika, identifikace škodliviny). Jde o posouzení závažnosti důkazů o negativních účincích studovaného činitele na člověka na základě dostupných zjištění 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 (MŽP 2005). Provádí se na základě hodnocení dat pořízených 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 (Provazník et al. 2004). Pro testování toxicity látek připravilo standardní návody mnoho světových organizací – WHO, OECD, EU, US EPA, ATSDR, IPCS, FDA (MŽP 2005).

4.3.2 Určení vztahu dávka-odpověď

Znalost vztahu dávky a odpovědi, respektive dávky a účinku (biologického gradientu) je základem pro hodnocení zdravotního rizika pro populaci. Vztah dávky a účinku zahrnuje úvahu o toxických účincích látky při různé dávce (MŽP 2005). Empirická pozorování prokázala, že zvyšuje-li se dávka škodlivé látky, zvyšuje se i její toxický účinek a projevuje se stupňováním závažnosti odpovědi. Tato skutečnost je základem pro hodnocení zdravotních rizik, kde však musíme rozlišovat mezi posuzováním látek s prahovým a bezprahovým účinkem. Mechanismy působení těchto dvou typů škodlivin jsou odlišné (Provazník et al. 2000).

V případě chemických látek s prahovým účinkem existuje řada procesů, jejichž prostřednictvím se organismus vyrovnává s expozicí škodlivé látky a teprve poté, když jsou tyto mechanismy vyčerpány, se začínají projevovat účinky. Jedná se o předpoklad existence prahové dávky (Provazník et al. 2000). Hodnota expozice, pod níž je minimální nebo žádná pravděpodobnost vzniku nepříznivého účinku látky, se nazývá prahovou hodnotou. Prahová hodnota, označovaná jako NOAEL (No Observed Adverse Effect Level) je úroveň expozice, při které není pozorován nepříznivý účinek, může být určena na pokusu na zvířeti. Nejvyšší dávka, u které ještě nebyl zjištěn nepříznivý účinek, je potom vydělena faktorem bezpečnosti (nejistoty). Důležitá je referenční dávka (RfD), což je limit odvozený od NOAEL (popřípadě Lowest Observed Adverse Effect Level, LOAEL - nejnižší úroveň expozice, při které je pozorován nepříznivý účinek) přiřazováním faktorů nejistoty (Uncertainty Factors UF), případně modifikujících faktorů. Faktor nejistoty má kompenzovat všechny nejistoty a variabilitu při zjišťování hodnoty NOAEL. Vedle faktorů nejistoty jsou při výpočtech používány též modifikující faktory MF (modified factors). Látky, respektive jejich směsi mohou mít řadu různých účinků, většinou se metody hodnocení rizika soustřeďují na tzv. kritický účinek, za který je považován ten, který je pozorován při nejnižších expozičních úrovních. Pokud nenastane kritický účinek, znamená to, že dávka je natolik nízká, že se nedostaví žádné další účinky, které by vyžadovaly dávku větší než je kritický účinek. Referenční koncentrace RfC (Reference concentration) a RfD (Reference Dose) se používají jako míra potenciální systémové toxicity a rizika, který vyplývá z expozice chemické látky. Expozice nebo dávky, jejichž hodnoty se pohybují pod

RfD nebo RfC nebývá nutné považovat za rizikové z hlediska systémové toxicity (MŽP 2005).

Druhou kategorií škodlivin představují látky s bezprahovým účinkem, tzn. karcinogenní látky. U těchto látek není možné stanovit prahovou hodnotu, jelikož se předpokládá neexistence dávky, která by byla asociována s rizikem vzniku karcinomu. I malý počet změn na molekulární úrovni může vyvolat změny v jediné buňce, které mohou vést k nekontrolovatelnému buněčnému bujení, které může přejít v maligní onemocnění (Provazník et al. 2000). Z tohoto důvodu nemůže hodnocení zdravotních rizik spojených se vznikem nádorových onemocnění být položeno na existenci prahové dávky (MŽP 2005). Pro hodnocení dávky a účinku látek s bezprahovým účinkem se nejčastěji používá faktor směrnice (SF – Slope Factor). Který bývá v literatuře také zmiňován pod pojmem směrnice rakovinového rizika (CSF - Cancer Slope Factor). Obecně řečeno jde o biologicky možný horní okraj odhadu pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění, který je vztažený na jednotku průměrné denní dávky přijímané po celý život (Provazník et al. 2000). Takto definovanou hodnotu je následně možné použít k odhadu celoživotního rizika, jež je výsledkem celoživotní expozice danému agens určité úrovně. Určování SF je problematické z hlediska nedostatku dat spojených s expozicí v okruhu nízkých dávek. Karcinogenní účinky mohou být vyjádřeny rizikem vztaženým na jednotkovou koncentraci látky v prostředí, ve kterém dochází ke kontaktu (MŽP 2005, Zimová 2006).

4.3.3 Hodnocení expozice

Expozice je dle WHO definována jako "kontakt chemické látky, biologické látky nebo fyzikálního činitele s vnější hranicí organismu" a zásadním slovem v definici je slovo kontakt. Expozice je často definována jako funkce koncentrace a času - "událost, když dojde ke kontaktu člověka s polutantem o specifické koncentraci v prostředí po určitý časový interval". Expozice může být také definována jako současný vznik dvou událostí: 1. přítomnost škodliviny nebo směsi škodlivin o určité koncentraci v určitém místě a čase, 2. přítomnost člověka (zvířete apod.) ve stejném místě a stejném čase (čas může být od okamžitého do celoživotního). Hodnocení expozice je možné provádět různými způsoby. Rozlišujeme metody přímé a nepřímé (Provazník et al. 2000).

Metody hodnocení expozice (Provazník et al. 2000, Bláha et al. 1996):

1) Nepřímé metody hodnocení expozice

- a) **Dotazníky**, které jsou používány pro sběr informací o studovaném subjektu, poskytují informace o zdrojích expozice, jejich využití, působení v prostředí dané lokality nebo pracoviště.
- b) **Časový snímek aktivit**, který je důležitý ke zjištění, kde a jak studované osoby tráví svůj čas.
- c) **Monitorování prostředí**, což jsou opakovaná pozorování, měření a hodnocení vybraných nepříznivých faktorů životního prostředí s cílem posoudit expozici populace a její možné dopady na zdraví.

2) Přímé metody hodnocení expozice

- a) **Osobní monitoring** zahrnuje opakovaná pozorování, měření a vyhodnocování koncentrací škodliviny ve vzorcích odebraných v prostředí jednotlivce, který umožňuje sledovat skutečnou individuální expozici. Je používán především v hygieně práce pro látky kontaminující ovzduší. Analogicky mají být monitorovány potraviny, voda, půda a prachové částice, protože expozice člověka kontaminujícím látkám, které jsou v těchto médiích obsažené, je realizována cestou inhalační, perorální a kontaktem s kůží.
- b) **Odhad expozice za použití biomarkerů** (biomonitoring) je často používán jak při identifikaci nebezpečnosti, tak i při odhadu expozice. Biomonitoring představuje analýzu chemických látek, jejich metabolitů, i dalších biologických, biochemických i molekulárních změn v organismu člověka (v krvi, moči, vlasech, nehtech, mateřském mléce, vydechovaném vzduchu, podkožním tuku a dalších.), o nichž je prokázáno, že souvisejí s expozicí základní sledované látky či sledovaného faktoru.
- c) **Matematické modelování** koncentrací látek v prostředí doplňuje nebo nahrazuje měření. U zdrojů znečištění, které jsou plánované a dosud nerealizované, představuje výchozí informaci pro odhad expozice. Odhad expozice je prováděn na základě údajů o vstupu chemických látek do prostředí.

Rizikové skupiny osob

Při hodnocení expozice je důležité definovat rizikové skupiny. Jedná se o skupiny populace, u nichž je vyšší pravděpodobnost expozice, nebo jsou vnímavější vůči dané noxe. V populaci existují velké individuální rozdíly mezi jednotlivci, kteří jsou vystaveni stejné úrovni expozice. Odlišnosti mohou být způsobeny vyšší vnímavostí vůči působení určitého agens a v důsledku diference v expozičních faktorech. Ze zmíněného vyplývá, že existují skupiny populace rizikovější, protože u nich je buď větší pravděpodobnost expozice (děti, pracovníci vystavení riziku) nebo jsou náchylnější (děti, nemocní lidé, těhotné ženy apod.). Lze nalézt i mnoho biologických faktorů ovlivňujících predispozice jednotlivce vůči působení škodlivých látek v prostředí. Můžeme sem zařadit vývojové, genetické, dietární, fyziologické a metabolické faktory, chronická onemocnění, životní styl apod. (Provazník et al. 2000).

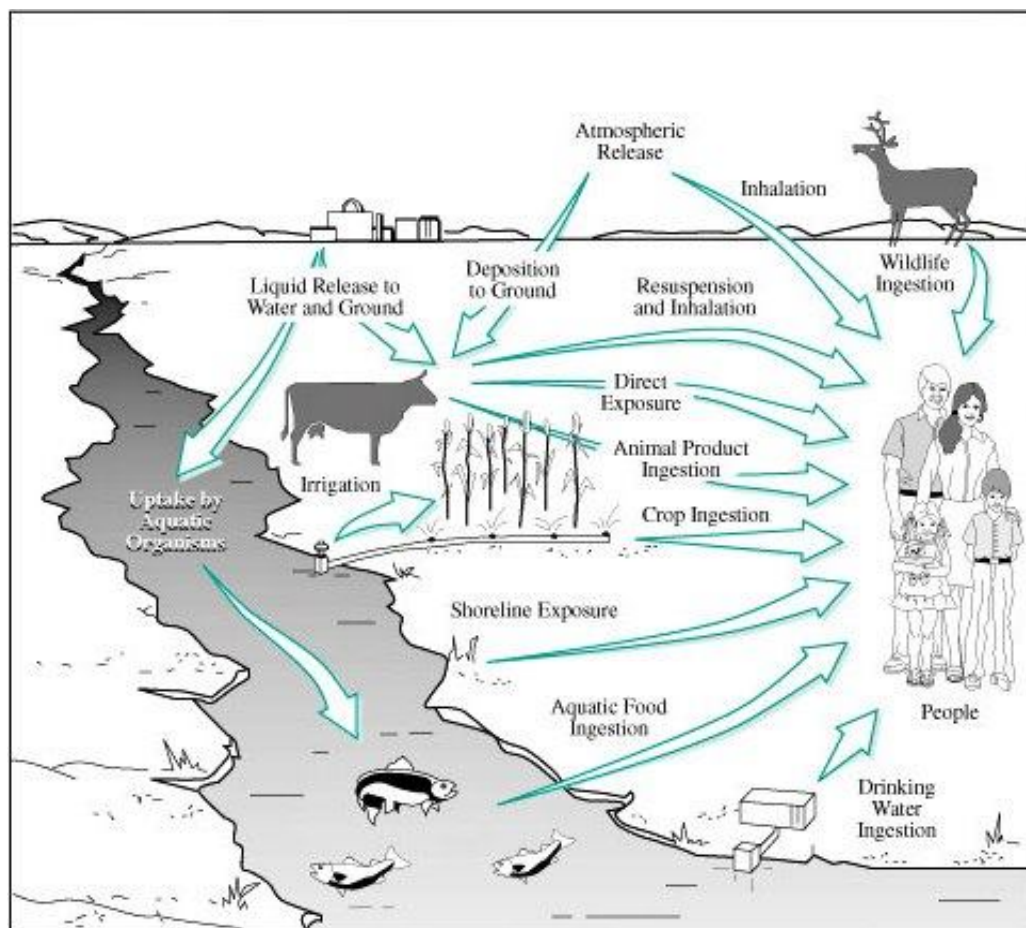
Expozice kontaminantem může přímo záviset i na individuálním chování jedince (Boyd et al. 1999). V rámci hodnocení expozice z kontaminovaných půd či vody patří k nejvíce citlivým skupinám zejména děti ve věku od 1 do 6 let. (Weaver et al. 1998, Paustenbach et al. 1992, Simon 1998, Poels and Veerkamp 1992, Calabrese and Stanek 1994, Paustenbach 2000). V porovnání s dospělými, citlivou populaci prezentují především děti z několika důvodů: jejich fyziologická rozdílnost, nevyvinutý imunitní a metabolický systém, vyšší bujení buněk a tkání z důvodu růstu a vývoje apod. (MŽP 2005). Navíc děti tráví podstatně více času venku a v kontaktu s půdou (Fiala et al. 2001), jakákoli aktivita ve venkovním prostředí tak může vést ke zvýšené expozici (Abrahams 2002). Díky těmto faktorům se malé děti vystavují mnohem většímu kontaktu s potenciálními škodlivými látkami a jejich expozice může ve specifických případech výrazně převýšit expozici dospělých (Armstrong et al. 2000). Vzhledem k postupnému vývoji organismu mohou mít děti sníženou metabolickou detoxikační kapacitu pro mnoho škodlivin (Weaver et al. 1998). Vyšší expoziční dávka u dětí vychází rovněž z jejich nízké tělesné hmotnosti. Také způsob života dětí (užší kontakt s prachem a půdou, vyšší fyzická aktivita) znamenají předpoklad pro vyšší expozici škodlivinám z prostředí. Expozice látkám s karcinogenním účinkem znamená v raném věku vyšší pravděpodobnost buněčné transformace a poškození DNA (MŽP 2005).

Odhad expozice a expoziční scénáře

Pro jakoukoliv chemickou látku existuje určitá meze expozice, které jsou někteří jedinci vystaveni při kontaktu s kontaminovanými složkami životního prostředí, což ilustruje obrázek č. 3. Expozice lidí, kteří jsou ve styku s kontaminantem delší dobu, bude větší. Stejná situace nastane, pokud se lidé pohybují převážně v prostředí, které je více znečištěno. Nižší expozice bude u lidí, kteří přicházejí do kontaktu s méně znečištěným prostředím a po kratší dobu (například lidé bydlící v rekreační zóně, který je daleko od zdroje znečištění). Odhad rizika by měl zahrnovat informace o celém rozsahu expozic odvozených z expozičních scénářů. Expoziční scénář lze definovat jako postup, který je nutný k určení a vyhodnocení zdravotního rizika v důsledku působení kontaminantu na lidský organismus. Expoziční scénáře se sestavují pro jednotlivce i pro populace. Hodnocení expozice vychází z měření koncentrace škodlivé látky v typickém prostředí a času, po který zde jedinec pobývá. Tyto informace jsou důležité pro odhalení nejvýznamnějších zdrojů expozice a jejich příčin a pomáhají k zjištění vztahů mezi škodlivinou a zdravotním důsledkem jejího působení (Zimová et al. 2010a).

Expoziční scénář se skládá z několika kroků (MŽP 2005):

- stanovení zdroje kontaminace a kontaminovaného media, nebo média (půda, voda, ovzduší, polévatý prach, potraviny atd.), místa expozice a určení látky či faktoru, které mají významný vliv na zdravotní stav sledované populace;
- určení fyzikálně chemické nebo biologické vlastnosti kontaminantu;
- určení intenzity (jak mnoho?), délky (jak dlouho?) a frekvence expozice (jak často?);
- stanovení cesty vstupu kontaminantu do organismu (ingesce, inhalace, dermální kontakt);
- určení ohrožené populační skupiny (zaměstnanci průmyslových závodů, asanační pracovníci apod., obyvatelstvo přilehlých oblastí – obytná sídliště, rekreační zařízení, zahrádky, sportoviště apod.)
- odhadnutí možného zdravotního ohrožení populační skupiny.



Obrázek č. 3 Možné expoziční cesty chemické látky, která má negativní vliv na lidské zdraví (The Annenberg Foundation 2006)

Hodnocení expozice má důležitou roli při posuzování významu zdrojů kontaminace, transportu, rozvoje a konečného výsledku efektu škodlivé látky (MŽP 2005, Provazník et al. 2000). Přehled běžných expozičních scénářů je uveden v příloze č. 3.

Spektrum agens, které může způsobit poškození lidského zdraví, se stále rozšiřuje. Jsou to jednak chemické látky jako potravinová aditiva, pesticidy, farmaceutické přípravky a mnoho ostatních chemických látek, které jsou produkovány průmyslovými podniky a vypouštěny do zevního životního prostředí. Velký význam mají nakumulované chemické látky v půdě jako tzv. staré zátěže na místech soustředění průmyslových podniků apod. (PCB, PAU, NEL, těžké kovy atd.). Některé látky, vznikají jako důsledek určitých procesů přímo v životní prostředí (oxidy dusíku a síry, chlorfenoly, PAU, ozón, pevné částice, organicky navázané toxické kovy). Nejvýznamnější biologické škodliviny jsou ve formě

patogenních mikroorganismů a alergenů, fyzikální škodliviny jsou zastoupeny hlavně hlukem a ionizujícím a neionizujícím zářením (Ellerhorn 1988, Veverková 2010a).

Hodnocení expozice je procesem, který zahrnuje odhadování či měření velikosti, frekvence a trvání expozice člověka škodlivé látce (nebo jinému faktoru) v prostředí a může případně zahrnovat i budoucí odhad expozice látkám, které prozatím v prostředí nejsou. Další složkou hodnocení expozice je odhad povahy, velikosti a typu populace vystavené dané látce. Provedené hodnocení obsahuje také popis všech nejistot a pochybností, které jsou obsaženy v odhadech. Výstupem hodnocení expozice je numerický odhad dávky nebo expozice, kterou je možné použít pro kvantifikaci rizika. Numerický odhad expozice je vyjadřován pro látky nekarcinogenní povahy průměrnou denní dávkou nekarcinogenní (Chronic Daily Intake noncancer, CDIn v mg/kg/den). Pro látky s karcinogenním působením je to průměrná denní dávka karcinogenní (Chronic Daily Intake cancer, CDIC v mg/kg/den) pro dospělé nebo pro děti. Expozice se také vyjadřuje pomocí expoziční dávky (Lifetime Average Daily Dose, LADD v mg/kg/den) (MŽP 2005, Provazník et al. 2004).

4.3.4 Charakterizace rizika

Charakterizace rizika je východiskem pro proces řízení rizika. Účelem je sumarizovat všechny dostupné informace a údaje, které byly získané v předchozích krocích hodnocení zdravotních rizik, jelikož mohou pomoci k posouzení míry a rozsahu rizika, kam patří (Zimová et al. 2010a):

- kvalitativní závěry o nebezpečnosti určité látky pro lidské zdraví,
- rozборы údajů o vztahu dávka-odpověď, které byly aplikovány pro odvození RfD, včetně všech faktorů nejistoty a modifikujících faktorů, které byly použity,
- odhady typu, frekvence, délky a míry expozice, včetně cest vstupu škodlivé látky do organismu, počet exponovaných osob a expozice citlivých populačních skupin,
- posouzení celkového stupně nejistoty a pochybností v analýze včetně posouzení hlavních předpokladů, použitých vědeckých postupů a odhadu stupně konzervativního přístupu k hodnocení.

Charakterizace nekarcinogenního rizika

Podstatou je porovnání výsledku hodnocení expozice, tzn. expoziční dávky s expozičním limitem, což je toxikologicky akceptovatelným příjem toxické látky. Měřítkem nekarcinogenního rizika toxické látky pro zdraví člověka je tzv. index nebezpečnosti (Hazard Index, HI). Stanovuje se na základě znalosti referenčních dávek získaných z analýzy vztahu "dávka-účinek" a průměrné denní či expoziční dávky. (Provazník et al. 2004).

Charakterizace karcinogenního rizika

V tomto případě je nutná znalost velikosti expoziční dávky a faktoru směrnice pro chemickou látku. Míra rizika vzniku nádorových onemocnění je počítána pomocí faktoru směrnice a expoziční dávky nebo z průměrné celoživotní denní expozice. Následně se hodnotí individuální celoživotní riziko rakoviny Individual Lifetime Cancer risk, ILCR). Limitní hodnoty pro ILCR jsou (Provazník et al. 2004):

- ILCR = 1,0E-06 (při hodnocení regionálních vlivů),
- ILCR = 1,0E-05 (při hodnocení lokálních vlivů),
- ILCR = 1,0E-04 (při hodnocení jednotlivců do 10 osob).

Analýza nejistot

Důležitou součástí každého hodnocení rizika je analýza nejistot, kterou je nutné zohlednit při následném řízení rizika. Nejistota se může týkat současně stupně vědeckého poznání o škodlivosti látky, spolehlivosti výsledků rozborů, odvození referenčních hodnot, zvolení expozičního scénáře, složení exponované populace apod. (Zimová et al. 2007).

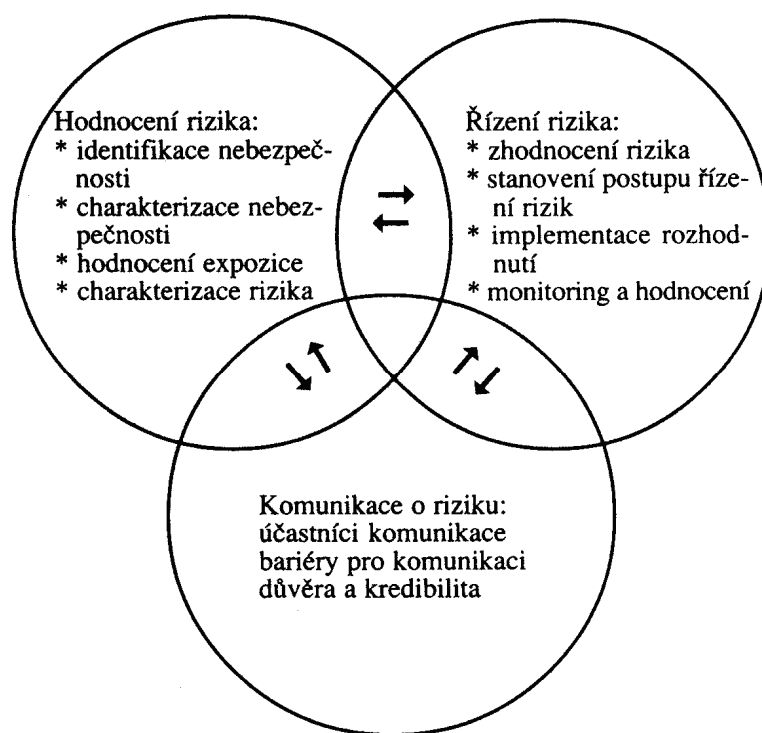
Následujícím cílem hodnocení zdravotních rizik příprava kvalitních a srozumitelných podkladů pro řízení rizik a následnou komunikaci s odbornou i širokou veřejností (Provazník et al. 2000).

4.3.5 Řízení rizika

Řízení rizika zahrnuje určitá rozhodnutí k ochraně veřejného zdraví, kdy se bere do úvahy (Bláha et Cikrt 1996):

- odhad rizika (risk evaluation),
- stanovení postupů řízení rizik (option assessment),
- implementace rozhodnutí o řízení rizika v praxi (option implementation),
- monitoring a hodnocení efektivity přijatých postupů řízení rizika (monitoring and review).

Je potřeba vzít v potaz i další faktory: případné ekonomické škody v porovnání s ochranným efektem, technická proveditelnost, vnímání opatření veřejností atd. Po implementaci opatření ke kontrole rizika by mělo následovat monitorování efektivity dosažení potřebné úrovně ochrany lidského zdraví exponované populace (Zimová et al. 2007).



Obrázek č. 4 Struktura analýzy rizika s vyznačením vzájemných vztahů mezi hodnocením rizika, řízením rizika a komunikací o riziku (Provazník et al. 2000)

4.3.6 Komunikace rizika

Komunikace rizika je přirozeným pokračováním procesu odhadu a hodnocení rizika. Je to jakákoli cílevědomá výměna informací o riziku. Může být definována jako proces sdělování nebo předávání informací mezi zainteresovanými stranami o úrovni zdravotního rizika, rozhodnutích, aktivitách, politice a dalších souvislostech směřovaných k omezení (řízení) rizika. Zainteresované strany zahrnují státní organizace, odborové organizace, zájmové nevládní organizace, vědeckou komunitu, profesní organizace, průmyslové korporace a skupiny, média, komunity a individuální obyvatelé. V případě podcenění komunikační strategie nelze v praxi dosáhnout očekávaného efektu při omezování zdravotních rizik. Nejčastější komunikační problémy jsou s (Provozník et al. 2004):

- formulací informace,
- informačními zdroji,
- přenosem informace,
- příjemci informace.

4.4 Způsoby modelového hodnocení zdravotních rizik

Za účelem odhadu expozice chemickým látkám ze životního prostředí existuje celá řada metodik a nástrojů hodnocení zdravotních rizik. V našem prostředí je nejčastěji používán Metodický pokyn MŽP pro analýzu rizik kontaminovaných území a Manuál prevence v lékařské praxi, které přejímají metody institucí US EPA a WHO. Koncepce většiny těchto metodických pokynů je založena na podobném principu.

4.4.1 Deterministický způsob hodnocení zdravotních rizik

Tento model v podstatě převádí hodnotu koncentrace ve složkách životního prostředí na kvantitativní odhad expoziční dávky pronikající do organismu (Zimová et al. 2010a). V případě působení kontaminantu větším počtem expozičních cest je celkové riziko (platí pro karcinogenní i nekarcinogenní látky) možno získat součtem rizik plynoucích ze všech uvažovaných způsobů expozice, tedy součtem expozičních dávek z jednotlivých vztahů. Není však možné sčítat rizika z účinků více rozdílných

kontaminantů. Hodnocení expozice směsím chemických látek rozdílného charakteru je velmi složité a nebylo pro něj dosud nalezeno přijatelné řešení (Provazník 2000).

Deterministický způsob hodnocení zdravotních rizik bývá často kritizován díky svému přílišnému konzervatismu. Při výpočtech expozice bývají totiž opakovaně používány horní odhady expozičních parametrů, což vede k odhadu expozice hypoteticky nejvíce exponovaného jedince spíše než typických zástupců populace. Hlavním záporem tohoto způsobu hodnocení zdravotních rizik je pouze jediná hodnota odhadu rizika. Z této skutečnosti poté vyplývá, že celá populace je vystavena této úrovni rizika. Tento způsob hodnocení nenabízí rovněž příliš velký prostor pro posouzení závažnosti v případě, kdy se vypočtené riziko pohybuje na hranici, případně převyšuje hodnotu přijatelného rizika (Finley et al. 1994b). Z výše uvedeného plyne, že pouhé použití deterministického hodnocení zdravotních rizik je nedostačující a je nutné se zamyslet nad hledáním alternativ v podobě jiných metod hodnocení zdravotních rizik (Halley 1985).

4.4.2 Praviděpodobnostní hodnocení zdravotních rizik

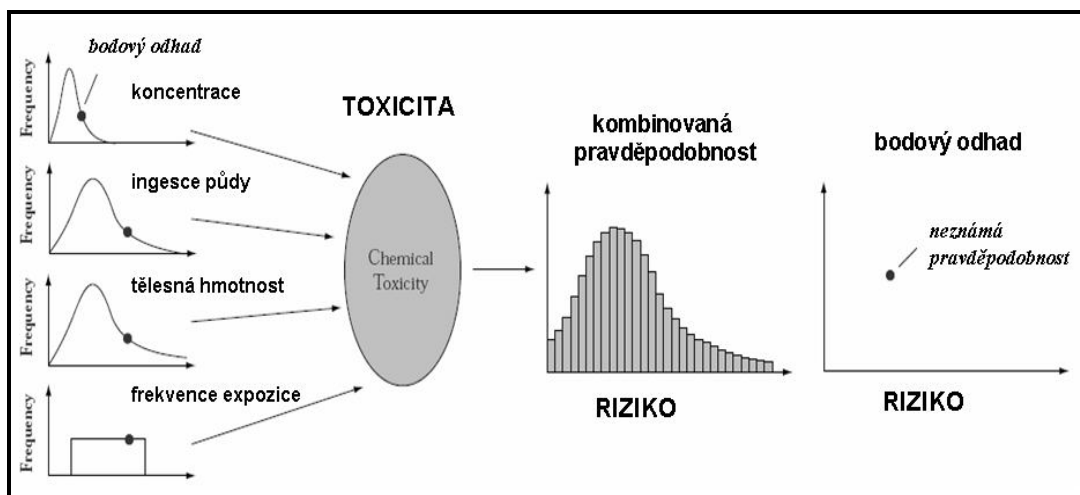
Hodnocení zdravotních rizik představuje jistou míru variability či nejistoty. Je to proces vyžadující řadu hypotéz, extrapolací, zjednodušujících předpokladů a velkého množství informací a dat rozdílné kvality. Je dána variabilita vstupních parametrů vycházející z proměnlivosti jednotlivců, prostředí či jiných parametrů v závislosti na místě a čase. Získáváním většího množství údajů a přesnějších výsledků měření je možné snížit úroveň nejistoty, která představuje neznalost daného jevu a vyplývá např. z nejistot měření, volby expozičního scénáře, modelu expozice, expozičních parametrů atd. (US EPA 2001, Maddalena et al. 2001). Aby bylo možné vyjádřit míru nejistot a variabilitu, je nutné použít statistický přístup k hodnocení. V současné době existují statistické metody, které umožňují tuto problematiku vyjádřit prostřednictvím pravděpodobnosti. Tyto metody používají analýzu pravděpodobnosti a celý proces je nazýván pravděpodobnostní hodnocení rizik (US EPA 199a, Stanek et al. 2001).

Pravděpodobnostní hodnocení rizik využívá analýzu pravděpodobnosti k vyjádření kvantitativní analýzy variability rizika v hodnocené populaci (US EPA 1997b). Výsledkem pravděpodobnostního hodnocení rizik tak není jediná hodnota, ale pravděpodobnostní distribuční funkce rizika daná přirozenými odlišnostmi

jedinců v hodnocené populaci. Metoda pravděpodobnostního hodnocení rizik se ukázala jako velmi užitečný doplněk deterministického způsobu hodnocení zdravotních rizik. Vychází totiž ze stejných informací, ale oproti klasické metodě nabízí podstatně efektivnější vyjádření výsledné expozice a zároveň i transparentnější vyjádření nejistot spojených s výpočtem rizika (Bonomo et al. 2000, Paustenbach 2000).

Metody hodnocení rizik se původně nepoužívaly pro environmentální a zdravotnické účely, ale sloužily především v armádě, v komerční sféře pro potřeby kasín, na finančních burzách apod. Při hodnocení zdravotních rizik je používána především analýza Monte Carlo, která pracuje na principu provádění velkého množství simulací výpočtu na základě náhodného výběru hodnot vstupujících proměnných (Burmester et Stackelberg 1991). Tyto vstupní proměnné nejsou zadávány jako bodové hodnoty, ale formou pravděpodobnostních funkcí, které mohou v závislosti na charakteru dat a statistického hodnocení nabývat rozdílných forem (Katsumata et Kastenberk 1997, Oberg et Bergback 2005). Výsledky simulací jsou uloženy a interpretovány formou distribučních funkcí výsledných parametrů modelu (US EPA 2001). Distribuční funkce udává variabilitu dané proměnné a definuje tak celý rozsah hodnot, kterých může zvolená proměnná nabývat a zároveň hodnotu pravděpodobnosti, s jakou se proměnná nalézá v určitém intervalu tohoto rozsahu (Bier 1999, Kulhánek 2006).

Na obrázku č. 5 je znázorněno, jaké pravděpodobnostní funkce klíčových expozičních parametrů vstupují do hodnocení expozice, jakým způsobem jsou kombinovány za účelem získání pravděpodobnostní funkce zdravotního rizika. Na obrázku je také vyznačen princip deterministického způsobu hodnocení rizika, kdy je z bodových odhadů jednotlivých expozičních parametrů získán pouze bodový odhad výsledného rizika. Je zřejmé, že tato jediná hodnota nevyovídá nic o pravděpodobnosti ani o nejistotě výsledného rizika (Merill 1997). Oproti tomu výsledná pravděpodobnostní funkce charakterizuje variabilitu/nejistotu odhadu zdravotního rizika z expozice a umožňuje tak identifikaci jak typicky exponovaných tak i vysoce exponovaných jedinců. Obvyklá expozice odpovídá střední hodnotě odhadu rizika – 50-ti % percentilu a citlivá populace odpovídá expozici 95% percentilu odhadu rizika.



Obrázek č. 5 Schéma principu deterministického a pravděpodobnostního hodnocení zdravotních rizik (Merill 1997)

Mezi výhody analýzy Monte Carlo patří možnost analýzy senzitivity, tzn. identifikace proměnných s největším vlivem na výsledný odhad rizika. Relativně malé změny v těchto proměnných tak mohou vést k velkým rozdílům v odhadech rizika. Tato skutečnost je velice důležitá, jelikož dává možnost zaměřit se na nejdůležitější proměnné, případně upřesnit hodnoty vstupující do důležitých distribučních funkcí a tím snížit výslednou nejistotu a nepřesnosti. Naopak u méně důležitých parametrů je možné převedení těchto proměnných v rámci zjednodušení na konstanty (McKone 1994). Ve prospěch metod pravděpodobnostní hodnocení rizik hovoří také to, že v rámci hodnocení rizik využívají veškerých dostupných údajů, že poskytují více informací o variabilitě a nejistotě výsledného odhadu expoziční dávky či rizika a že odstraňují opakované používání konzervativních předpokladů a používání tzv. „likelest“ faktorů. Podstatnou výhodou je zejména i to, že pravděpodobnostní hodnocení rizik nabízí místo jediné hodnoty kompletní profil rizika daný pravděpodobnostní funkcí, která umožňuje hodnocení jak typicky tak i vysoce exponovaných (senzitivních) jedinců ve sledované populaci. Tyto informace jsou neocenitelné při interpretaci výsledků hodnocení a následném managementu rizika (Závěrečná zpráva MŽP, US EPA 2001, Finley et al. 1994a).

US EPA 2001 ve své směrnici oficiálně doporučuje používání analýzy Monte Carlo jako doplněk standardního hodnocení rizik založeného na deterministickém přístupu.

5 Metodika

V rámci praktické části předkládané diplomové práce bylo postupováno v navazujících krocích dle cílů práce.

5.1 Určení vstupních dat a jejich zpracování

Byla použita data z projektu MŽP č. VaV SP/2f3/118/08 na kterém jsem se podílela. Výběr dat pro výpočet zdravotních rizik pocházel z analýz ZPSU, které v rámci zmíněného projektu prováděla VŠCHT. Spalované uhlí pocházelo ze čtyř těžebních společností.

Společnost

- Sokolovská uhelná – hnědé uhlí,
- Mostecká uhelná – hnědé uhlí,
- Severočeské doly – hnědé uhlí,
- OKD – černé uhlí.

Určení a zdůvodnění prioritních kontaminantů pro výpočet rizik bylo stanoveno s ohledem na charakter, míru a rozsah jejich výskytu v ZPSU, možné kontaminace prostředí, jejich toxicity a možné expozice populace. Hodnocení bylo vypracováno na základě literárních poznatků (Veverková et al. 2010b).

Pro výběr hodnocených prvků byla použita jednoduchá porovnávací metoda. Koncentrace jednotlivých prvků ve výluhu v ZPSU (v mg.l^{-1}) byly porovnány s danými limitními hodnotami. A to:

1. nejvýše přípustné hodnoty ukazatelů pro jednotlivé třídy vychovatelnosti dle přílohy č. 2 k vyhlášce č. 294/2005 o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrch terénu, ve znění pozdějších předpisů.
2. limitní hodnoty pro pitnou vodu pro těžké kovy dle vyhlášky MZ ČR č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví požadavky na pitnou vodu a rozsah a četnost její kontroly, ve znění pozdějších předpisů.
3. Metodický pokyn odboru pro ekologické škody MŽP ČR – kritéria znečištění zemin a podzemní vody platný ode dne 31. 7. 1996 (tento metodický pokyn nebyl dosud aktualizován, ale zůstává v platnosti, avšak

s tím, že jeho význam je omezen. Kritéria jsou nyní použitelná pouze jako signální, porovnávací hodnoty pro případ, že nelze zjištěné koncentrace chemických látek porovnat s hodnotami stanovenými platnými legislativními předpisy. Model byl použit jako pokus zohlednit rizika při přímé aplikaci ZPSU do prostředí).

Pro výpočet zdravotního rizika na základě vybrané metodiky bylo zvoleno 20 prvků (Sb, As, Ba, Be, B, Al, Cr, Cd, Co, Mn, Cu, Mo, Ni, Pb, Hg, Se, Ag, Tl, V a Zn). Do hodnocení zdravotních rizik nebyly zařazeny prvky, které se v ZPSU téměř nevyskytují nebo byly shledány jako netoxické.

5.2 Výběr metod pro hodnocení zdravotních rizik

Pro hodnocení zdravotních rizik v rámci předkládané diplomové práce byly vybrány dvě modelové metody – deterministická a pravděpodobnostní. Těmito metodami lze charakterizovat zdravotní rizika z prvků (které nebyly vyřazeny ze souboru), při místním nakládání s odpady v místech povrchových úložišť na vybraných čtyřech zájmových lokalitách. Analýza, hodnocení a stanovení zdravotních rizik byly provedeny podle současně platné metodiky původně vypracované na půdě US EPA a Metodického pokynu MŽP.

Při výpočtu rizika deterministickou metodou byl podle jednotlivých expozičních scénářů nejdříve stanoven chronický denní příjem a celoživotní denní průměrný příjem. Dále bylo vypočteno riziko toxicity a riziko vzniku nádorových onemocnění.

Pravděpodobnostní hodnocení zdravotních rizik bylo provedeno prostřednictvím statistického programu Crystal Ball (verze 11) prostřednictvím stochastické analýzy Monte Carlo. Pro možnost následného porovnání s údaji z deterministického hodnocení byly použity hodnoty 50-ti % percentilu a 95-ti % percentilu příslušných pravděpodobnostních funkcí. 50-ti % percentil znamená obvyklou úroveň expozice, 95-ti % percentil představuje expozici zvýšenou (např. u citlivých jedinců nebo u jedinců s frekventovaným kontaktem se ZPSU). Stanovení zdravotního rizika prostřednictvím pravděpodobnostního hodnocení bylo provedeno pro nekarcinogenní i karcinogenní působení toxických látek obsažených v ZPSU.

5.3 Potencionální příjemci zdravotního rizika

Výběr populace jako příjemce zdravotního rizika byl proveden s ohledem na předpokládaný zvýšený kontakt s kontaminantem. Jako příjemci zdravotního rizika z hlediska hodnocení zdravotních rizik ze strany vybraných prvků byly brány v potaz obyvatelé žijící v blízkosti nezabezpečených povrchových úložišť, u kterých bylo hodnoceno zdravotní riziko zvláště pro děti a dospělé.

5.4 Stanovení expozičních scénářů

Po upřesnění nejdůležitějších transportních cest byly stanoveny pro výpočet rizika relevantní scénáře expozice potenciálně ohrožených příjemců vybraných skupin populace a to obyvatelů, kteří mohou být ovlivněni ukládáním popílků do prostředí. Důležitá expoziční cesta pro obyvatele je prosakování výluhu z popílků do podzemní vody a do povrchové vody. Obyvatelé jsou exponováni kontaminovanou vodou ze studní (z podzemní vody) a z povrchových přírodních zdrojů vody. Nejpravděpodobnější reálný expoziční scénář je v tomto případě ingesce podzemní vody při pití vody ze studní, dermální expozice při koupání a sprchování kontaminovanou vodou ze studně a dermální kontakt při plavání v kontaminované povrchové vodě v přírodním recipientu.

Modelově lze uvažovat, že příjemcem rizika by byli lidé, kteří přišli do kontaktu s kontaminovanou vodou z výluhu. Na základě výběrové analýzy byly vybrány následující reálné expoziční scénáře:

- ingesce vody při pití vody – obyvatelé (děti a dospělí),
- dermální kontakt s vodou při koupání a sprchování – obyvatelé (děti a dospělí),
- dermální kontakt s vodou při plavání – obyvatelé (děti a dospělí),
- náhodná ingesce vody při plavání – obyvatelé (děti a dospělí).

5.5 Výpočet expozice chemickým prvkům, hodnoty parametrů

Rovnice pro výpočet jednotlivých expozičních scénářů byly obdobné pro deterministické i pravděpodobnostní hodnocení. Rozdíl byl pouze v hodnotách parametrů vstupujících do rovnic expozičních scénářů pro hodnocení zdravotních rizik. Byly použity různé hodnoty parametrů. Pro hodnocení zdravotních rizik

deterministickou metodou byly použity jako vstupní parametry bodové hodnoty vycházející z nejpravděpodobnější expoziční cesty vybraným kontaminantům. Pro pravděpodobnostní hodnocení byly jako parametry použity údaje vycházející z vědeckých studií, zejména EPA. Jednalo se o vstupní proměnné ve formě pravděpodobnostních funkcí, které mohou nabývat rozdílných forem v závislosti na charakteru dat. Rovnice pro jednotlivé expoziční scénáře jsou vyjádřeny dále (MŽP 2005):

- **Ingesce vody při pití – obyvatelé:**

$$CDI = \frac{CW * IR * EF * ED}{BW * AT}$$

- **Dermální kontakt s vodou při koupání a sprchování – obyvatelé:**

$$ADD / LADD = \frac{CW * SA * Kp * ET * EF * ED * CF}{BW * AT}$$

- **Ingesce vody při plavání – obyvatelé:**

$$CDI = \frac{CW * CR * ET * EF * ED}{BW * AT}$$

- **Dermální kontakt s vodou při plavání – obyvatelé:**

$$ADD / LADD = \frac{CW * SA * Kp * ET * EF * ED * CF}{BW * AT}$$

Parametry pro deterministické i pravděpodobnostní hodnocení zdravotních rizik pro jednotlivé expoziční scénáře jsou uvedeny v příloze č. 4.

5.6 Odhad rizika

Odhad rizika pro látky s nekarzinogenním účinkem byl proveden na základě výpočtu indexu nebezpečnosti, což je vyjádřeno jako poměr chronické denní dávky (CDI) případně průměrné denní absorbované dávky (ADD) a příslušné referenční dávky (RfD).

Rovnice pro výpočet indexu nebezpečnosti (MŽP 2005):

$$HI = \frac{CDI}{RfD} \text{ případně } HI = \frac{ADD}{RfD}$$

Jako měřítko rizika karcinogenního účinku u jednotlivce bývá používán celoživotní vzestup pravděpodobnosti vzniku nádorových onemocnění ILCR (Incremental Lifetime Cancer Risk), který je dán násobkem celoživotní průměrné dávky LADD a směrnici karcinogenního rizika SF dle vztahu (MŽP 2005):

$$ILCR = CDI * SF \quad \text{případně} \quad ILCR = LADD * SF$$

Hodnoty RfD a CSF jsou uvedeny v příloze č. 5.

5.7 Kritéria pro určení zdravotních rizik

Vypočteným reálným expozicím byla přiřazena míra nebezpečnosti a bylo provedeno slovní hodnocení zjištěných rizik. Pro posouzení míry hodnocených rizik, byla zvolena kritéria dle metodiky SZU (pro vodu) a US EPA:

1. pro hodnocení nekarcinogenního rizika byl použit index nebezpečnosti, jehož limitní hodnota je 1. Je definovaný jako procento potenciální expozice chemickému prvku k nejvyšší úrovni expozice, kdy ještě nenastanou projevy toxických účinků.
2. pro hodnocení individuálního celoživotního rizika rakoviny ze strany kontaminantů bylo použito limitní kritérium 1,00E-05 (riziko, že onemocní jedna osoba ze 10 000).

5.8 Analýza nejistot

Analýza nejistot byla zjišťována při výpočtu zdravotních rizik prostřednictvím pravděpodobnostní metody za pomoci programu Crystal Ball.

Vliv expozice vícečetným kontaminujícím látkám na zdravotnická rizika nebyl při této analýze vyhodnocen. Dle předpokladů je možné konstatovat, že při jednosložkové analýze mohou být podceněna rizika, která jsou spojena s vícenásobnými chemickými expozicemi. Také nebyl proveden odhad rizika u některých expozičních cest (například rizika při konzumaci ryb). Pro tyto analýzy není k dispozici dostatek vstupních údajů.

6 Výsledky práce

V této části diplomové práce jsou uvedeny výsledky použití a ověření metod hodnocení zdravotních rizik odpadu ze spalování uhlí vznikající při provozu tepelných zařízení. Cílem hodnocení zdravotních rizik ZPSU je získání informací o vlivu ZPSU na zdravotní stav obyvatel žijících v blízkosti nezabezpečených úložišť ZPSU ve vybraných lokalitách České republiky.

6.1 Výběr prvků

Výběr hodnocených chemických prvků by proveden na podkladě toxikologických kritérií a podle jejich naměřené koncentrace ve srovnání s limitními hodnotami podle Metodického pokynu MŽP z roku 1996 a dle vyhlášek (č. 294/2005 a 252/2004). Ke zhodnocení rizik, které jsou uvedeny v tabulce č. 2, byla vybrána celá škála prvků, protože jednak koncentrace prvků obsažených v ZPSU překračovaly stanovené limity a zároveň pro některé prvky limity stanoveny dosud nebyly a proto bylo třeba tyto prvky zahrnout do hodnocení zdravotních rizik. Jednalo se o vybrané/sledované prvky vyskytující se ve všech 4 zájmových lokalitách.

Tabulka č. 2 Porovnání koncentrací jednotlivých prvků dle vybraných vyhlášek a Metodického pokynu MŽP

kovy	Koncentrace v ZPSU	Metodický pokyn MŽP	Vyhláška 294/2005	Vyhláška 252/2004
Antimon	0,02	x	0,006	0,005
Arsen	2,6	0,05	0,05	0,01
Baryum	1,1	1	2	x
Beryllium	0,059	0,001	x	0,001
Bór	5	x	x	1
Hliník	21	0,25	x	x
Chrom	0,17	0,15	0,05	0,05
Kadmium	0,01	0,005	0,004	0,005
Kobalt	0,082	0,1	x	x
Mangan	1	x	x	0,05
Měď	4,9	0,2	0,2	1
Molybden	0,56	0,18	0,05	x
Nikl	0,31	0,1	0,04	0,02

kovy	Koncentrace v ZPSU	Metodický pokyn MŽP	Vyhláška 294/2005	Vyhláška 252/2004
Olovo	0,12	0,1	0,05	0,01
Rtuť	0,064	0,002	0,001	0,001
Selen	0,6	x	0,01	0,01
Stříbro	0,0012	x	x	0,05
Thalium	0,01	x	x	x
Vanad	0,98	0,15	x	x
Zinek	1,9	1,5	0,4	x

Pozn.: Jedná se o Metodický pokyn odboru pro ekologické škody MŽP ČR – kritéria znečištění zemín a podzemní vody platný ode dne 31. 7. 1996, Vyhlášku č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu, ve znění pozdějších předpisů a Vyhlášku č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví požadavky na pitnou vodu a rozsah a četnost její kontroly, ve znění pozdějších předpisů.

Již z porovnání limitů a naměřených hodnot vyplynulo, že ZPSU představují riziko pro zdraví lidí i pro životní prostředí.

6.2 Populace a expoziční scénáře

Byly také analyzovány možné expoziční cesty a scénáře (při ingestci pitné vody, dermální kontakt s povrchovou vodu při plavání apod.). Prvky a scénáře, které nesplňovaly výběrová kritéria z hlediska člověka, jako příjemce rizika, nebyly vybrány do celkového hodnocení rizik. Tabulka č. 3 zahrnuje vybrané expoziční scénáře.

Tabulka č. 3 Zdroj znečištění, expoziční cesta, příjem rizika a expoziční scénář

Zdroj znečištění	Expoziční cesta	Typ expozice	Příjemce expozice	Expoziční scénář
Výluh ZPSU	Podzemní voda	Pití vody	Obyvatelé	Ignesce podzemní vody
Výluh ZPSU	Podzemní voda	Mytí	Obyvatelé	Dermální kontakt s podzemní vodou

Zdroj znečištění	Expoziční cesta	Typ expozice	Příjemce expozice	Expoziční scénář
Výluh ZPSU	Povrchová voda	zalévání zahrad, koupání, plavání	Zahradkáři, obyvatelé	Ignesce povrchové vody
Výluh ZPSU	Povrchová voda	zalévání zahrad, koupání, plavání	Zahradkáři, obyvatelé	Dermální kontakt s povrchovou vodou

6.3 Stanovení parametrů výpočtu zdravotních rizik

Parametry vstupující do rovnic pro výpočty CDI, ADD, LADD, HI a ILCR jednotlivých expozičních scénářů jsou vzhledem ke svému velkému objemu uvedeny v příloze č. 4. Kompletní výpočty zdravotních rizik ZPSU, které vzhledem k objemnosti nebylo možné uvést přímo v předkládané práci, jsou uvedeny na příloženém CD. Jedná se ale pouze o výsledky, které nemají přímou vazbu na producenty ZPSU, jelikož bylo nutné zachovat podmínky anonymity vycházející z grantu MŽP č. VaV SP/23/118/08.

6.4 Deterministické hodnocení zdravotních rizik

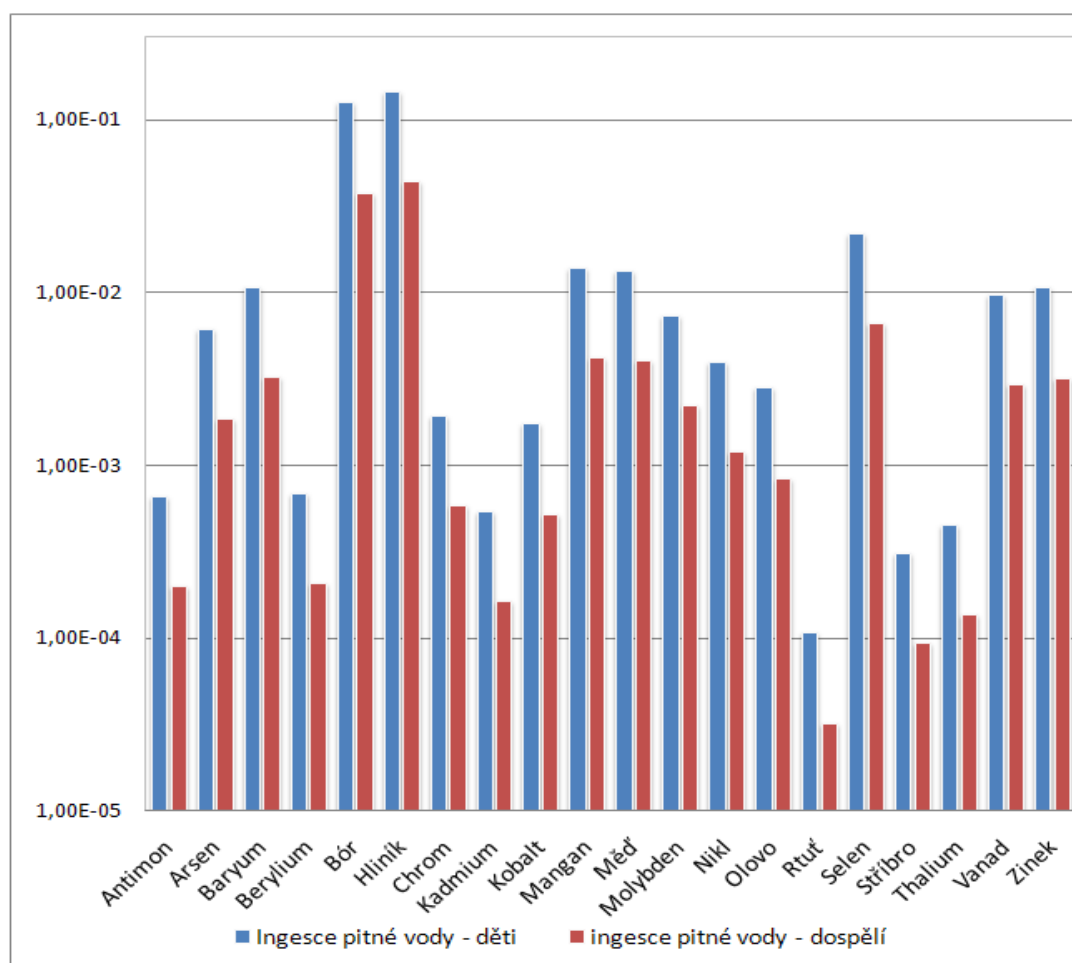
Hodnocení zdravotních rizik deterministickou metodou bylo vyhodnoceno na 20 prvcích, pro které bylo provedeno hodnocení chronického denního příjmu a rizika toxicity obecně v rámci celé ČR. Dále bylo provedeno hodnocení CDI a HI v rámci jednotlivých lokalit pro třináct prvků: Sb, As, Ba, Be, B, Al, Cr, Cd, Co, Mn, Cu, Mo, Ni, Pb, Hg, Se, Ag, Tl, V a Zn. Navíc byl vyhodnocen celoživotní denní příjem pro arsen a beryllium a celoživotní riziko vzniku nádorových onemocnění pro tyto dva prvky.

6.4.1 Chronický denní příjem při expozici nekarcinogenních prvků

Chronický denní příjem se liší u jednotlivých prvků, závisí na jednotlivých scénářích a také na tom, zda se jedná o expozici dětí či dospělých. Tabulka č. 32 v příloze č. 6 ukazuje chronický denní příjem vybraných prvků ingescí pitné vody a dermálním kontaktem. Ve zmíněné tabulce je uveden chronický denní příjem jednotlivých prvků orální a dermální expoziční cestou a celková expozice z pitné

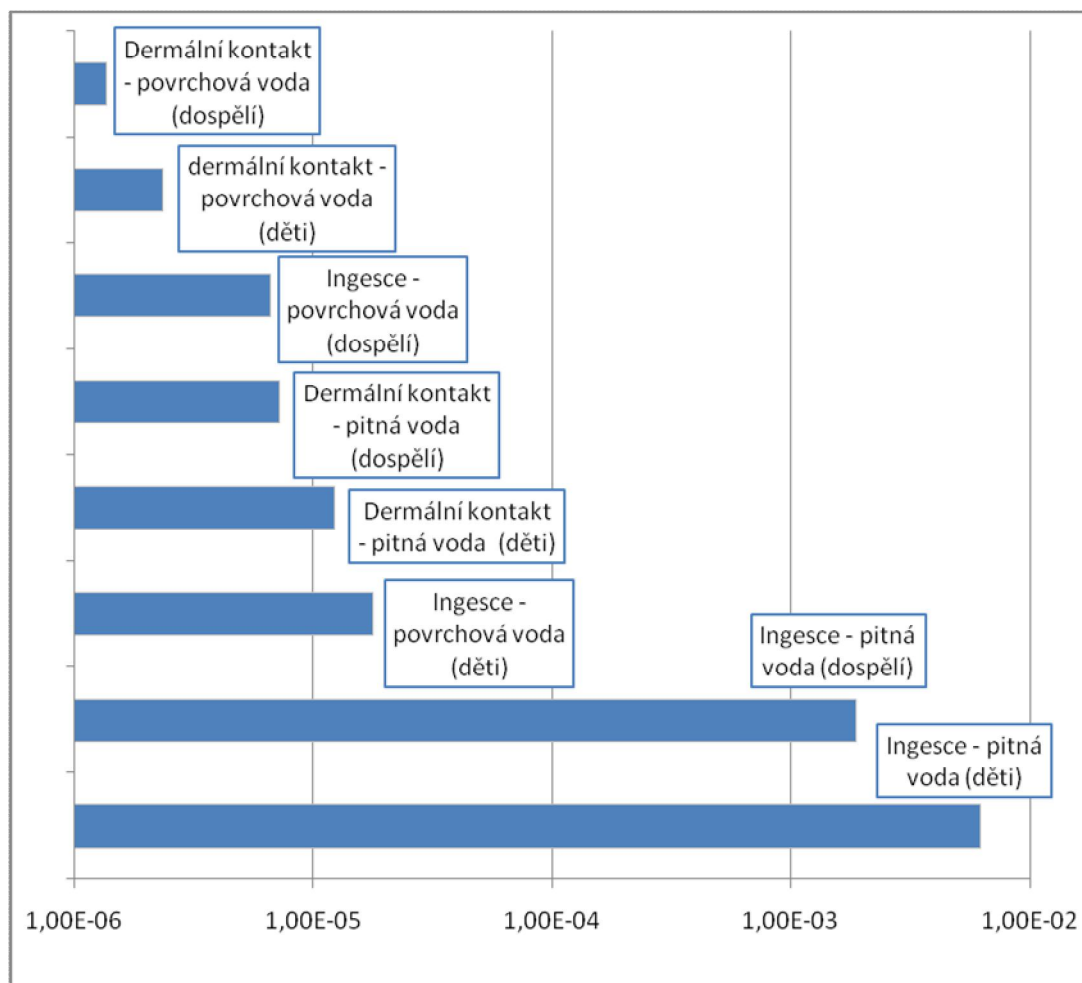
vody pro děti. Z tabulky jasně vyplývá, že důležitá je expoziční cesta ingesce pitné vody, zatímco dermální expozice není příliš významná a celkovou chronickou denní dávku výrazně nezvyšuje.

Na obrázku č. 6 je znázorněna orální expozice pro jednotlivé prvky u dětské a dospělé populace z pitné vody rámci ČR. Z uvedeného obrázku a z výpočtů je zřejmé, že expozice ingesce pitné vody je pro CDI vyšší u dětí.



Obrázek č. 6 Výpočet CDI pro orální expozici pitnou vodou – obyvatelé (děti a dospělí)

Při podrobném šetření bylo zjištěno, že CDI je nejvyšší pro expoziční scénář ingesce pitné vody (děti i dospělí), kde je CDI razantně vyšší než u ostatních expozičních scénářů. Z obrázku č. 6 je zřejmé, které expoziční scénáře jsou nejdůležitější z hlediska CDI a naopak, které téměř nemají vliv na celkovou chronickou denní dávku daného kontaminantu. Tato skutečnost je velmi důležitá, jelikož čím vyšší je CDI daného prvku, tím je následně vyšší potencionální riziko dané látky působící na lidské zdraví. Zmíněný obrázek ilustruje pouze výpočty CDI pro As, ale situace je obdobná i u ostatních prvků.



Obrázek č. 7 Přehled hodnot CDI jednotlivých expozičních scénářů seřazených vzestupně dle důležitosti (vypočteno pro As)

Výpočty CDI byly provedeny i pro povrchovou vodu, ale výsledky se ukázaly jako nevýznamné pro lidský příjem.

6.4.2 Celoživotní průměrný denní příjem při expozici karcinogenních prvků

Důležitým aspektem při hodnocení zdravotních rizik je také celoživotní průměrný denní příjem karcinogenních prvků. Pro výpočet byly vybrány dva prvky – As a Be. V tabulkách č. 4 a 5 jsou hodnoty CDI a LADD expozičních scénářů pro pitnou i povrchovou vodu pro arzen pro dětskou i dospělou populaci. Při srovnání obou tabulek je vidět, že vyšší hodnoty byly vypočteny u dospělých oproti dětem a u pitné vody oproti povrchové vodě. Shodná skutečnost byla zjištěna u beryllia.

Tabulka č. 4 Výpočet CDI a LADD pro orální, dermální a celkovou expozici pitnou vodou kontaminovanou As – obyvatelé (děti a dospělí)

expozice	Děti		dospělí	
	střední odhad	horní odhad	střední odhad	horní odhad
orální	2,65E-04	7,12E-03	7,95E-04	2,14E-02
dermální	5,25E-07	1,41E-05	3,07E-06	8,24E-05
celková	2,66E-04	7,14E-03	7,98E-04	2,15E-02

Tabulka č. 5 Výpočet CDI a LADD pro orální, dermální a celkovou expozici povrchovou vodou kontaminovanou As – obyvatelé (děti a dospělí)

expozice	Děti		dospělí	
	střední odhad	horní odhad	střední odhad	horní odhad
orální	7,57E-07	2,04E-05	4,87E-07	1,31E-05
dermální	1,00E-07	2,69E-06	1,75E-07	4,71E-06
celková	8,57E-07	2,30E-05	6,62E-07	1,78E-05

6.4.3 Riziko toxicity

Nekarcinogenní riziko bylo počítáno pro expoziční scénáře ingesce vody při pití a dermální kontakt s vodou při koupání a sprchování, náhodná ingesce vody při koupání a plavání a dermální kontakt s vodou při koupání a plavání – tzn. pro podzemní i povrchovou vodu. Hodnoty, které překročily stanovený limit a znamenají riziko pro lidské zdraví, jsou zvýrazněny červeně.

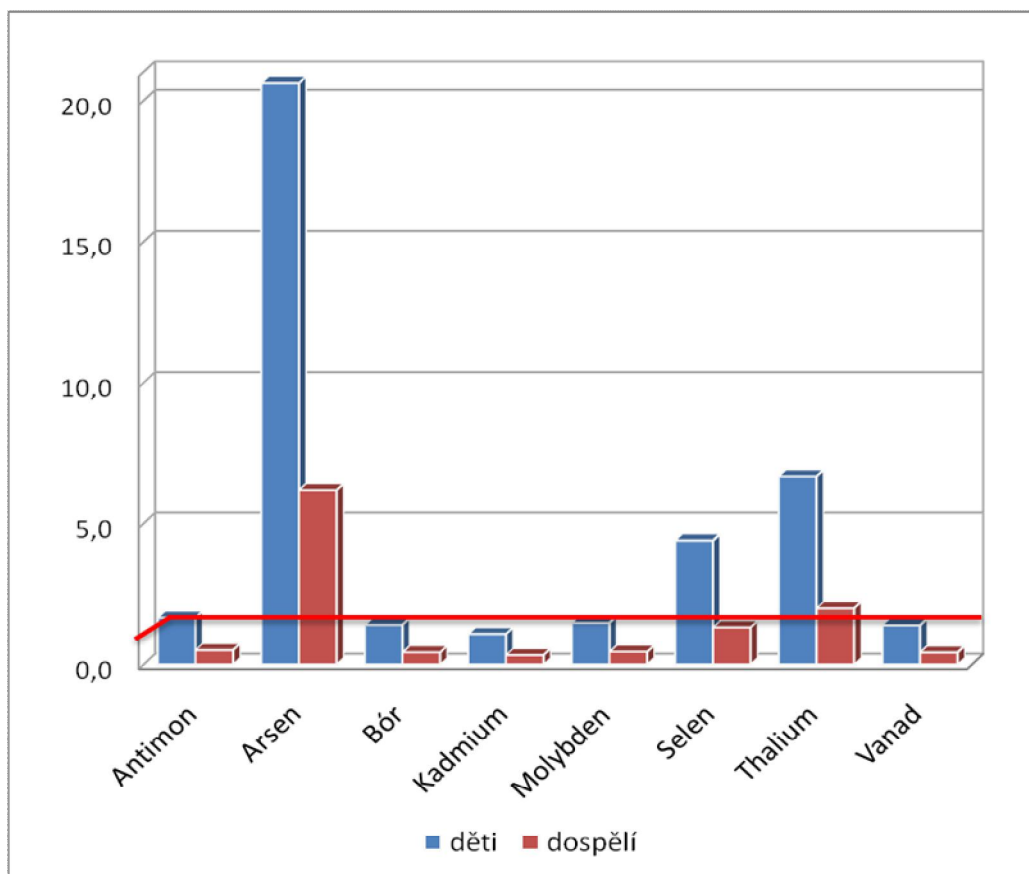
6.4.3.1 Podzemní voda – ingesce pitné vody

V následující tabulce můžeme vyčíst rizika toxicity pro jednotlivé prvky expozičního scénáře ingesce vody při pití exponovaných osob. Pouze u čtyř prvků nebylo prokázáno riziko, jedná se o kobalt, nikl, stříbro a zinek. Naopak u antimonu a thalia bylo prokázáno riziko i při minimálních koncentracích těchto prvků v ZPSU. Nejvyšší hodnota rizika byla prokázána u arzenu, kde pro maximální hodnoty koncentrací As v ZPSU byla hodnota rizika 554x násobně překročena pro dětskou populaci a 166x překročena pro dospělou populaci.

Tabulka č. 6 Výpočet HI pro orální expozici pitnou vodou – obyvatelé (děti a dospělí)

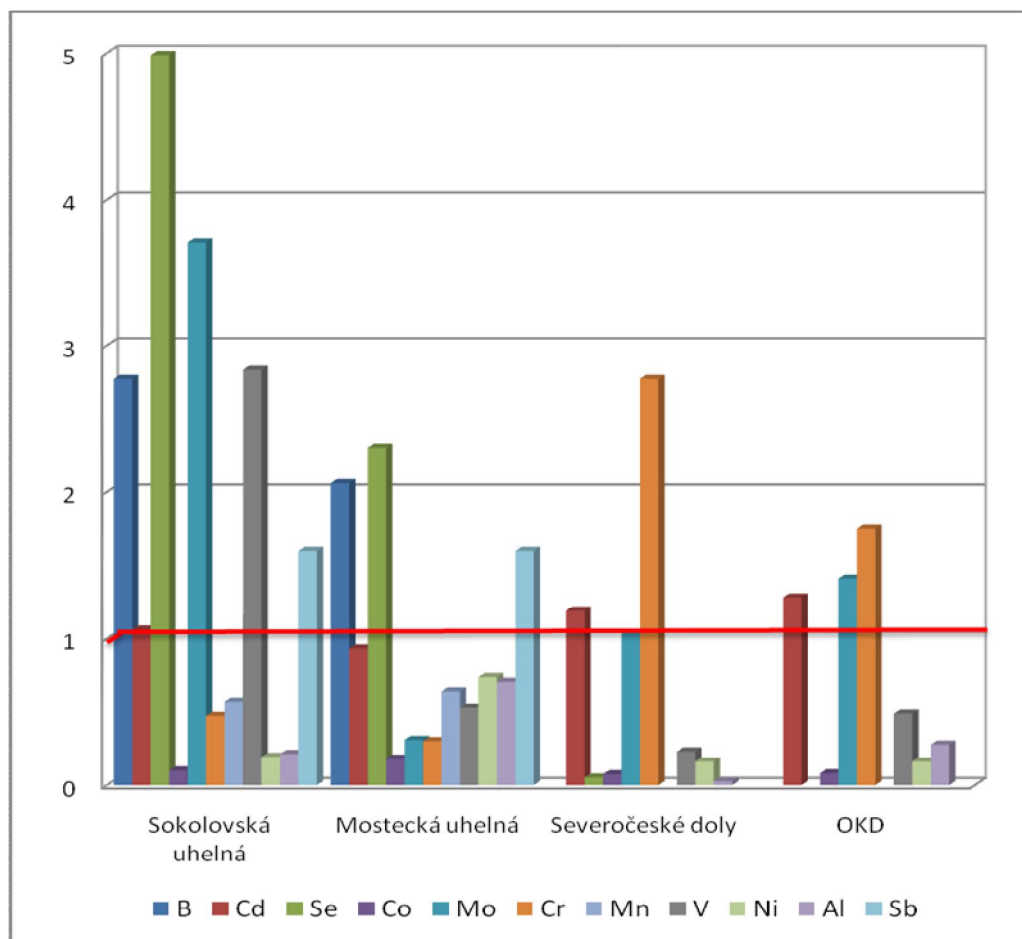
Obyvatelé	Děti			dospělí		
	střední odhad	dolní odhad	horní odhad	střední odhad	dolní odhad	horní odhad
Antimon	1,6648	1,5982	2,3973	0,4994	0,4795	0,7192
Arsen	20,6159	0,2131	554,0335	6,1848	0,0639	166,2100
Baryum	0,1541	0,0365	1,0046	0,0462	0,0110	0,3014
Beryllium	0,3456	0,0064	1,8858	0,1037	0,0019	0,5658
Bór	1,4079	0,1208	3,5515	0,4224	0,0362	1,0654
Hliník	0,1472	0,0006	1,3425	0,0442	0,0002	0,4027
Chrom	0,6474	0,0234	3,6225	0,1942	0,0070	1,0868
Kadmium	1,0844	0,0511	1,2785	0,3253	0,0153	0,3836
Kobalt	0,0871	0,0064	0,2621	0,0261	0,0019	0,0786
Mangan	0,3053	0,0075	1,3897	0,0916	0,0023	0,4169
Měď	0,3359	0,0032	7,8311	0,1008	0,0010	2,3493
Molybden	1,4809	0,0307	7,1598	0,4443	0,0092	2,1479
Nikl	0,1995	0,0064	0,9909	0,0598	0,0019	0,2973
Olovo	0,7860	0,0888	2,1309	0,2358	0,0266	0,6393
Rtuť	0,6692	0,0076	25,5708	0,2008	0,0023	7,6712
Selen	4,4082	0,0511	7,6712	1,3225	0,0153	2,3014
Stříbro	0,0627	0,0128	0,1279	0,0188	0,0038	0,0384
Thalium	6,6662	1,8802	9,4010	1,9999	0,5641	2,8203
Vanad	1,3951	0,0365	8,9498	0,4185	0,0110	2,6849
Zinek	0,0357	0,0032	0,4049	0,0107	0,0010	0,1215

Obrázek č. 8 ilustruje expoziční scénář ingesce vody při pití pro obyvatele (děti i dospělé) pro prvky, u kterých bylo prokázáno riziko při průměrných hodnotách koncentrací daných prvků v ZPSU. Z grafu je zřejmé, že riziko toxicity je mnohem vyšší u dětí. Riziko bylo zjištěno u osmi prvků, nejvíce byla hodnota HI překročena u arsenu – téměř 21x, u thalia – téměř 7x a u selenu – více jak 4x. Oproti tomu u dospělé populace bylo riziko prokázáno pouze u tří prvků - u arsenu, selenu a thalia, přičemž nejvyšší riziko bylo zjištěno u arsenu, kde byla hodnota HI překročena 6x.



Obrázek č. 8 Výpočet HI pro orální expozici pitnou vodou – obyvatelé (děti i dospělí)

Riziko toxicity bylo zjišťováno také v rámci jednotlivých lokalit, ze kterých pochází spalované uhlí, ze kterého následně vznikají ZPSU. Největší riziko představuje opět arsen, jehož hodnota HI překračuje limit ze všech lokalit mnohonásobně (až téměř 47x). Nejvyšší hodnoty HI byly zjištěny z lokality Sokolovská uhelná, což ilustruje obrázek 9. Z něj je možné vyčíst, že HI s limitem 1 je také významně převyšeno u selenu a bóru ze Sokolovské uhelné a Mostecké uhelné, u vanadu a molybdenu ze Sokolovské uhelné a dále například u chromu ze Severočeských dolů a OKD. Jednoznačně lze říci, že riziko nebylo překročeno u kobaltu, niklu a hliníku ani v jedné z lokalit. Také u manganu nebylo zjištěno riziko, ale vyloučit ho zcela nebylo možné, jelikož chyběla data z lokalit Severočeské doly a OKD. Zjištění rizika dle lokalit neprokázalo, že by uhlí z některých lokalit nemělo negativní vliv na zdraví lidí. Riziko toxicity bylo prokázáno u nejvíce prvků (celkem u sedmi) z lokality Sokolovská uhelná. V ostatních lokalitách bylo prokázáno riziko u čtyř prvků. To ovšem není směrodatné, jelikož u Severočeských dolů a OKD chyběla data a nebylo možné rizika dopočítat.



Obrázek č. 9 Výpočet HI pro orální expozici pitnou vodou – obyvatelé (děti)

6.4.3.2 Podzemní voda – dermální kontakt při koupání a sprchování

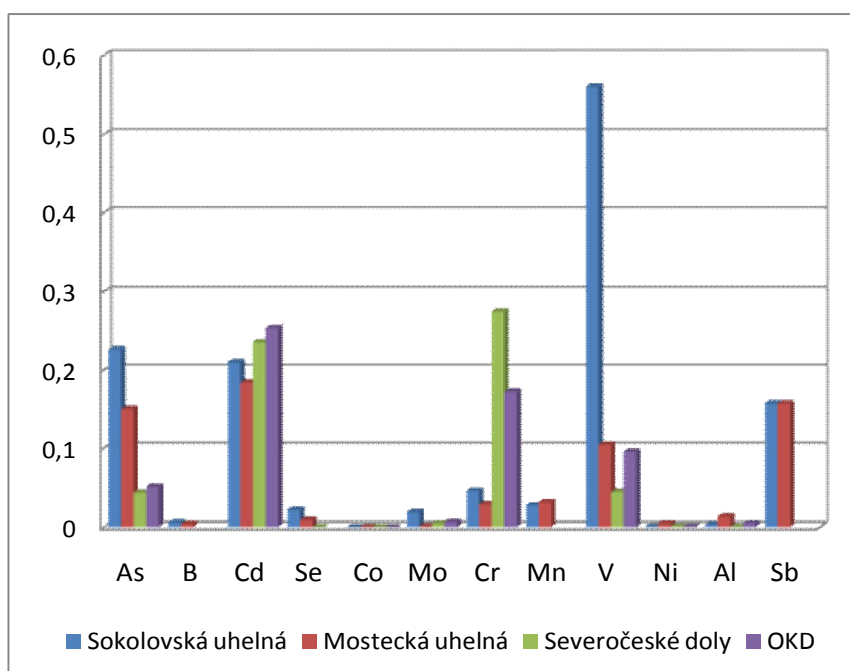
Expoziční scénář dermální kontakt s kontaminovanou vodou při koupání a sprchování nevykazuje téměř žádné riziko. To bylo zjištěno pouze u vanadu a arsenu při maximálních koncentracích těchto prvků v ZPSU. Tato skutečnost se odráží v obrázku č. 7, ze kterého lze vyčíst, že i u tohoto scénáře jsou citlivější děti.

Tabulka č. 7 Výpočet HI pro dermální expozici pitnou vodou – obyvatelé (děti a dospělí)

Obyvatelé	děti			dospělí		
	střední odhad	dolní odhad	horní odhad	střední odhad	dolní odhad	horní odhad
Antimon	0,1648	0,1582	0,2373	0,0963	0,0925	0,1387
Arsen	0,0996	0,0010	2,6756	0,0582	0,0006	1,5636
Baryum	0,0044	0,0010	0,0284	0,0025	0,0006	0,0166
Beryllium	0,0684	0,0013	0,3734	0,0400	0,0007	0,2182
Bór	0,0031	0,0003	0,0078	0,0018	0,0002	0,0046

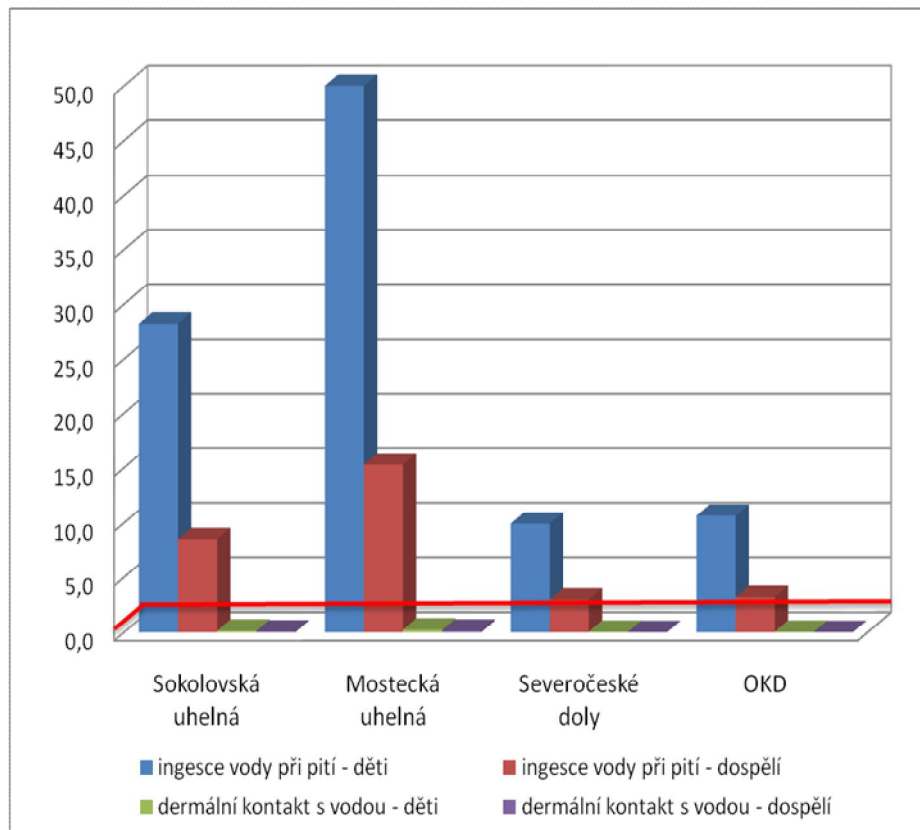
Obyvatelé	děti			dospělí		
	střední odhad	dolní odhad	horní odhad	střední odhad	dolní odhad	horní odhad
Chemický Prvek						
Hliník	0,0029	0,0000	0,0266	0,0017	0,0000	0,0155
Chrom	0,0641	0,0023	0,3586	0,0375	0,0014	0,2096
Kadmium	0,2147	0,0101	0,2532	0,1255	0,0059	0,1479
Kobalt	0,0002	0,0000	0,0006	0,0001	0,0000	0,0004
Mangan	0,0151	0,0004	0,0688	0,0088	0,0002	0,0402
Měď	0,0022	0,0000	0,0517	0,0013	0,0000	0,0302
Molybden	0,0077	0,0002	0,0373	0,0045	0,0001	0,0218
Nikl	0,0015	0,0000	0,0073	0,0009	0,0000	0,0042
Selen	0,0198	0,0002	0,0345	0,0116	0,0001	0,0202
Stříbro	0,0007	0,0001	0,0014	0,0004	0,0001	0,0008
Vanad	0,2762	0,0072	1,7721	0,1614	0,0042	1,0356
Zinek	0,0004	0,0000	0,0040	0,0002	0,0000	0,0023

Na obrázku č. 10 je znázorněn HI pro expoziční scénář dermální kontakt s vodou při koupání a sprchování v rámci jednotlivých lokalit. Je z něj zřejmé, že při průměrných hodnotách koncentrací jednotlivých prvků v ZPSU nebylo prokázáno žádné riziko.



Obrázek č. 10 Výpočet HI pro dermální expozici povrchovou vodou – obyvatelé (děti)

Jelikož nejvyšší hodnoty zdravotních rizik byly prokázány u arsenu, je uveden samostatně v následujícím obrázku č. 11 vzhledem k jednotlivým lokalitám pro dermální a orální expozici pitné vody. Bylo zjištěno, že nejvyššímu riziku jsou vystaveny děti.



Obrázek č. 11 Výpočet HI pro orální a dermální expozici pitnou vodou kontaminovanou As – obyvatelé (děti a dospělí)

6.4.3.3 Povrchová voda – dermální kontakt a nezáměrná ingesce vody při plavání

Pro expoziční scénář dermální kontakt při plavání nebylo prokázáno žádné riziko toxicity a to ani při maximálních hodnotách koncentrací vybraných prvků v ZPSU.

Pro orální expozici zdravotní riziko bylo prokázáno. Maximální koncentrace arsenu a vanadu ze ZPSU v povrchové vodě při expozičním scénáři nezáměrná ingesce vody při koupání představuje riziko toxicity pro dětskou i dospělou populaci (limitní hodnota koncentrace HI pro As i pro V pro děti byla překročena téměř 2x).

6.4.4 Riziko vzniku nádorových onemocnění

Karcinogenní riziko bylo zjišťováno pro arsen a beryllium. Odhad rizika byl proveden pro pitnou i povrchovou vodu dle jednotlivých lokalit i v rámci celé ČR. Hodnoty, které překročily stanovený limit a znamenají riziko pro lidské zdraví, jsou zvýrazněny červeně.

Následující tabulky č. 8 a 9 shrnují hodnoty ILCR kontaminací arsenem pro expoziční scénáře pro pitnou i povrchovou vodu. Riziko vzniku nádorových onemocnění představuje nejen orální kontakt, ale na rozdíl od rizika toxicity, je zde nezanedbatelné karcinogenní riziko i při dermální expozici. U pitné vody je hodnota ILCR překročena o více než tři řády. Karcinogenní riziko bylo prokázáno i u povrchové vody při maximálních hodnotách arsenu v ZPSU.

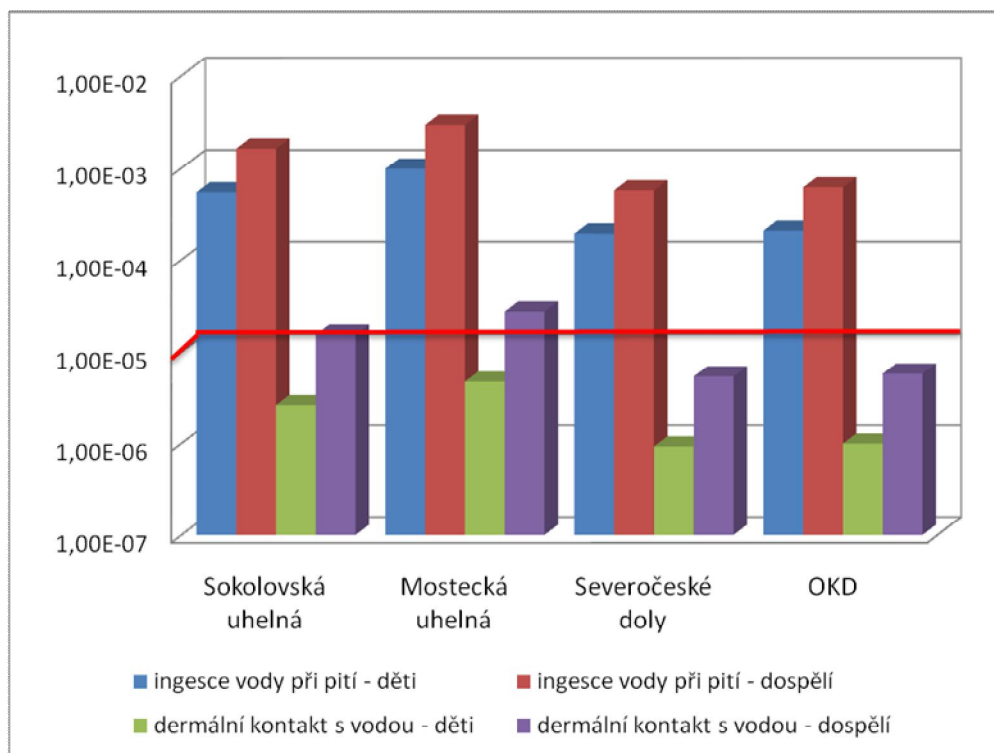
Tabulka č. 8 Výpočet ILCR pro orální, dermální a celkovou expozici pitnou vodou kontaminovanou As – obyvatelé (děti a dospělí)

expoziční	Děti		dospělí	
	střední odhad	horní odhad	střední odhad	horní odhad
orální	3,98E-04	1,07E-02	1,19E-03	3,21E-02
dermální	1,92E-06	5,16E-05	1,12E-05	3,02E-04
celková	4,00E-04	1,07E-02	1,20E-03	3,24E-02

Tabulka č. 9 Výpočet ILCR pro orální, dermální a celkovou expozici povrchovou vodou kontaminovanou As – obyvatelé (děti a dospělí)

expoziční	Děti		dospělí	
	střední odhad	horní odhad	střední odhad	horní odhad
orální	1,14E-06	3,05E-05	7,30E-07	1,96E-05
dermální	3,66E-07	9,83E-06	6,41E-07	1,72E-05
celková	1,50E-06	4,04E-05	1,37E-06	3,69E-05

Na obrázku č. 12 je znázorněno karcinogenní riziko expozice orální a dermální pro pitnou vodu, ze kterého plyne, že bez rizika vztaženého k arsenu je pouze dermální kontakt s vodou při koupání a sprchování. Riziko bylo prokázáno u všech lokalit s tím, že z lokalit Sokolovská uhelná a Mostecká uhelná bylo nejvyšší. Při expozičním scénáři ingesce vody při pití byla překročena hodnota o více než dva řády a zároveň z těchto lokalit bylo prokázáno i riziko pro expoziční scénář dermální kontakt s vodou při koupání a sprchování u dospělých.



Obrázek č. 12 Výpočet ILCR pro orální a dermální expozici pitnou vodou kontaminovanou As – obyvatelé (děti a dospělí)

Z výpočtu zdravotních rizik ZPSU bylo i u beryllia zjištěno karcinogenní riziko, což ilustrují tabulky č. 10 a 11. Z pohledu expozičních scénářů pro pitnou vodu bylo riziko prokázáno ve všech případech (pro orální i dermální expozici) jak pro průměrné, tak i pro maximální hodnoty Be v ZPSU a to dokonce o více než dva řády. Povrchová voda také není bez rizika, to bylo prokázáno při maximálních hodnotách Be v ZPSU pro expoziční scénář dermální kontakt s povrchovou vodou při koupání a plavání, i když toto riziko je v tomto případě podstatně nižší ve srovnání s expozičními scénáři pro pitnou vodu.

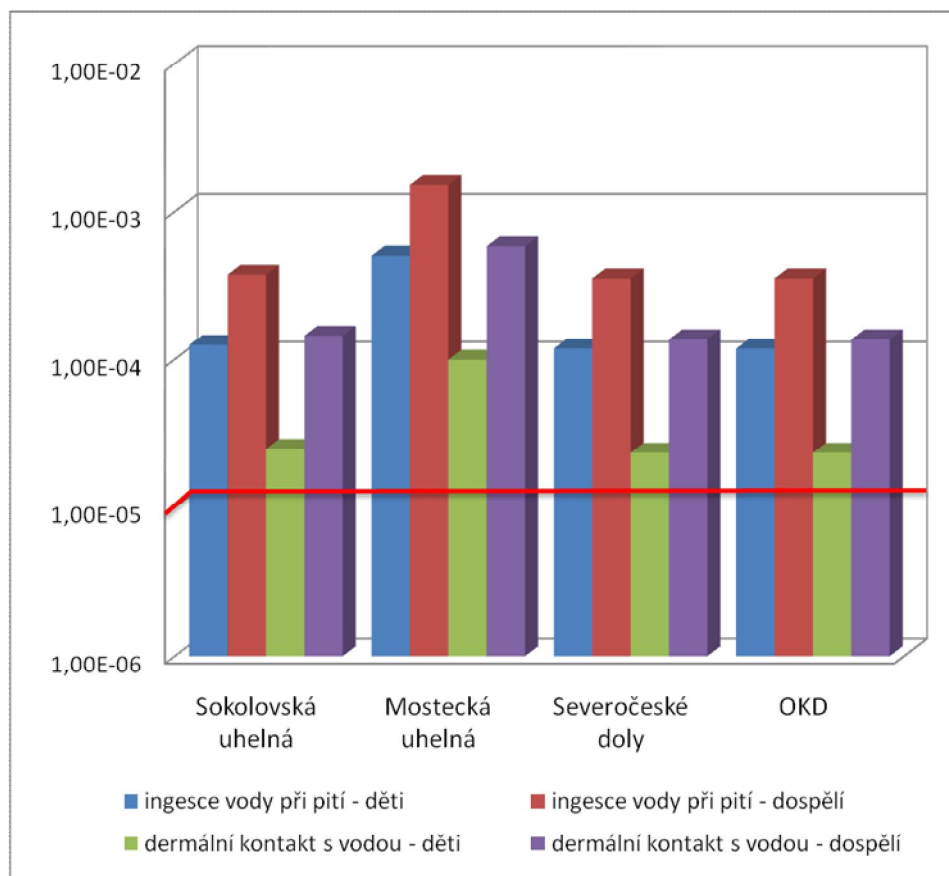
Tabulka č. 10 Výpočet ILCR pro orální, dermální a celkovou expozici pitnou vodou kontaminovanou Be – obyvatelé (děti a dospělí)

expozice	Děti		dospělí	
	střední odhad	horní odhad	střední odhad	horní odhad
orální	1,27E-04	6,95E-04	3,82E-04	2,09E-03
dermální	2,52E-05	1,38E-04	1,47E-04	8,04E-04
celková	1,53E-04	8,33E-04	5,29E-04	2,89E-03

Tabulka č. 11 Výpočet ILCR pro orální, dermální a celkovou expozici povrchovou vodou kontaminovanou Be – obyvatelé (děti a dospělí)

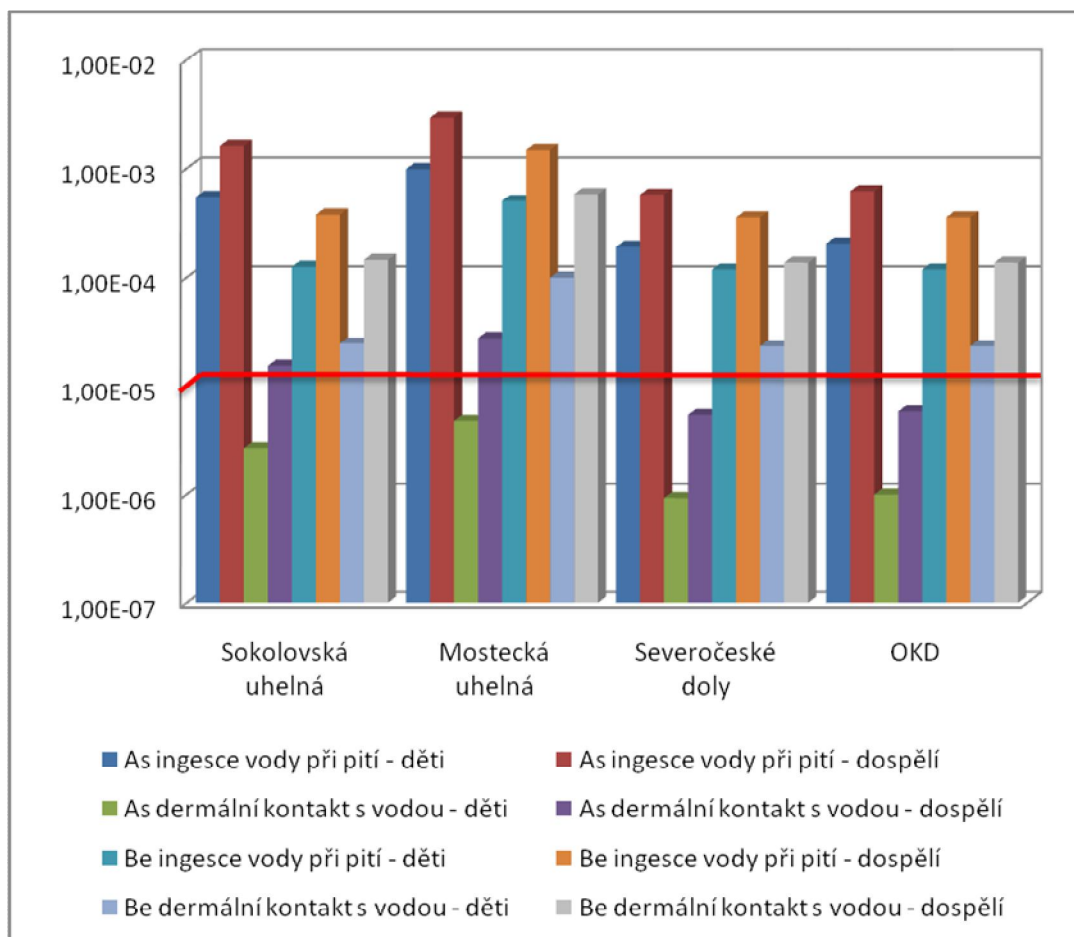
expozice	Děti		dospělí	
	střední odhad	horní odhad	střední odhad	horní odhad
orální	3,64E-07	1,99E-06	2,34E-07	1,28E-06
dermální	4,80E-06	2,62E-05	8,42E-06	4,60E-05
celková	5,17E-06	2,82E-05	8,66E-06	4,72E-05

Obrázek č. 13 ilustruje riziko vzniku nádorových onemocnění z hlediska expozice Be v pitné vodě. Z grafu, na kterém je vyznačen limit, vyplývá, že ve všech případech riziko existuje a že pro děti je nižší, i když přesto je velmi vysoké. Zároveň je možné konstatovat, že ILCR se z jednotlivých lokalit neliší. Hodnoty rizik jsou pro jednotlivé scénáře z pohledu lokalit téměř stejné, pouze Be ze ZPSU z lokality Mostecké uhelné je riziko o něco větší a překračuje limit pro ILCR o více než dva řády.



Obrázek č. 13 Výpočet ILCR pro orální a dermální expozici pitnou vodou kontaminovanou Be – obyvatelé (děti a dospělí)

V obrázku č. 14 je znázorněno srovnání ILCR pro arsen a beryllium v pitné vodě v závislosti na jednotlivé lokality. Lze říci, že nezáleží na tom, z jaké lokality uhlí potažmo ZPSU pochází. U všech lokalit bylo zjištěno karcinogenní riziko vzhledem k lidskému zdraví. Pouze při dermální expozici As v pitné vodě riziko nehrozí. Ve všech ostatních případech bylo zjištěno riziko vzniku nádorových onemocnění překročené v některých případech téměř o tři řády.



Obrázek č. 14 Výpočet ILCR pro orální a dermální expozici pitnou vodou kontaminovanou As a Be – obyvatelé (děti a dospělí)

Po zhodnocení rizik vyplývajících ze zvolených expozičních scénářů bylo zjištěno, že na lidské zdraví nemají vliv pouze expoziční cesty spojené s povrchovou vodou. Tuto situaci ilustruje obrázek č. 28 v příloze č. 7.

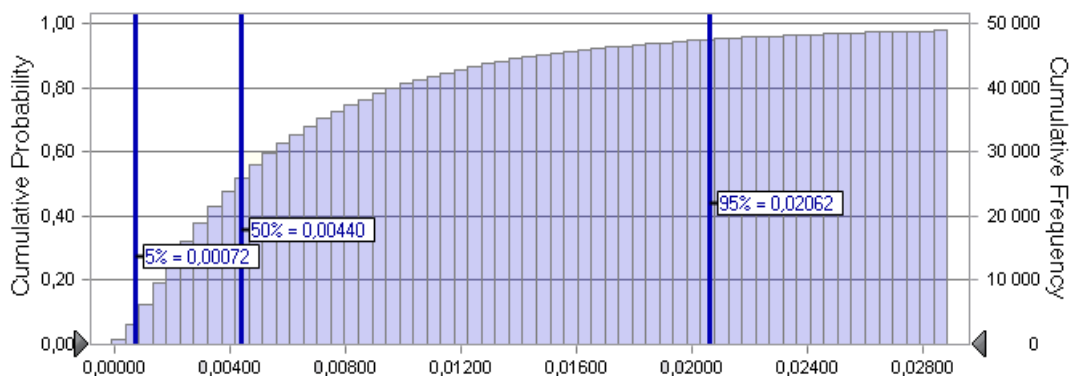
6.5 Pravděpodobnostní hodnocení zdravotních rizik

Výhodou pravděpodobnostního hodnocení prostřednictvím programu Crystal Ball je možnost ilustrace analýzy senzitivity. Výsledky analýzy senzitivity jednotlivých scénářů byly relativně stejné pro různé prvky. Popis analýz senzitivity je uveden v příloze č. 8.

6.5.1 Chronický denní příjem při expozici nekarcinogenních prvků

Výstupem pravděpodobnostního hodnocení jsou pravděpodobnostní rozdělení CDI s LADD.

Na obrázku č. 15 je zobrazen výstup z programu Crystal Ball pro CDI arsenu v pitné vodě pro expoziční scénář ingesce vody při pití – děti, ze kterého jasně vyplývá, že rozdíl mezi dolním a horním odhadem CDI je značný.



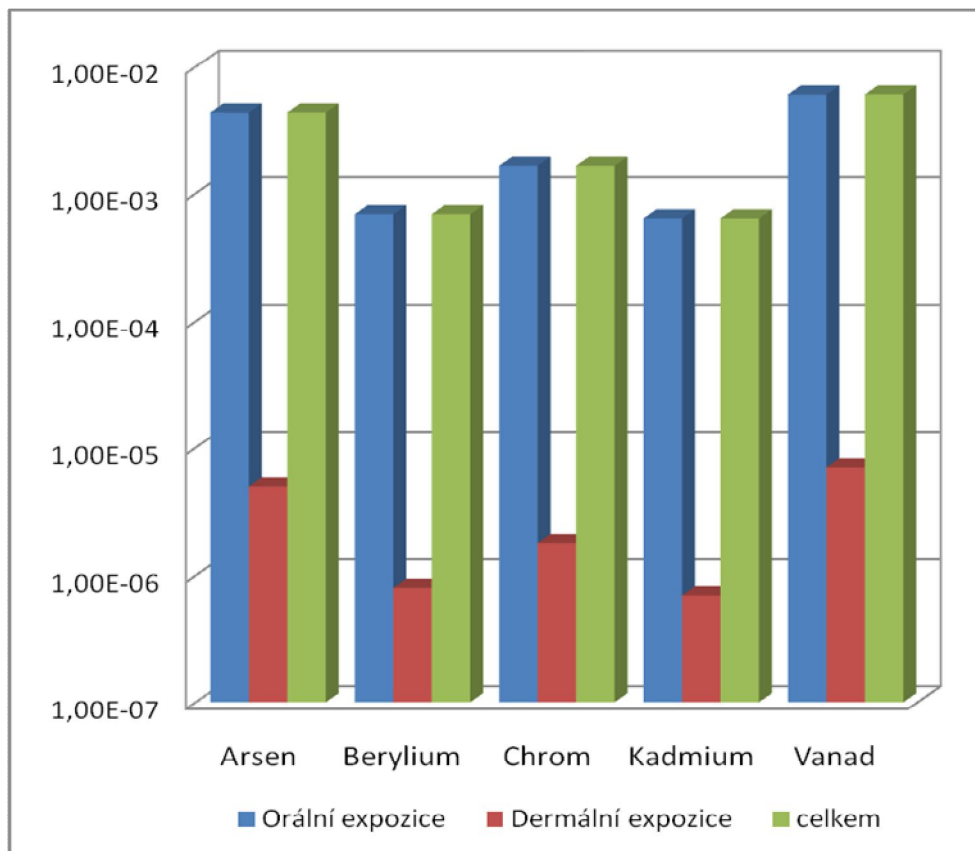
Obrázek č. 15 Výpočet CDI_n pro orální expozici pitnou vodou kontaminovanou As (výstup z programu Crystal Ball)

Tabulka č. 12 udává celkový chronický příjem jednotlivých prvků z pitné vody. Pravděpodobnostní rozdělení CDI je pro každý prvek vykresleno zvlášť, proto je zde pro přehlednost uvedena souhrnná tabulka pouze se středním a horním odhadem rozdělení pravděpodobnosti.

Tabulka č. 12 Výpočet CDI_n pro orální expozici pitnou vodou – obyvatelé (děti a dospělí)

Chemický Prvek	střední odhad	horní odhad	Chemický Prvek	střední odhad	horní odhad
Antimon	7,30E-04	2,43E-03	Měď	3,96E-03	3,14E-02
Arsen	4,40E-03	2,06E-02	Molybden	3,06E-03	4,87E-02
Baryum	8,99E-03	4,12E-02	Nikl	3,90E-03	1,54E-02
Berylium	6,90E-04	2,40E-03	Olovo	3,24E-03	9,46E-03
Bór	1,15E-01	5,15E-01	Rtuť	6,00E-05	3,70E-04
Hliník	3,80E-02	1,21E+00	Selen	2,39E-02	8,45E-02
Chrom	1,66E-03	8,13E-03	Stříbro	2,90E-04	1,40E-03
Kadmium	6,40E-04	1,76E-03	Thalium	4,80E-04	1,67E-03
Kobalt	1,90E-03	6,16E-03	Vanad	6,06E-03	5,13E-02
Mangan	5,68E-03	1,29E-01	Zinek	5,95E-03	4,36E-02

Stejně jako tomu bylo u deterministického hodnocení zdravotního rizik, dermální expozice daného kontaminantu není příliš důležitá vzhledem k celkovému CDI, což ilustruje obrázek č. 16. Hodnoty 50-ti % percentilu dermální expozice jednotlivým prvkům jsou oproti orální expozici tak nízké, že v grafu nelze rozpoznat rozdíl mezi orální a celkovou expozicí daných prvků.



Obrázek č. 16 Výpočet CDI pro orální a dermální a celkové expozice pitnou vodou – obyvatelé (děti)

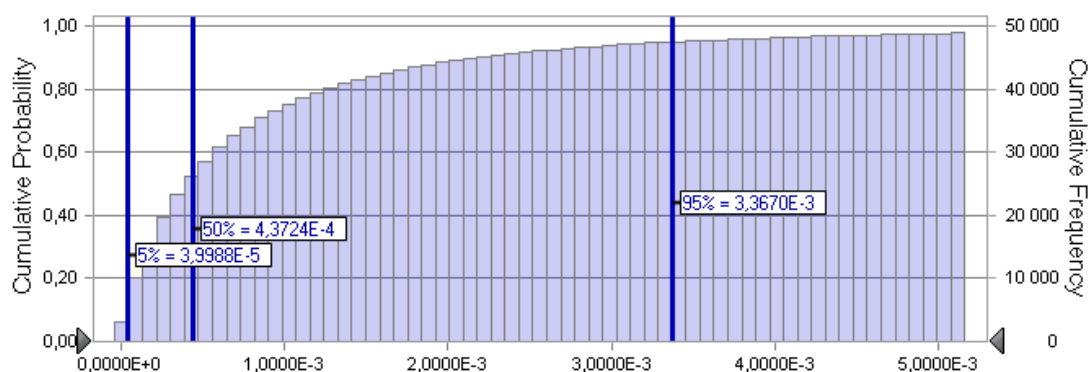
6.5.2 Celoživotní průměrný denní příjem při expozici karcinogenních prvků

Zjištění popisované pro nekarcinogenní platí i pro karcinogenní CDI/LADD. Dermální expozice daným prvkům je mnohem nižší než expozice orální. Výsledky výpočtů jsou uvedeny v tabulce č. 13.

Tabulka č. 13 Výpočet CDIC a LADD pro orální, dermální a celkovou expozici pitnou vodou
– obyvatelé (děti a dospělí)

expozice	orální		dermální		celkem	
	střední odhad	horní odhad	střední odhad	horní odhad	střední odhad	horní odhad
Arsen	3,77E-04	2,51E-03	3,98E-07	2,32E-06	2,89E-03	2,72E-06
Beryllium	5,55E-05	3,12E-04	6,09E-08	2,91E-07	3,67E-04	3,52E-07

Na obrázku č. 17 je zobrazen výstup z programu Crystal Ball s velmi rozdílnými hodnotami mezi dolním, středním a horním odhadem CDI/LADD.



Obrázek č. 17 Výpočet CDIC pro orální expozici pitnou vodou kontaminovanou As (výstup z programu Crystal Ball)

6.5.3 Riziko toxicity

Výstupem pravděpodobnostního hodnocení zdravotních rizik je pravděpodobnostní rozdělení rizika toxicity pro vybrané prvky. Hodnoty, které překročily stanovený limit a znamenají riziko pro lidské zdraví, jsou zvýrazněny červeně.

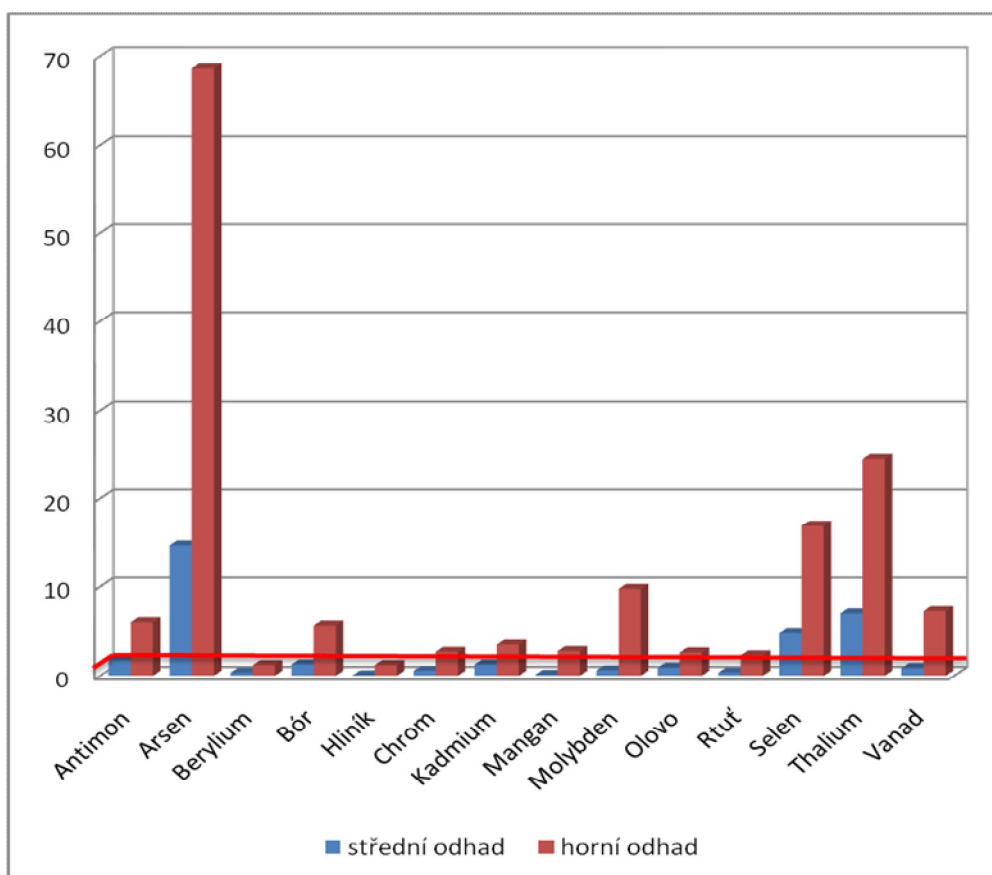
6.5.3.1 Podzemní voda – ingesce pitné vody

Prostřednictvím pravděpodobnostního hodnocení zdravotních rizik bylo vyhodnoceno pro všechny vybrané prvky riziko toxicity pro expoziční scénář ingesce vody při pití. Z tabulky č. 14 je zřejmé, že zdravotní riziko představují všechny prvky kromě Barya, Kobaltu, Mědi, Niklu, Stříbra a Zinku.

Tabulka č. 14 Výpočet HI pro orální expozici pitnou vodou – obyvatelé (děti)

Chemický Prvek	střední odhad	horní odhad	Chemický Prvek	střední odhad	horní odhad
Antimon	1,81909	6,08563	Měď	0,09895	0,78428
Arsen	14,66155	68,56573	Molybden	0,61272	9,72967
Baryum	0,12836	0,58888	Nikl	0,19469	0,76811
Beryllium	0,34681	1,19797	Olovo	0,89966	2,6291
Bór	1,28218	5,72408	Rtuť	0,36929	2,29384
Hliník	0,03799	1,214	Selen	4,78738	16,89428
Chrom	0,55293	2,71125	Stříbro	0,05755	0,28019
Kadmium	1,27125	3,51768	Thalium	7,07193	24,50421
Kobalt	0,09495	0,30805	Vanad	0,86549	7,32418
Mangan	0,12347	2,79391	Zinek	0,01985	0,14538

Z obrázku č. 18 je patrné, že největší riziko představuje arsen, thalium, selen, vanad, molybden a bór. U arsenu je mnohonásobně převýšen 95-ti % percentil oproti 50-ti % percentilu.



Obrázek č. 18 Výpočet HI pro orální expozici pitnou vodou – obyvatelé (děti)

6.5.3.2 Podzemní voda – dermální kontakt při koupání a sprchování

Odhad rizika pro dermální expozici byl proveden pro pět vytypovaných prvků s potenciálně nejvyšším rizikem. Jak ukazuje tabulka č. 15 expoziční scénář dermální kontakt s vodou při koupání a sprchování žádné riziko nevykazuje.

Tabulka č. 15 Výpočet HI pro dermální expozici pitnou vodou – obyvatelé (děti)

Chemický Prvek	střední odhad	horní odhad
Arsen	0,037704	0,152527
Beryllium	0,037740	0,102733
Chrom	0,029479	0,124059
Kadmium	0,135313	0,287572
Vanad	0,095705	0,681607

6.5.3.3 Povrchová voda – dermální kontakt a nezáměrná ingesce vody při plavání

Hodnocení zdravotních rizik pro povrchovou vodu kontaminovanou vybranými škodlivinami ZPSU neprokázalo žádné riziko a to ani při celkové expozici po sečtení orální a dermální expozice vybraných prvků (viz tabulka č. 16).

Tabulka č. 16 Výpočet HI pro orální, dermální a celkovou expozici pitnou vodou – obyvatelé

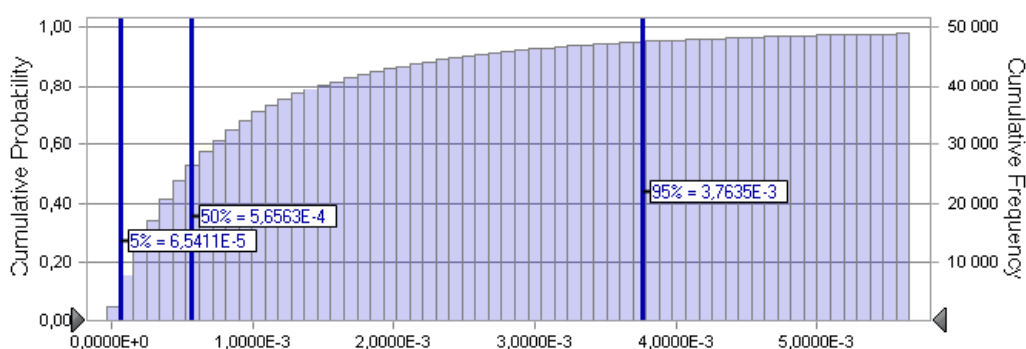
expoziční	orální		dermální		celkem	
	střední odhad	horní odhad	střední odhad	horní odhad	střední odhad	horní odhad
Chemický Prvek						
Arsen	0,0414	0,2008	0,0139	0,0684	0,2421	0,0823
Beryllium	0,0010	0,0036	0,0134	0,0499	0,0046	0,0633
Chrom	0,0015	0,0074	0,0108	0,0561	0,0089	0,0669
Kadmium	0,0010	0,0036	0,0484	0,1483	0,0045	0,1967
Vanad	0,0025	0,0210	0,0341	0,2920	0,0235	0,3261

6.5.4 Riziko vzniku nádorových onemocnění

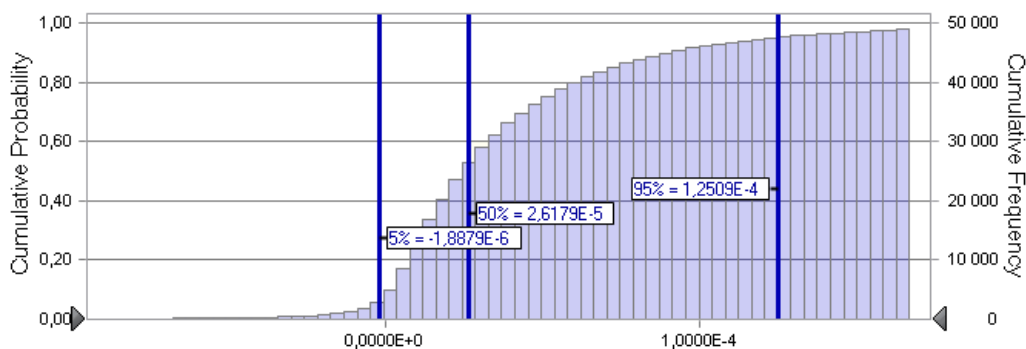
Odhad rizika byl proveden pro prvky arsen a beryllium, které mají prokazatelné karcinogenní účinky. Hodnoty, které překročily stanovený limit a znamenají riziko pro lidské zdraví, jsou zvýrazněny červeně.

6.5.4.1 Podzemní voda – ingesce pitné vody

Na obrázcích č. 19 a 20 jsou znázorněny výsledky pravděpodobnostního hodnocení rizik pro odhad rizika vzniku nádorových onemocnění pro orální expozici pitnou vodou s obsahem As a Be, ze kterých je zřejmé, že rozdíl mezi 5-ti % percentilem a 95-ti % percentilem je ve velikosti dvou řádů. U obou prvků bylo karcinogenní riziko zjištěno při 50-ti % percentilu a 95-ti % percentilu (tzn. u obvyklé i zvýšené expozice daným prvkům).

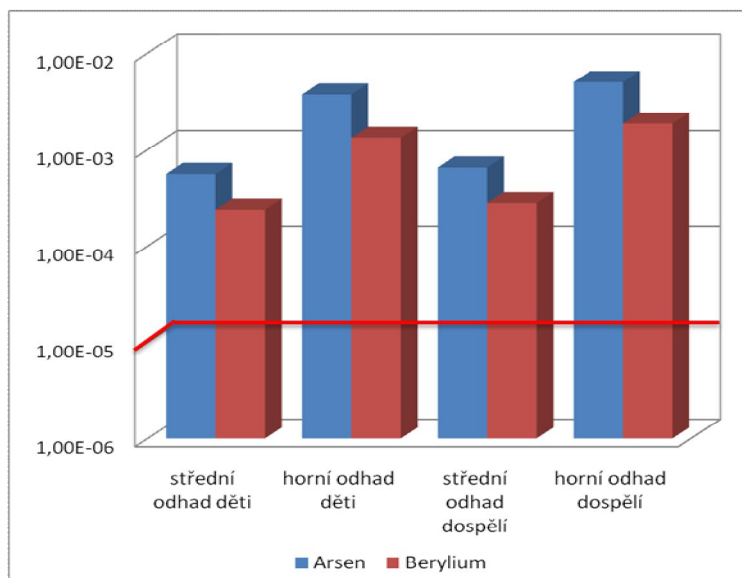


Obrázek č. 19 Výpočet ILCR pro orální expozici pitnou vodou kontaminovanou As (výstup z programu Crystal Ball) - obyvatelé (děti)



Obrázek č. 20 Výpočet ILCR pro orální expozici pitnou vodou kontaminovanou Be (výstup z programu Crystal Ball) – obyvatelé (děti)

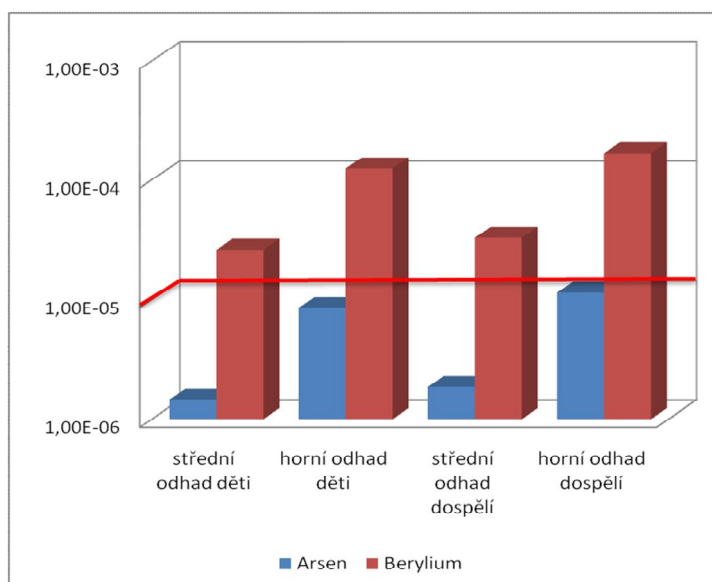
Výpočet pro expoziční scénář ingesce pitné vody ukázal, že u dětí i dospělých bylo zjištěno riziko z expozice arzenem i beryliem, při rozložení 50-ti % percentilu i 95-ti % percentilu byla limitní hodnota rizika překročeno téměř o tři řády, což ilustruje obrázek č. 21.



Obrázek č. 21 Výpočet středního a horního odhadu ILCR pro orální expozici pitnou vodou kontaminovanou As a Be – obyvatelé (děti a dospělí)

6.5.4.2 Podzemní voda – dermální kontakt při koupání a sprchování

Odhad dermální expozice kontaminantů v pitné vodě ukázal, jak ilustruje obrázek č. 22, že riziko vztážené na dětskou populaci je pouze u beryllia, ovšem jak při 95-ti % percentilu tak i při 50-ti % percentilu pravděpodobnostního rozložení ILCR. Pro dospělou populaci bylo karcinogenní riziko prokázáno pro beryllium při 95-ti % i při 50-ti % percentilu a pro arsen pouze při 50-ti % percentilu.



Obrázek č. 22 Výpočet středního a horního odhadu ILCR pro dermální expozici pitnou vodou kontaminovanou As a Be – obyvatelé (děti a dospělí)

6.5.4.3 Povrchová voda – dermální kontakt a nezáměrná ingesce vody při plavání

Pravděpodobnostní hodnocení dermální a orální expozice kontaminantů z povrchové vody ukázalo, že riziko vzniku nádorových onemocnění expozicí As hrozí pouze při orální expozici vztažené k dětem. ILCR se vztahuje pouze k dermální expozici Be, kdy riziko vykazuje nejen odhad vztažený na děti, ale i odhad vztahující se k dospělé populaci (viz tabulky č. 16 a 17).

Tabulka č. 17 Výpočet ILCR pro orální expozici povrchovou vodou kontaminovanou As a Be – obyvatelé (děti a dospělí)

expozice	děti		dospělí	
	střední odhad	horní odhad	střední odhad	horní odhad
Arsen	1,59E-06	1,12E-05	7,59E-07	5,60E-06
Beryllium	3,29E-07	2,01E-06	3,27E-07	2,05E-06

Tabulka č. 18 Výpočet ILCR pro orální expozici povrchovou vodou kontaminovanou As a Be – obyvatelé (děti a dospělí)

expozice	děti		dospělí	
	střední odhad	horní odhad	střední odhad	horní odhad
Arsen	5,41E-07	3,82E-06	6,86E-07	5,04E-06
Beryllium	9,55E-06	5,49E-05	1,21E-05	7,59E-05

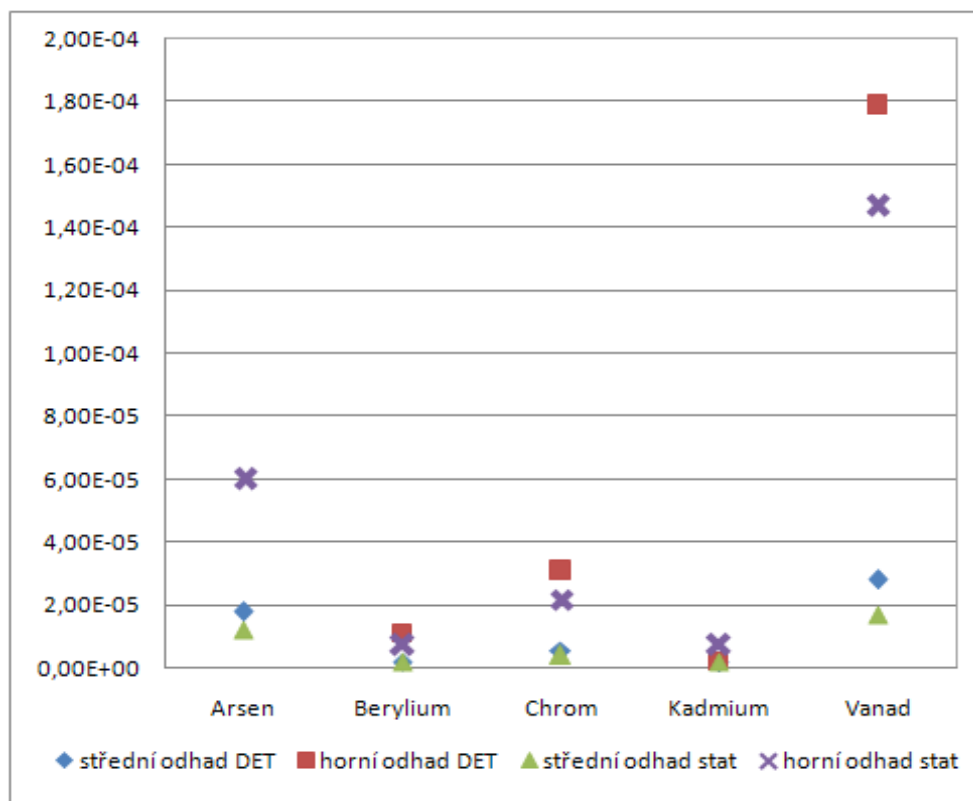
Celkově lze říci, že ZPSU mají vzhledem k obsahu karcinogenního arsenu a beryllia negativní účinky na lidské zdraví a to vzhledem ke všem vybraným expozičním cestám.

6.6 Komparace deterministické a pravděpodobnostní metody hodnocení zdravotních rizik

Porovnání deterministické a pravděpodobnostní metody hodnocení zdravotních rizik bylo provedeno u chronického denního příjmu, u celoživotního průměrného příjmu, u rizika nekarcinogenního i karcinogenního chemických prvků obsažených v ZPSU.

6.6.1 Chronický denní příjem a celoživotní průměrný příjem

Deterministický způsob nadhodnocuje hodnoty CDI, což je zřejmé z obrázku č. 23, který ilustruje hodnoty CDI pro orální expozici pitnou vodou. Například u arsenu je markantní rozdíl. Hodnota horního odhadu zjištěná pravděpodobnostním způsobem je $4,75E-04$ a hodnota horního odhadu deterministickým způsobem byla stanovena na $6,00E-05$, rozdíl je tedy více než jeden řád.



Obrázek č. 23 Komparace výpočtů CDI deterministickým a statistickým způsobem pro orální expozici pitnou vodou – obyvatelé (děti)

Pozn.: DET – deterministický výpočet, STAT – statistický výpočet

6.6.2 Riziko toxicity

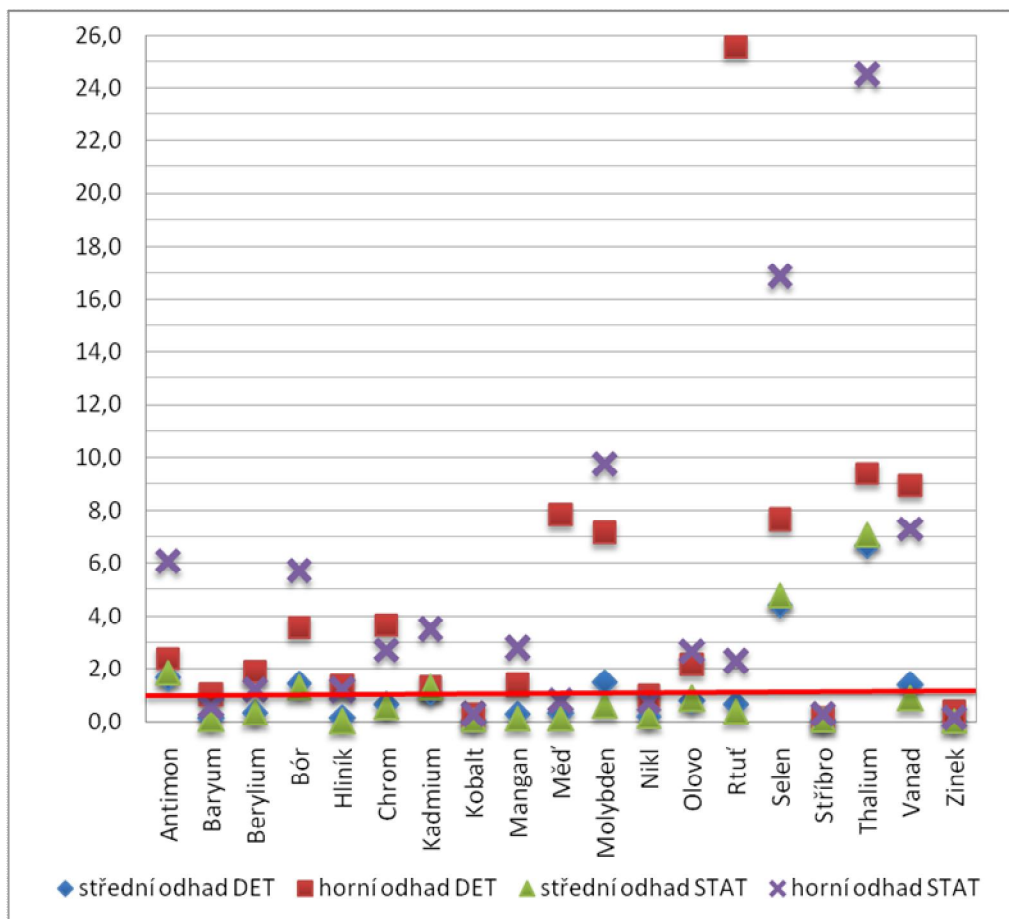
Tabulka č. 19 uvádí porovnání deterministického a pravděpodobnostního podhodnocení zdravotních rizik pro expoziční scénář ingesce vody při pití pro dětskou populaci. U většiny prvků je vidět, že deterministický způsob při středním odhadu rizika nadhodnocuje výsledné riziko. Pro obvyklou populaci vychází riziko nižší při pravděpodobnostním hodnocení. U horního odhadu (u citlivé populace) je skutečnost jiná, bylo zjištěno, že u poloviny prvků je riziko větší při výpočtu deterministickým způsobem a druhá polovina prvků ukázala, že riziko odhadnuté

prostřednictvím pravděpodobnostního rozložení je vyšší než u výpočtu deterministickým způsobem.

Tabulka č. 19 Komparace výpočtů HI deterministickým a statistickým způsobem pro orální expozici pitnou vodou – obyvatelé (děti)

Chemický prvek	Deterministický výpočet		Statistický výpočet	
	střední odhad	horní odhad	střední odhad	horní odhad
Antimon	1,6648	2,3973	1,8191	6,0856
Arsen	20,6159	554,0335	14,6616	68,5657
Baryum	0,1541	1,0046	0,1284	0,5889
Beryllium	0,3456	1,8858	0,3468	1,1980
Bór	1,4079	3,5515	1,2822	5,7241
Hliník	0,1472	1,3425	0,0380	1,2140
Chrom	0,6474	3,6225	0,5529	2,7113
Kadmium	1,0844	1,2785	1,2713	3,5177
Kobalt	0,0871	0,2621	0,0950	0,3081
Mangan	0,3053	1,3897	0,1235	2,7939
Měď	0,3359	7,8311	0,0990	0,7843
Molybden	1,4809	7,1598	0,6127	9,7297
Nikl	0,1995	0,9909	0,1947	0,7681
Olovo	0,7860	2,1309	0,8997	2,6291
Rtuť	0,6692	25,5708	0,3693	2,2938
Selen	4,4082	7,6712	4,7874	16,8943
Stříbro	0,0627	0,1279	0,0576	0,2802
Thallium	6,6662	9,4010	7,0719	24,5042
Vanad	1,3951	8,9498	0,8655	7,3242
Zinek	0,0357	0,4049	0,0199	0,1454

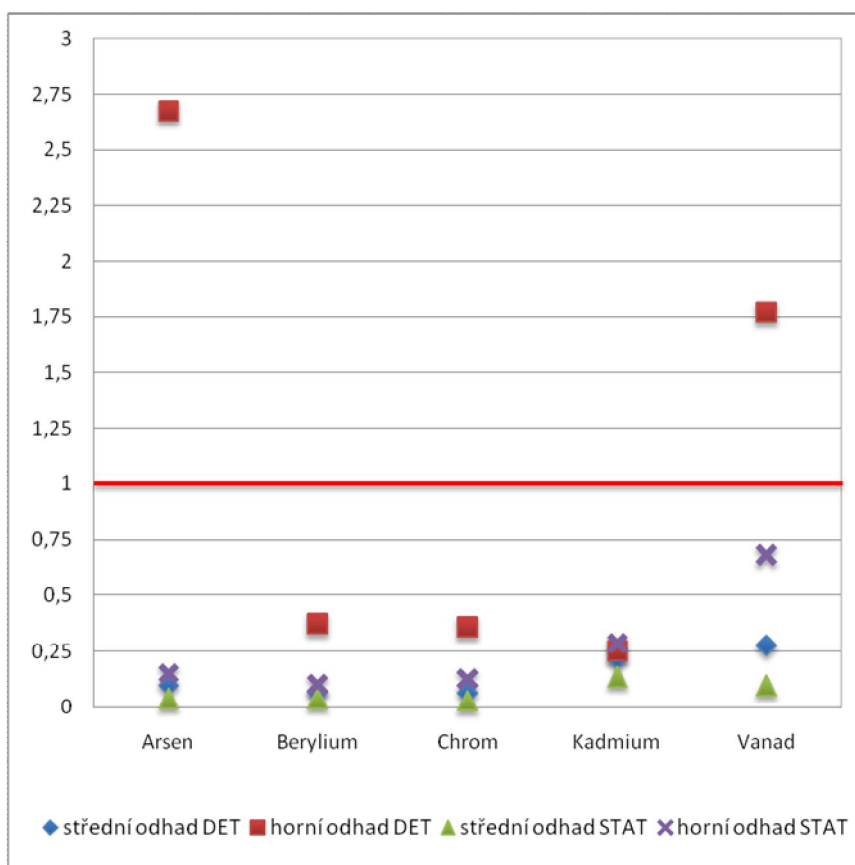
Skutečnosti popsané výše jsou znázorněny graficky na obrázku č. 24. Je jasné vidět, že například u rtuti při horním odhadu rizika je mnohonásobně větší výsledek při deterministické hodnocení oproti pravděpodobnostnímu způsobu hodnocení zdravotních rizik. Naprosto opačná situace je například u selenu a thallia.



Obrázek č. 24 Komparace výpočtů HI deterministickým a statistickým způsobem pro orální expozici pitnou vodou – obyvatelé (děti)

Pozn.: DET – deterministický výpočet, STAT – statistický výpočet

U dermální expozice vybraných prvků z pitné vody bylo zjištěno riziko pouze u vanadu a arsenu v případě deterministického hodnocení při maximálních hodnotách koncentrací jmenovaných prvků v ZPSU. Pravděpodobnostní hodnocení neukázalo žádné riziko a lze říci, že odhad rizika prostřednictvím statistického programu Crystal Ball prokazuje u dermální expozice nižší hodnoty než u deterministického hodnocení, tuto situaci ilustruje obrázek č. 25.



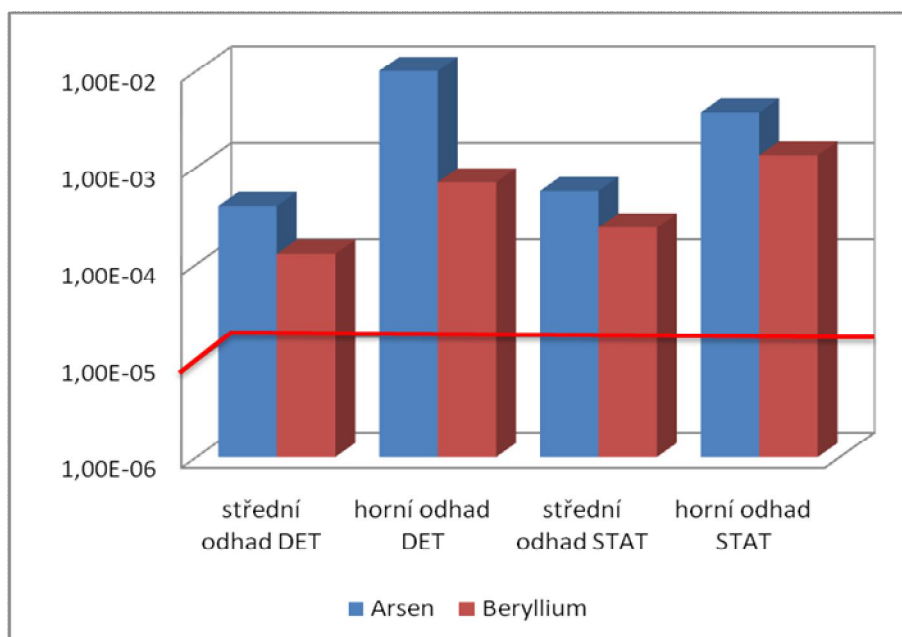
Obrázek č. 25 Komparace výpočtů CDI deterministickým a statistickým způsobem pro dermální expozici pitnou vodou – obyvatelé (děti)

Pozn.: DET – deterministický výpočet, STAT – statistický výpočet

6.6.3 Riziko vzniku nádorových onemocnění

Karcinogenní riziko při ingesci pitné vody s obsahem As a Be bylo zjištěno ve všech hodnocených případech pro dětskou populaci. Limit pro riziko vzniku nádorových onemocnění byl překročen při středním i horním odhadu deterministického i pravděpodobnostního hodnocení zdravotních rizik, přičemž bylo zjištěno, že není významný rozdíl mezi výsledky statistického a deterministického způsobu při středním odhadu, který představuje obvyklou úroveň rizika. Rozdíl mezi

deterministickým a statistickým odhadem rizika je vidět u horního odhadu rizika expozice As, který naznačuje, že větší riziko vychází při odhadu způsobem deterministickým, což ukazuje obrázek č. 26.



Obrázek č. 26 Komparace výpočtů ILCR deterministickým a statistickým způsobem pro orální expozici pitnou vodou – obyvatelé (děti)

Pozn.: DET – deterministický výpočet, STAT – statistický výpočet

Obdobná situace je u orální expozice As a Be v pitné vodě pro dospělou populaci. Při této expoziční cestě bylo překročeno riziko vzniku nádorových onemocnění dokonce o více než tři řády při deterministickém hodnocení při maximálních hodnotách arsenu v ZPSU. Expoziční scénář ingesce vody při pití pro dospělou populaci v tabulce č. 20 ukazuje, že ve všech případech bylo nižší riziko při výpočtu pravděpodobnostním způsobem než při výpočtu deterministickém, i přes to bylo zjištěno prostřednictvím pravděpodobnostního hodnocení významné riziko překračující stanovený limit o více než dva řády u arsenu i beryllia.

Tabulka č. 20 Komparace výpočtů ILCR deterministickým a statistickým způsobem pro orální expozici pitnou vodou – obyvatelé (dospělí)

Chemický prvek	Deterministický výpočet		Statistický výpočet	
	střední odhad	horní odhad	střední odhad	horní odhad
Arsen	1,19E-03	3,21E-02	6,5585E-04	5,05E-03
Beryllium	3,82E-04	2,09E-03	2,80E-04	1,89E-03

V případě expozičního scénáře dermální kontakt s vodou kontaminovanou As a Be při koupání a sprchování bylo prokázáno riziko pro děti i dospělé. Srovnáním obou metod hodnocení bylo zjištěno, že nelze jednoznačně konstatovat, zda deterministické způsob hodnocení vykazuje vyšší riziko. Toto tvrzení platí pouze pro střední odhad expozice As a Be z pitné vody, ale u horního odhadu, tedy při 95-ti % percentilu je situace opačná a ukazuje se, že riziko může být vyšší, pokud pro odhad rizika použijeme pravděpodobnostní způsob hodnocení. Tuto skutečnost ilustruje tabulka č. 21.

Tabulka č. 21 Komparace výpočtů ILCR deterministickým a statistickým způsobem pro dermální expozici pitnou vodou – obyvatelé (dospělí)

Chemický prvek	Deterministický výpočet		Statistický výpočet	
	střední odhad	horní odhad	střední odhad	horní odhad
Arsen	6,41E-07	1,72E-05	6,86E-07	5,04E-06
Beryllium	8,42E-06	4,60E-05	1,21E-05	7,59E-05

7 Diskuse

Vyhodnocením právního prostředí bylo zjištěno, že nejsou stanovena zvláštní, obecně závazná environmentální kritéria pro stavební výrobky pocházející ze ZPSU. Neexistence zvláštních obecně závazných environmentálních požadavků na stavební výrobky nebo jejich složky ze ZPSU vytváří právně nejednoznačné prostředí umožňující legálně použít tyto komodity v nechráněném životním prostředí bez opory v právních předpisech a bez prokázání bezpečnosti těchto výrobků pro jejich okolí po celou dobu jejich životnosti, respektive životnosti stavby. Při rozhodování o umístění těchto „výrobků“ do konkrétního místa (stavby) nejsou v ČR využívány postupy zohledňující množství těchto výrobků ve vztahu k rizikům, které mohou pro zájmové lokality představovat potenciální zdravotní riziko i riziko pro jednotlivé součásti životního prostředí. Jako kritérium pro uvolnění výrobků do životního prostředí jsou často využívány podmínky stanovené pro nakládání s odpady v rámci zákona o odpadech, který prostřednictvím prováděcí vyhlášky č. 294/2005 Sb. stanovuje zvláštní limity škodlivin obsažených v odpadech, které umožňují uvolňování odpadů do životního prostředí za podmínek rozdílných od obecných požadavků k ochraně životního prostředí a zdraví lidí. Tyto limity jsou použitelné pouze v případě využívání odpadů a jejich užívání jako kritéria pro uvolňování výrobků do životního prostředí je z pohledu práva neopodstatněné (Veverková et al. 2009).

ZPSU také nesplňují požadavky stanovené pro využívání odpadů na povrchu terénu, jak jsou stanoveny ve vyhlášce č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., ve znění pozdějších předpisů a významný podíl nesplňuje kritéria pro přijetí odpadů na skládky skupiny S-IO a skupiny S-OO. Bylo zjištěno, že přítomnost vybraných prvků v ZPSU překračuje u části jejich produkce limity B metodického pokynu MŽP „Kritéria znečištění zemin a podzemní vody“ (z 31. 7. 1996) a jeho průměrná koncentrace v ZPSU je násobně vyšší než nejvyšší environmentálně přijatelná koncentrace stanovená ve zvláštních právních předpisech (Veverková et al. 2009).

Problematika ZPSU je intenzivně zkoumána, ale práce nejsou směřovány do oblasti sledování úrovně bezpečnosti použití ZPSU jako výrobků umístovaných do

nechráněného životního prostředí (násypy, zásypy, rekultivace apod.). Pokud jsou v ČSN pro popílký stanoveny limity ekologické bezpečnosti pro využívání ZPSU, jsou hodnoceny producenty ZPSU jako příliš přísné a pro praktické účely nevyhovující. Obdobně se k těmto limitům staví i autorizované osoby posuzující výrobky před jejich uvedením na trh. Nejsou k dispozici informace o objektivním posouzení rizika používání ZPSU. Pokud jsou v nějakém předpise stanovena kritéria pro omezení volného používání ZPSU, jsou stanovena na základě dohody bez objektivního posouzení skutečných rizik (Zimová et al. 2010a).

Základním výstupem praktické části předkládané diplomové práce je informace o přítomnosti rizik v pevných zbytcích po spalování uhlí, která nejsou zanedbatelná jak ve vztahu k podzemní vodě, tak i ve smyslu zdravotních rizik pro obyvatelstvo. Výběr prioritních škodlivých elementů byl proveden na základě zjištěných naměřených koncentrací a také na základě významnosti jejich toxikologické působnosti na zdraví lidí. Do hodnocení byly zařazeny i prvky (např. olovo, rtuť a thalium), pro které nejsou prozatím známy všechny potřebné (toxikologické parametry) údaje (RfD případně CSF). V takovém případě byly pro výpočet míry rizika použity hodnoty ze studií, zabývající se hodnocení rizik a ZPSU (např. pro olovo byla použita přijatelná denní dávka – ADI). Nutné je též zmínit, že nebyly hodnoceny prvky, pro které nebylo dostatek vstupních údajů.

Předkládaná práce navazuje na výsledky projektu MŽP č. VaV SP/2f3/118/08 na kterém jsem se podílela. Požadavkem producentů společností zapojených do řešení zmiňovaného projektu MŽP, ze kterého vycházela data použitá v předkládané práci, bylo zachování jejich anonymity. Z uvedeného důvodu nejsou v této práci uvedeny žádné přímé informace, které by vedly ke zjištění producenta, respektive údaje jsou uvedeny bez návaznosti na osobu producenta.

Předkládaná diplomová práce byla zaměřena hlavně na vyhodnocení zdravotního rizika pro dětskou a dospělou populaci z řad obyvatelstva. Negativnímu vlivu ze ZPSU však mohou být vystaveny i další skupiny lidské populace. Jedná se především o pracovníky nakládající s odpadním materiálem ze spalování uhlí. Ti sice nebyli v předkládané diplomové práci zohledněni, ale z výsledků výše zmíněného grantu MŽP bylo zjištěno, že pracovníci nakládající při své práci se ZPSU jsou vystaveni toxickému a karcinogennímu riziku, které představuje zejména prach z popílků. Největší riziko představuje v tomto případě beryllium. Při expozičním

scénáři dermální kontakt s prachem ze ZPSU a nezáměrná ingesce prachu ze ZPSU vypočítána hodnota karcinogenního rizika překročila limit $1,0E-05$ o více než 2 řády. U arsenu byla zjištěna obdobná situace, hodnota rizika byla překročena o více než jeden řád.

Pro zjištění míry rizika toxicity a rizika vzniku nádorových onemocnění bylo nutné nejdříve vypočítat CDI a případně LADD. Logicky lze uvažovat, že čím vyšší budou hodnoty CDI/LADD, tím bude vyšší riziko toxicity případně karcinogenní riziko. Srovnání CDI dle jednotlivých prvků však nemá vypovídající hodnotu, jelikož každý prvek má jinou maximální denní přijatelnou dávku. Například 15 mg zinku je doporučená denní dávka pro ženy i pro muže a v případě některých onemocnění se předepisují i dávky vyšší. Oproti tomu 0,15 mg arsenu je tolerovatelná denní dávka při tělesné hmotnosti 70 kg a vyšší dávky již můžou způsobovat nežádoucí účinky.

Pomocí výpočtů a hodnocení míry rizika bylo jednoznačně prokázáno, že pevné zbytky po spalování uhlí jsou, vzhledem k obsahu a mobilitě řady prvků v nich obsažených, nositeli rizik pro zdravé lidi. Velmi důležitou roli v intenzitě škodlivého účinku daného prvku na organismus hraje nejen celkové množství přijatého prvku do organismu (po dobu trvání expozice), ale i chemická forma přijatého prvku a způsob vstupu této formy do organismu.

Rizikovost prvků obsažených v ZPSU se liší dle způsobu hodnocení, zda se jedná o deterministické či pravděpodobnostní hodnocení zdravotních rizik. Hlavní rozdíl mezi oběma metodami je ten, že výsledkem deterministického způsobu hodnocení rizik je pouze jediná hodnota odhadu míry rizika, zatímco u pravděpodobnostního způsobu se jedná o variabilitu rizika v hodnocené populaci, výsledkem tak není jediná hodnota, ale pravděpodobnostní rozložení distribuční funkce rizika daná přirozenými odlišnostmi jedinců v hodnocené populaci.

Ve většině případů je riziko vypočítané prostřednictvím deterministické metody nadhodnocené a vzhledem k tomu, že pravděpodobnostní hodnocení zdravotních rizik zahrnuje na rozdíl od deterministické metody variabilitu v jednotlivých parametrech vstupujících do rovnice pro odhad rizika, má tento způsob mnohem větší vypovídající hodnotu. Avšak pokud by byly jednotlivé parametry a jejich distribuční funkce špatně zvoleny, výsledné rozložení pravděpodobnosti rizika by bylo velmi vzdálené od reality.

Důležité proměnné vyplynuly z kapitoly Analýza senzitivity. Každý expoziční scénář (zvláště pro dětskou a dospělou populaci) má své důležité parametry. Expoziční scénáře pro hodnocení zdravotních rizik ZPSU zahrnují jeden společný znak, a tím je, ve všech případech při hodnocení rizik, naměřená koncentrace chemického prvku v jednotlivých složkách životního prostředí. Pokud jsou koncentrace toxických prvků nízké, potom je nízký i chronický denní příjem, ze kterého vychází riziko toxicity a riziko vzniku nádorových onemocnění. Pokud jsou u prvku naměřené nízké, ale i velmi vysoké koncentrace, výsledná denní dávka a riziko s tím spojené pak vykazuje značné rozdíly mezi spodním a horním odhadem. Problém nastává v případě, pokud je nedostatek dat. V této situaci je těžké správně odhadnout potenciální riziko. Lze jednoznačně konstatovat, že čím více je dat, tím je větší pravděpodobnost, že odhad rizika bude odpovídat realitě. Navíc pro vzájemné porovnání stran jednotlivých lokalit by bylo vhodné, kdyby jednotlivé soubory dat obsahovaly stejný nebo alespoň podobný počet dat.

Další důležitou proměnnou v případě orální expozice bylo stanoveno množství požití vody, které je však pouze orientační, vychází z různých studií, které stanovují minimum, maximum a „likelest“ pro triangulární distribuční funkci. Triangulární distribuce udává hodnoty minima, maxima s nejpravděpodobnější hodnoty, ale není počítáno s tím, že by nastala situace, kdy by množství požití vody bylo v hodnotách pod minimem nebo nad maximem.

Obdobná situace nastává při dermální či orální expozici povrchové vodě při plavání pro proměnnou frekvence expozice, která má také triangulární rozdělení. I v tomto případě je možné a celkem i pravděpodobné, že hodnoty tohoto parametru mohou být pod či nad limitem. Každý člověk preferuje něco jiného, někdo může mít plavání jako velmi rád, tudíž od jara do podzimu je frekvence expozice mnohem vyšší než studie udávající maximum a naopak u jiného člověka z určitých důvodů může být frekvence expozice nulová.

Mezi významné expoziční parametry patří také doba trvání expozice. Ta je důležitá zejména pro hodnocení prvků s karcinogenním účinkem. U této proměnné se velice rozchází literatura, různé studie uvádějí odlišné hodnoty a navíc různá rozdělení (nejčastěji logonormální a weibullární).

Největším problémem však zůstává neexistence parametrů, které by byly určené specificky pro české obyvatelstvo. V předkládané diplomové práci byly použity parametry podle metodiky americké agentury EPA, tzn. údaje vycházející z amerických požadavků. Pokud by existovala databáze parametrů přesně odpovídajících českému prostředí, výsledné odhady rizik by byly bezesporu přesnější.

Dalším sporným bodem, který může vyvolat diskusi, je biologická dostupnost jednotlivých prvků, hodnoty referenčních dávek a směrnic karcinogenního rizika. V této práci nebylo možné například odhadnout dermální expozici olova, rtuti a thalia. Pro tyto prvky zatím nebyly stanoveny referenční dávky vzhledem k dermálnímu kontaktu. Navíc u thalia je odhad chronické denní dávky a rizika toxicity jen nastíněný, jelikož referenční dávka vychází pouze z návrhu EPA. A například pro olovo není prozatím referenční dávka stanovena vůbec a pro odhad možného rizika byla proto použita přijatelná denní dávka (Acceptable Daily Intake – ADI).

Velkou roli v hodnocení zdravotních rizik hraje přijatelná míra rizika z expozice karcinogenním látkám. Rozsah bývá v rozmezí od $1,00E-06$ do $1,00E-04$. Přísný limit $1,00E-04$ je brán pro jednotlivce, naopak $1,00E-06$ je vhodný pro velké soubory populace. V České republice je pro pitnou vodu využíván limit $1,00E-05$. US EPA také často používá pro hodnocení rizika vzniku nádorových onemocnění obyvatel limit $1,00E-05$. To byly důvody pro zvolení limitu $1,00E-05$ i pro tuto práci, jelikož hodnocení rizik v této diplomové práci je vztažené k obyvatelstvu a je zaměřené na zejména na pitnou vodu. Je nutné dodat, že výsledné hodnoty této práce by byly zcela jinak interpretovány a vyhodnoceny, kdyby byl použit limit jiný nižší či vyšší.

Vždy je nutné brát také v úvahu následující skutečnosti. V jednotlivých mediích prostředí se vyskytuje celá řada látek, které dosud nejsou identifikované a nejsou dostatečné údaje o jejich zdravotní nebezpečnosti popřípadě úplně chybí. Škodlivé látky mohou pocházet nejen z lokálních zdrojů, ale mohou se šířit transportem na značné vzdálenosti (ovzduší). Škodliviny mohou přecházet z jednoho média do druhého, mohou navzájem reagovat a měnit se vlivem klimatických a atmosférických podmínek, mohou vznikat i další produkty s vyšší toxicitou (např. metabolity PAU po degradaci v zeminách). Některé látky se mohou v prostředí

kumulovat např. v půdách, sedimentech, v potravním řetězci. Chemické látky v prostředí mají komplexní účinek na člověka. Směsi jsou chemicky těžko definovatelné. Zdravotní účinek těchto směsí může být zcela odlišný od potenciálního účinku jednotlivých chemických látek, které jsou obsažené ve směsi. Složení směsí nebývá většinou známo a také jsou nedostatečné informace o jejich zdravotních účincích. Koncentrace škodlivých látek je proměnná s ohledem na lokalitu (např. město, venkov), čas (rozdílné roční období) i klimatické podmínky. Při hodnocení expozice a rizika je nutné zvažovat možnosti aditivního, ale i synergického či antagonistického působení těchto faktorů (Provazník et al. 2004, Veverková et al. 2010c).

Výsledky předkládané práce byly porovnány se studií EPA (2007) *Human and Ecological Risk Assessment of Coal Combustion Wastes*. Uvedená zpráva popisuje výsledky hodnocení rizik pomocí pravděpodobnostní metody Monte Carlo. Další obdobné studie, které by se hodnocením ZPSU zabývaly, zatím nebyly provedeny. Studie EPA hodnotí ekologická a zdravotní rizika při ukládání ZPSU do životního prostředí. Výsledky americké studie a předkládané diplomové práce jsou obdobné a prokázaly riziko vzniku nádorových onemocnění a nekarcinogenní riziko při běžném nakládání se ZPSU. Z výsledků americké studie vychází nižší karcinogenní riziko. Rizika, která vznikají v důsledku ukládání ZPSU do životního prostředí v ČR, jsou v některých případech až o řád vyšší. Skutečnost je dána vyššími koncentracemi rizikových prvků, které jsou obsaženy v ZPSU pocházejících z ČR. Obdobná situace se ukazuje i v případě výpočtů rizika toxicity ZPSU. Výpočty diplomové práce navíc prokázaly rizikovost dalších prvků, které EPA ve své studii nehodnotila (např. Sb, Se a V).

Znečištění životního prostředí s následným negativním vlivem na zdraví člověka při aplikaci ZPSU a bez stanovení ekologických a zdravotních kritérií může představovat v ochraně životního prostředí a veřejného zdraví závažný problém. Mohou navíc vznikat další ekologické zátěže, které jsou zdrojem rizika pro zdraví obyvatel z hlediska dalšího znečištění podzemních a povrchových vod, půdy i ovzduší. Prostřednictvím půdy mohou škodliviny vstupovat do potravních řetězců, ovzduší a v mnoha případech mohou bránit dalšímu využití lokalit.

8 Závěr

Materiálové toky v ČR spojené s provozem energetických zařízení v období posledních let se výrazně změnilly a to zejména tím, že výrazně poklesla produkce odpadů vykazovaná podle zákona č. 185/2001 Sb., o odpadech z 13,5 mil tun v roce 1998 na 400 tisíc tun v roce . Naopak výrazně narostla produkce zbytků ze spalování uhlí jako druhotné suroviny, která činí zhruba 12,5 milionů tun ročně.

Popel, škvára, popílky a další odpad ze spalování uhlí jsou známy jako vhodné suroviny pro stavební, zásypový a posypový materiál. Bohužel se z nich v důsledku povětrnostních a hydrogeologických podmínek vyluhovávají toxické a karcinogenní látky. V elektrárnách a teplárnách vzniká velké množství ZPSU. V případě nevhodného nakládání s nimi se z nich mohou uvedené škodliviny uvolňovat v množstvích, která způsobí, že podzemní voda přestane být pitná, povrchová voda se stane nevhodnou ke koupání a prach z nich může vyvolat rakovinu, stejně jako pití jimi znečištěné vody a používání této vody ke koupání a sprchování a spolu s kontaminovaným prachem představuje tato situace potencionální zdravotní riziko. Veřejným zájmem je proto snaha omezit možnost šíření uvedených škodlivin v životním prostředí.

Skutečností je, že pro využívání ZPSU v podobě výrobků složených ze ZPSU nebo s jejich obsahem k rekultivačním stavbám, k vytváření zásypů a násypů, tvarování terénu a k podobným aktivitám, nejsou stanovena základní environmentální kritéria. Předkládaná diplomová práce ukazuje, že je nutné tento stav změnit, jelikož ZPSU vykazují značná rizika vzhledem k lidskému zdraví.

Pro výpočet rizika na základě analýzy identifikace rizikových prvků byly vybrány čtyři expoziční scénáře pro obyvatelstvo (dospělí i děti). Hodnocení bylo provedeno jak prostřednictvím konvenčního deterministického způsobu hodnocení rizik, tak i pomocí pravděpodobnostní analýzy za použití stochastické simulační metody Monte Carlo v programu Crystal Ball (verze 11).

K deterministickému hodnocení zdravotních rizik lze říci, že bylo prokázáno riziko pro téměř všechny hodnocené prvky. Vzhledem k pitné vodě bylo riziko toxicity zjištěno u Antimonu, Arsenu, Barya, Beryllia, Boru, Hliníku, chromu, kadmia, manganu, mědi, molybdenu, olova, rtuti, selenu, thalia a vanadu. U pitné vody je důležitá orální expozice, jelikož dermální kontakt až na arsen a vanad žádné

riziko nepředstavuje. Povrchová voda se ukázala být téměř bez rizika vzhledem k vybraným toxickým prvkům ze ZPSU. Expoziční scénář dermální kontakt při koupání a plavání nevykazuje žádná rizika a u expozičního scénáře ingesce vody při plavání bylo riziko zjištěno pouze u arzenu při maximálních koncentracích tohoto prvku v ZPSU. Karcinogenní riziko ZPSU bylo jasně prokázáno v případě arzenu i beryllia. Nejvyšší míra zdravotního rizika byla potvrzena při expozičním scénáři ingesce vody při pití. U všech takovýchto hodnocených expozičních scénářů bylo zdravotní riziko prokázáno. Při orální či dermální expozici pitné vody s obsahem As a Be ze ZPSU bylo prokázáno riziko vždy pro oba prvky a to při průměrných i maximálních koncentracích As a Be v ZPSU. Při orální či dermální expozici povrchové vody bylo prokázáno riziko pouze při maximálních koncentracích As a Be v ZPSU.

Pravděpodobnostní hodnocení zdravotních rizik spojených se ZPSU ukázalo, že největší riziko představuje As a Be svými karcinogenními účinky a dále také 14 prvků svými toxickými účinky (včetně arzenu a beryllia). Vzhledem k pitné vodě bylo nekarcinogenní riziko zjištěno u Antimonu, Arsenu, Beryllia, Boru, Hliníku, chromu, kadmia, manganu, molybdenu, olova, rtuti, selenu, thalia a vanadu. Tyto prvky jsou toxické při orální expozici. Například při 95-ti % percentilu arsen vykazuje téměř 69 násobné a thalium 25 násobné riziko. Ostatní expozice nejsou vzhledem k toxicitě podstatné, jelikož nepřekračují limitní hodnotu pro riziko. Negativní účinky ZPSU představují též beryllium a arsen svými karcinogenními účinky. Bylo prokázáno vysoké riziko vzniku nádorových onemocnění při orální expozici dětské i dospělé populace při horním ale i středním odhadu. Karcinogenní riziko představují i ostatní expoziční cesty – dermální kontakt s podzemní vodou při koupání a sprchování (riziko pro děti i dospělé při horním i středním odhadu pro Be, riziko pro dospělé při horním odhadu pro arsen), náhodná ingesce vody při plavání (riziko pro dětskou populaci při 95-ti % percentilu – As) a dermální kontakt s vodou při koupání a sprchování (riziko pro dospělé populaci při 95-ti % i 50-ti % percentilu – Be a při horním odhadu pro děti – Be).

ZPSU představují důležitý zdroj nepřírodních surovin, které mohou, po více či méně komplikovaném procesu zpracování, vstoupit jako plnohodnotné stavební materiály na trh. Ale je pravděpodobné, že při jejich nevhodném používání mohou vznikat nové ekologické zátěže, které budou zdrojem rizika pro zdraví obyvatel

z hlediska znečištění podzemních a povrchových vod. Kontaminanty z nich mohou prostřednictvím půdy vstupovat do potravních řetězců, do ovzduší a v některých případech mohou i bránit dalšímu využití dotčených lokalit.

Potencionálně, ale i fakticky jsou ZPSU nositeli rizik, které mohou v případě nevhodného nakládání s nimi mít negativní dopad na zdraví lidí a životní prostředí. To si musí uvědomit a přijmout každý, kdo chce se ZPSU nakládat.

Vzhledem ke skutečnostem, které vyplývají z této diplomové práce, je nutné, aby se změnilo právní prostředí vztahující se k ZPSU a bylo jasně definováno, za jakých podmínek a jakým způsobem musí být nakládáno se ZPSU, aby nedocházelo k uvolňování toxických látek do prostředí a tím k poškozování životního prostředí a zdraví lidí.

9 Přehled literatury a použitých zdrojů

- Abrahams P.W., 2002: Soils: their implications to human health. *The Science of the Total Environment* 291:1-32.
- ACAA, 2009: Compilation of Regulations, Standards, Guidelines, Websites and Other References Pertinent to Coal Combustion Products.
- Adámek, J. et al., 1997: *Stavební materiály*. Brno: skripta FAST VUT v Brně, Akademické nakladatelství CERM, 205 s.
- Armstrong T.M., Hushka L.J., Tell J.G., Zaleski R.T., 2000: A Tiered Approach for Assessing Children's Exposure. *Environmental Health Perspectives* 108(6): 469-474.
- Arslan H., Baykal G., Sture S., 2009: Analysis of the influence of crushing on the behavior of granular materials under load. *Spring-Verlag*.
- ATSDR, 1992: Agency for Toxic Substances and Disease Registry): Toxicological Profile ATSDR, U.S. Public Health Service.
- ATSDR, 2003: Agency for Toxic Substances and Disease Registry: Toxicological Profile for Selenium.
Online: <http://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp.asp?id=153&tid=28>.
- Bencko, V., Cikrt M., Lener J.: 1995: *Toxické kovy v pracovním a životním prostředí člověka*. Grada, Avicenum Praha, ISBN 80-7169-150-X.
- Beneš S., Fabiánová J., 1986: *Přirozené obsahy, distribuce a klasifikace prvků v půdách*. VŠZ, Praha.
- Bibora P., 2010: Energosádrovec, anhydrit a možnosti jejich využití. *Odpadové fórum (Waste management forum)* 11/4: 27-31. ISSN 1212-7779.
- Bier V.M., 1999: Challenges to the acceptance of probabilistic risk analysis. *Risk Analysis* 19(4): 703-710.
- Bláha, K., Cikrt, M., 1996: *Základy hodnocení zdravotních rizik*. Státní zdravotní ústav Praha.
- Bonomo L., Caserini S., Pozzi C., Uguccioni D.A., 2000: Target Cleanup Levels at the Site of a Former Manufactured Gas Plant in Northern Italy: Deterministic versus Probabilistic Results. *Environmental Science and Technology* 34: 3843-3848.

- Boyd H. B., Pedersen F., Cohr K. H., Damborg A., Jakobsen B. M., Kristensen P., Samsøe-Petersen L., 1999: *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 30, 197.
- Burmaster D.E. et Von Stackelberg K., 1991: Using Monte Carlo Simulations in Public Health Risk Assessments: Estimating and Presenting Full Distributions of Risk. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 1(4): 491-512.
- Calabrese E.J. et Stanek E.J., 1994: Soil Ingestion Issues and Recommendations. *Journal of Environmental Science and Health Part A* 29(3): 517-530.
- Carson B.L., Ellis H.V.III, McCann J.L., 1987: *Toxicology and Biological Monitoring of Metals in Humans*. Lewis Publisher, Chelsea.
- Clarkson T.W., Hursh J.B., Sager P.R., Syversen T.L.M., 1988: Merkurý. In *Biological Monitoring of Toxic Metals* (T.W. Clarkson et al, eds.), pp. 199-246. Plenum Press, New York.
- Cohen M., Latta D., Coogan T., Costa M., 1990: Mechanism of metal carcinogenesis: The reactions of metals with nucleic acid. In *Biological Effect of Heavy Metals* (Foulkes E.C. ed.) Vol.2, pp. 19-75. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Čmelík R., Vaněk R., 2010: Revize a aktualizace všech technických návodů pro posuzování shody stanovených stavebních výrobků uvedených v příloze č. 2 nařízení vlády 163/2002 Sb. ve znění nařízení vlády č. 312/2005 Sb., kterým se stanoví technické požadavky na stavební výrobky, z hlediska základního požadavku č. 3 „Hygiena, ochrana zdraví a životního prostředí“, č.z.: 023000021/01, ITC Zlín.
- Dirner V., 1998: Kvalitativní rozbor problematiky ukládání odpadů do podzemních důlních děl, Montanex.
- Ellenhorn M.J. et Barceloux D.G., 1988: *Medical Toxicology*. Elsevier, New York.
- Ewers U. et Schlipkoter H.W., 1991: Lead. In *Metals and Their Compounds in the Environment* (Merian E., ed.), pp. 971-1014. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim.
- Fečko P. et al., 2003: *Popílky*. VŠB – Technická univerzita Ostrava, Ediční středisko VŠB – TU Ostrava.
- Fiala Z., Vyskočil A., Kraják V., Viau C., Ettlerová E., Bukac J., Fialová D., Emminger S., 2001: Environmental exposure of small children to polycyclic

- aromatic hydrocarbons. *International Archives of Occupational and Environmental Health* 74: 411-420.
- Finley B.L., Scott P.K., Mayhall D.A., 1994a: Development of a Standard Soil-to-Skin Adherence Probability Density Function for Use in Monte Carlo Analyses of Dermal Exposure. *Risk Analysis* 14(4):555-569.
- Finley B.L., Proctor D., Scott P., Harrington N., Paustenbach D., Price P., 1994b: Recommended Distributions for Exposure Factors Frequently Used in Health Risk Assessment. *Risk Analysis* Vol.14(4): 533-553.
- Friberg, L. et al., 1986: Cadmium. In *Handbook on the Toxicology of Metals* (Friberg L. et al. eds.), Vol. II, pp. 130-184. Elsevier/North-Holland, Biomedical Press, Amsterdam.
- Hathcock J., 1997: Vitamins and minerals: Operation and safeness. *Am J Clin Nutr.* 66:427 - 37.
- Hanusch K., Grossmann H., Herbst K.A., Rose G., Wolf H.U., 1988: Arsenic and arsenic compounds. In *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry* (Gerhartz W et al., eds.) 5th Ed., Vol. A3, pp. 113-141. Verlag Chemie, Weinheim.
- Hawley J.K., 1985: Assessment of helath from exposure to contaminated soil. *Risk Analysis* 5(4): 289-302.
- Hoffman G. May, 2000: Uses of Fly Ash from New Mexico Coals. *New Mexico Geology.* s. 25-36.
Online: <<http://geoinfo.nmt.edu/staff/hoffman/flyash.html>>.
- Holoubek I., 2004: *Chemie životního prostředí IV. Polutanty s dlouhou dobou života v prostředí. Těžké kovy (HMs) – Cd, Pb, As.* RECETOX - TOCOEN and Associates, Brno.
- Chan S., Gerson B., Subramanian S., 1998: The Role of Copper, Molybdenum, Selenium and Zinc in Nutrition and Health Toxicology, 18, 4, s.673-685.
- Chang H. L. et al., 1999: Conversion of fly ash into Mesoporous Aluminiumsilicate. *Ind. Eng. Chem. Res.* 38, 973-977.
- Institute of Medicine Groceries and counsel for sustenance, 2000: Dietary reference Intakes: Vitamine C, vitamine E, Selenium, and Carotenoids. Dietary referential receipt: Vitamine C, vitamin E, selenium, and carotenoids. National Academy Press, Washington, DC, 2000. National academy Press, Washington, DC.

- Ishinishi, N., Tsuchiya K., Vater M., Fowler B.A. 1986: Arsenic. In Handbook on the Toxicology Metals (Friberg L. et al., eds.) 2nd ed., pp. 43-83. Elsevier, New York.
- Jones, M. M., 1991: New development in therapeutic chelating agents and antidotes for metal poisoning. *Critical Rev. Toxicol.* 21, 209-233.
- Kalyoncu, R.S. [2000], Coal combustion products: U.S. Geological Survey Minerals Yearbook 1999, v. 1.
Online: <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/coal/874499.pdf>.
- Katsumata P. T., Kastenbergh W. E., 1997: *Air Waste Manage. Assoc.* 47, 881.
- Kemper, F. H. et Bertram H.P., 1991: Thallium. In *Metals and Their Compounds in the Environment* (Merian E, ed.), pp. 1101-1126. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim.
- Koller L.D. et Exon J.H., 1986: Two faces selenium - poverty of and toxicity are similar near animals and man. *Can J Vet. Res.*; 50:297 – 306 - 30.
- Krmenčík P. et Kysilka J.: *Toxikon - Anorganické jedy*, 2005.
Online: http://www.biotox.cz/toxikon/anorgan/ja_3a.php.
- Kuraš M., 2008: *Odpadové hospodářství. Vodní zdroje Ekomonitor spol. s r. o., Chrudim.* 143 s. ISBN 978-80-86832-34-0.
- Leonárd A., 1991: Arsenic. In *Metals and Their Compounds in the Environment* (Merian E., ed.), pp. 751-774. Verlag Chemie, Weinheim.
- Li L., Wang S., Zhu Z., 2006: Geopolymeric adsorbents from fly ash for dye removal from aqueous solution. *Journal of Colloid and Interface Science* (30), 52-59.
- Lidmila M., 2005: *Disertační práce, Ekologické využití vedlejších energetických produktů v konstrukci pražcového podloží, ČVUT Fakulta stavební v Praze*, s. 143.
- Maddalena R.L., McKone T.E., Hsieh D.P.H., Geng S., 2001: Influential input classification in probabilistic multimedia models. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 15: 1-17.
- Malá, J. et Maršálková E., 2009: Vliv solidifikace na vyluhovatelnost těžkých kovů z popílků a ekotoxicitu výluhů. *Chemické listy*, 2009, roč. 103, č. 7, s. 595-598. ISSN: 0009- 2770.

- Marenčík A., Zima M., 2004: Effect of increased doses of arsenic on selected physiological processes of corn (*Zea mays* L.). In: Hudák, J.: Xth Days of Plant Plant Physiology - Book of Abstracts. UK, Bratislava. s. 110.
- Marhold J., 1980: Přehled průmyslové toxikologie - Anorganické látky. Avicenum, Praha.
- Marhold J., 1986: Přehled průmyslové toxikologie. Organické látky. Svazek 1. Praha: Avicentrum.
- McKone T.E., 1994: Uncertainty and variability in human exposures to soil contaminants through homegrown food: A Monte Carlo Assessment. Risk Analysis 14(4): 449-463/136.
- Merian E., 1991: Metals and Their Compounds in the Environment. Verlag Chemie, Weinheim.
- Merrill D.E., 1997: Probabilistic Methods in Risk Assessment: An Overview. Trends in Risk & Remediation 7. Online: www.gradcorp.com/coinfo/trends2.html
- MŽP ČR, 1996: Metodický pokyn odboru pro ekologické škody – kritéria znečištění zemin a podzemní vody platný ode dne 31. 7. 1996.
- Michalíková F., Škvarla J., Zeleňák F., 2004: Možnosti využití popílku ze spalování černého uhlí. Odpady 2, s. 21., ISSN 1210-4922 MK ČR 6330.
- Michalíková F., Škvarla J., Sisol M., Krinická I., 2010a: Popoly zo spalovania uhlia v tepelných elektrárnách. Odpadové fórum (Waste management forum) 11/4: 13-14. ISSN 1212-7779.
- Michalíková F., Sisol M., 2010b: Chemické a mineralogické vlastnosti poolov zo spalovania uhlia v tepelných elektrárnách. Odpadové fórum (Waste management forum) 11/4: 15-16. ISSN 1212-7779.
- Michalíková F., Sisol M., Krinická I., Kolesárová M.: Nakládanie s popolčkami zo spalovania uhlia v tepelných elektrárnách. Odpadové fórum (Waste management forum) 11/4: 18-19. ISSN 1212-7779.
- Moreno H. et al, 2005: Physico-chemical characteristics of European pulverized coal combustion fly ashes. Fuel (84), 1351-1363.
- Mushak P. et al., 1989: Prenatal and postnatal effect of low-level lead exposure: Integrated summary of a report to U.S. Congress on childhood lead poisoning. Environ. Res. 50, 11-36.

- Mýtníková L., 2007: Hliník v potravinách – metabolismus a toxicita. Bakalářská práce, Lékařská fakulta Masarykovy univerzity v Brně.
- Narukawa T., Takatsu A., Chiba K., Riley W.K., French D.H., 2005: Investigation on chemical species of arsenic, selenium and antimony in fly ash from coal fuel thermal power stations. *J. Environ. Monit.* 7, 1342-1348.
- Nieboer E. et Nriagu J.U. (eds.), 1992 : Nickel and Human Health. John Wiley & Sons, New York.
- Norseth T., 1986: Nickel. In *Handbook on the Toxicology of Metals* (Friberg L. et al., eds.), 2nd ed., Vol. 2, pp. 462-481. Elsevier, Amsterdam.
- Öberg T. et Bergbäck B., 2005: A Review of Probabilistic Risk Assessment of Contaminated Land. *Journal of Soils and Sediments* 5(4): 213-224.
- Paustenbach D.J., Jernigan J.D., Bass R., Kalmes R., Scott P., 1992: A Proposed Approach to Regulate Contaminated Soil: Identify Safe Concentrations for Seven of the Most Frequently Encountered Exposure Scenarios. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 16: 21-56.
- Paustenbach D.J., 2000: The practice of exposure assessment: a state-of-the-art review. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B* 3: 179-291.
- Petříková V., 2000: Popílek a odpadní vody, *Odpady* 6, 23-24.
- Plaček V., 2007: Požadavky na vysokopecní a ocelářskou strusku z hlediska využití ve stavebnictví. Příloha k informacím OP ČSSI, Ostrava č. 2007/4, ISSN 1213-4112.
- Poels C.L.M. et Veerkamp W., 1992: Hazard assessment of chemical contaminants in soil. *Toxicology Letters* 64/65: 503-510.
- Provazník K., Cikrt M., Komárek L., 2000: *Manuál prevence v lékařské praxi: VIII. Základy hodnocení zdravotních rizik.* Fortuna, Praha.
- Provazník K., Komárek L. et al., 2004: *Manuál prevence v lékařské praxi. Souborné vydání. Univerzita Karlova – 3. Lékařská fakulta a Státní zdravotní ústav Praha. Vydalo nakladatelství Fortuna. ISBN 80-7168-942-4*
- Puklova V., Batariova A., Cerna M., Kotlik B., Kratzer K., Melichercik J., Ruprich J., Rehurkova I., Spevackova V., 2005: Cadmium Exposure Pathways in the Czech Urban Population. National Institute of Public Health, Prague, Czech Republic, Devoted to the 80th anniversary of the National Institute of Public Health foundation, *Cent Eur J Publ Health*, 13 (1): 11–19.

- Pytlík P., 2000: Technologie betonu. Vysoké učení technické v Brně 2. vyd. Brno: VUTIUM, 390 s.
- Rovnaníková P., Průdková Ž., 2005: Pojivé vlastnosti směsi popílku a strusky ze spalovny komunálního odpadu. Příspěvek na konferenci Construmat 2005, ISBN 80-8070-451-1, Žilinská univerzita v Žilině, Rájecké Teplice.
- Schafer S. G., Elsenhans B., Forth W., 1988: Iron and kadmium: What is known about the interaction of these metals in the organism? In Environmental Toxin, Series 2 (Stoeppler M. et Piscator M., eds.), pp. 27-31. Springer Verlag, Berlin.
- Schreier M., 2010: Přichází století velmi cenných odpadů. Odpadové fórum (Waste management forum) 11/4: 19-20. ISSN 1212-7779.
- Simon S.L., 1998: Soil Ingestion by humans: A review of history, data, and etiology with application to risk assessment of radioactively contaminated soil. Health and Physiology 74(6): 647-672.
- Simonetti N. et al., 1992: Electrochemical Ag⁺ for Preservative Use. Applied and Environmental Microbiology. American Society for Microbiology: Washington, Vol. 58, No. 12, pp 3834-3836.
- Sokolář R., 2010: Vedlejší energetické produkty ve výrobě stavební keramiky. Odpadové fórum (Waste management forum) 11/4: 19-20. ISSN 1212-7779.
- Solomons N. W., 1985: Biochemical, Metabolit and Clinical Role of Copper in Human Nutrition. J Am College of Nutrition 4, s. 83-105.
- Stanek E.J., Calabrese E.J., Zorn M., 2001: Soil ingestion distributions for monte carlo risk assessment in children. Human and Ecological Risk Assessment 7(2):357-368.
- Stenbruggen G., Holman G.G., 1998: Synthesis of zeolites from fly ash and the properties of the zeolite products, J. Geochem. Explor. 62, 305-309.
- SZÚ, 2006: Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva České republiky ve vztahu k životnímu prostředí. Souhrnná zpráva za rok 2005.
- Škvára F., 1994: Technologie anorganických pojiv I. Část 1: Hydraulické maltoviny, cementy. Praha: skripta Ústavu skla a keramiky VŠCHT, 303 s.
- Škvára F., 1995a: Technologie anorganických pojiv I. Část 2: Vzdušné maltoviny, ostatní anorganická pojiva, technologické výpočty. Praha: skripta VŠCHT Praha, 151 s.

- Škvára F., 1995b: Technologie anorganických pojiv II.: užití anorganických pojiv, beton, koroze betonu. Praha: skripta Ústavu skla a keramiky VŠCHT, 184 s.
- Šibor J., 2006: Toxicita a riziko. Pedagogická fakulta, Masarykova univerzita. Online: <http://svp.muni.cz/ukazat.php?docId=533>.
- The Annenberg Foundation, 2006: Annenberg learner: Risk, Exposure, and Health. Los Angeles, CA 90067. Online: <http://www.learner.org/courses/envsci/unit/pdfs/unit6.pdf>
- US EPA, 1990: Integrated Risk Information System (IRIS). Health Risk Assessment for Manganese. (Verification date 6/21/90). Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office, Cincinnati, OH.
- US EPA, 1991: Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume I - Human Health Evaluation Manual (Part B, Development of Risk-based Preliminary Remediation Goals). Office of Emergency and Remedial Response, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- US EPA, 1997a: Exposure Factors Handbook. Volume I - General factors. Office of Research and Development National Center for Environmental Assessment. EPA/600/P-95/002Fa.
- US EPA, 1997b: Guiding Principles for Monte Carlo Analysis. Office of Research and Development, EPA/630/R-97/001.
- US EPA, 2001a: Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume III - Part A, Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment. Office of Emergency and Remedial Response Washington. EPA/540/R-02/002.
- US EPA, 2001b: Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites. Office of Emergency and Remedial Response U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC 20460.
- US EPA, 2004: Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment). Final version. EPA/540/R/99/005.
- US EPA, 2005: Using Coal Ash in Highway Construction: A Guide to Benefits and Impacts. EPA cooperation with Department of Energy, Federal Highway Administration, The American Coal Ash Association, The Utility Solid Waste Activities Group. EPA-530-K-05-002.

- US EPA, 2007: Human and Ecological Risk Assessment of Coal Combustion Wales. Office of Solid Waste Research Triangle Park, NC 27709.
- US EPA, 2010: Regional Screening Level (RSL) Soil to Groundwater Supporting Table. November 2010.
- Veverka Z.: Bezpečnost zbytků po spalování uhlí, proč pochybuji? Odpadové fórum (Waste management forum) 11/4: 21-24. ISSN 1212-7779.
- Veverková M., Veverka Z., Zimová M., Kubal M., Beneš B., Cidlinová A., Matějů L., Melicherčík J., Seger J., Kohout P., Kuraš M. 2010b: Výzkum skutečných vlastností odpadů považovaných za vhodný zdroj nestandardních surovin (zejména vedlejších energetických produktů) ve smyslu současných právních požadavků na ochranu zdraví lidí, životní prostředí a vyhodnocení získaných informací pro stanovení bezpečných postupů a požadavků pro jejich používání, závěrečná písemná zpráva o řešení projektu, projekt MŽP č. VaV SP/2f3/118/08, Univerza-Středisko odpadů Praha, s.r.o., Praha.
- Veverková M., Veverka Z., Zimová M., 2010c: Ekologická a právní rizika v nakládání se stavebními odpady, Recykling 2010, Brno, Sborník konference str. 33-39, VUT Brno 2010, ISBN 978-80-214-4061-6.
- Veverková, M. Zimová M., Kubal M., 2009: Výzkum skutečných vlastností odpadů považovaných za vhodný zdroj nestandardních surovin (zejména vedlejších energetických produktů) ve smyslu současných právních požadavků na ochranu zdraví lidí, životní prostředí a vyhodnocení získaných informací pro stanovení bezpečných postupů a požadavků pro jejich používání, závěrečná etapová zpráva, projekt MŽP č. VaV SP/2f3/118/08, Univerza-Středisko odpadů Praha, s.r.o., Praha.
- Veverková M., Zimová M., Veverka Z., Beneš B., Kubal M., Cidlinová A., Matějů L., Melicherčík J., Seger J., Kohout P., Kuraš M., 2010a: Výzkum skutečných vlastností odpadů považovaných za vhodný zdroj nestandardních surovin (zejména vedlejších energetických produktů) ve smyslu současných právních požadavků na ochranu zdraví lidí, životní prostředí a vyhodnocení získaných informací pro stanovení bezpečných postupů a požadavků pro jejich používání, souhrnná písemná zpráva o řešení projektu, projekt MŽP č. VaV SP/2f3/118/08, Univerza-Středisko odpadů Praha, s.r.o., Praha.
- Weaver V. M., Buckley T. J., J.D. Brookman, 1998: Environm. Health Perspect. 106(3), 827.
- Yang, Kuang-čchi, Xia, Yi-Ming, 1995: Study about state human dietary requirements and Safe Range from receipt selenium in China and their using in

prevention Related enzootic illness": Biomedical engineering and environmental philosophy "Studies on Human Dietary Requirements and Safe Range of Dietary Intakes of Selenium in China and Their Application in the Prevention of Related Endemic Diseases". Biomedical and Environmental Sciences (Beijing 100050, China: Department of Trace Element Nutrition, Institute of Nutrition and Food Hygiene, Chinese Academy of Preventive Medicine) 8 (3): 187–201. PMID 8561918.

Zeulová H., Ledererová, J., Svoboda, M., 2008: Vhodnost průmyslových odpadů pro stavebnictví, Odpady, 4. ISSN 1210-4922.

Zhao Q. et Kaluarachchi J.J., 2002: Risk assessment at hazardous waste-contaminated sites with variability of population characteristics. Environment International 28: 41-53.

Zimová M. et al., 2007: Zdravotní rizika kontaminace půdy městských aglomerací. Odborná zpráva za rok 2006. Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí. SZÚ Praha.

Zimová M., Cidlinová A., Matějů L., Melicherčík J., Ježová M., Podolská Z., Štěpánková M., Garbaczewska A., Preslová J., 2010a: Výzkum skutečných vlastností odpadů považovaných za vhodný zdroj nestandardních surovin (zejména vedlejších energetických produktů) ve smyslu současných právních požadavků na ochranu zdraví lidí, životní prostředí a vyhodnocení získaných informací pro stanovení bezpečných postupů a požadavků pro jejich používání, podklady pro zprávu o řešení projektu, projekt MŽP č. VaV SP/2f3/118/08, Státní zdravotní ústav, Praha.

Zimová M., Podolská Z., Matějů L., Veverková M., Wittlingerová Z., Ševčíková P., 2010d: Existing approaches to minimize health and environmental risks in the use of energy by-products in the Czech Republic. Crete 2010 Proceedings of the 2nd International Conference on Hazardous and Industrial Waste Management.

Zimová M., Podolská Z., Preslová J., Melicherčík J., Veverková M., Veverka Z., Wittlingerová Z., Šotek M., 2010: Aspekty využívání odpadů v oblasti stavebních materiálů z pohledu zákona o ekologické újmě. Recycling 2010, Brno, Sborník konference str. 45-49 VUT Brno. ISBN 978-80-214-4061-6.

Zimová M., Wittlingerová Z., Cidlinová A., Melicherčík J., 2010b: Stávající přístupy k minimalizaci zdravotních a ekologických rizik při využívání vedlejších energetických produktů v ČR. Integrovaná bezpečnost, Zborník z medzinárodnej vedeckej konferencie, Kočovce, Slovakia, str. 161-169. ISBN 978-80-8096-133-6.

Legislativní předpisy

ČSN 07 7001 Popelové hospodářství

ČSN 72 2072 Popílek pro stavební účely

ČSN 72 2072-11 Popílek pro stavební účely - Část 11: Popílek pro ostatní využití

ČSN 73 6133 Návrh a provádění zemního tělesa pozemních komunikací

MŽP ČR, 2005: Metodické pokyny MŽP pro analýzu rizik kontaminovaného území, Věstník MŽP ročník XV. částka 9.

Nařízení vlády č. 163/2002 Sb., ze dne 6. března 2002 kterým se stanoví technické požadavky na vybrané stavební výrobky, v platném znění

Nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 1907/2006 ze dne 18. prosince 2006 o registraci, hodnocení, povolování a omezování chemických látek, o zřízení Evropské agentury pro chemické látky, v platném znění

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2004/35/ES ze dne 21. dubna 2004 o odpovědnosti za životní prostředí v souvislosti s prevencí a nápravou škod na životním prostředí, v platném znění

Technická podmínka Ministerstva dopravy TP 116 – Použití ovoce, trávy a zeminy ze silničních pozemků, Příloha č. 2 - Standard pro zdršňující posypové materiály, MDS ČR, Odbor pozemních komunikací, Praha 2002

Vyhláška č. 252/2004 Sb., ze dne 22. dubna 2004, kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, v platném znění

Vyhláška č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu, v platném znění

Zákon č.167/2008 Sb., ze dne 22. dubna 2008 o předcházení ekologické újmě a o její nápravě, v platném znění

10 Seznam obrázků, tabulek a příloh

Seznam obrázků

OBRÁZEK Č. 1 MIKROFOTOGRAFIE POŘÍZENÁ Z RASTROVACÍHO ELEKTRONOVÉHO MIKROSKOPU (SEM): ČÁSTICE POPÍLKU NA 2.000X ZVĚTŠENÍ (HOFFMAN 2000).....	15
OBRÁZEK Č. 2 HODNOCENÍ A ŘÍZENÍ RIZIKA (PROVAZNÍK ET AL. 2000).....	32
OBRÁZEK Č. 3 MOŽNÉ EXPOZIČNÍ CESTY CHEMICKÉ LÁTKY, KTERÁ MÁ NEGATIVNÍ VLIV NA LIDSKÉ ZDRAVÍ (THE ANNENBERG FOUNDATION 2006).....	38
OBRÁZEK Č. 4 STRUKTURA ANALÝZY RIZIKA S VYZNAČENÍM VZÁJEMNÝCH VZTAHŮ MEZI HODNOCENÍM RIZIKA, ŘÍZENÍM RIZIKA A KOMUNIKACÍ O RIZIKU (PROVAZNÍK ET AL. 2000).....	41
OBRÁZEK Č. 5 SCHÉMA PRINCIPU DETERMINISTICKÉHO A PRAVDĚPODOBNOSTNÍHO HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK (MERILL 1997)	45
OBRÁZEK Č. 6 VÝPOČET CDI PRO ORÁLNÍ EXPOZICI PITNOU VODOU – OBYVATELÉ (DĚTI A DOSPĚLÍ) ..	54
OBRÁZEK Č. 7 PŘEHLED HODNOT CDI JEDNOTLIVÝCH EXPOZIČNÍCH SCÉNÁŘŮ SEŘAZENÝCH VZESTUPNĚ DLE DŮLEŽITOSTI (VYPOČTENO PRO AS).....	55
OBRÁZEK Č. 8 VÝPOČET HI PRO ORÁLNÍ EXPOZICI PITNOU VODOU – OBYVATELÉ (DĚTI I DOSPĚLÍ).....	58
OBRÁZEK Č. 9 VÝPOČET HI PRO ORÁLNÍ EXPOZICI PITNOU VODOU – OBYVATELÉ (DĚTI).....	59
OBRÁZEK Č. 10 VÝPOČET HI PRO DERMÁLNÍ EXPOZICI POVRCHOVOU VODOU – OBYVATELÉ (DĚTI)	60
OBRÁZEK Č. 11 VÝPOČET HI PRO ORÁLNÍ A DERMÁLNÍ EXPOZICI PITNOU VODOU KONTAMINOVANOU AS – OBYVATELÉ (DĚTI A DOSPĚLÍ).....	61
OBRÁZEK Č. 12 VÝPOČET ILCR PRO ORÁLNÍ A DERMÁLNÍ EXPOZICI PITNOU VODOU KONTAMINOVANOU AS – OBYVATELÉ (DĚTI A DOSPĚLÍ)	63
OBRÁZEK Č. 13 VÝPOČET ILCR PRO ORÁLNÍ A DERMÁLNÍ EXPOZICI PITNOU VODOU KONTAMINOVANOU BE – OBYVATELÉ (DĚTI A DOSPĚLÍ)	65
OBRÁZEK Č. 14 VÝPOČET ILCR PRO ORÁLNÍ A DERMÁLNÍ EXPOZICI PITNOU VODOU KONTAMINOVANOU AS A BE – OBYVATELÉ (DĚTI A DOSPĚLÍ)	66
OBRÁZEK Č. 15 VÝPOČET CDI _{IN} PRO ORÁLNÍ EXPOZICI PITNOU VODOU KONTAMINOVANOU AS (VÝSTUP Z PROGRAMU CRYSTAL BALL).....	67
OBRÁZEK Č. 16 VÝPOČET CDI PRO ORÁLNÍ A DERMÁLNÍ A CELKOVÉ EXPOZICE PITNOU VODOU – OBYVATELÉ (DĚTI)	68
OBRÁZEK Č. 17 VÝPOČET CDI _C PRO ORÁLNÍ EXPOZICI PITNOU VODOU KONTAMINOVANOU AS (VÝSTUP Z PROGRAMU CRYSTAL BALL)	69
OBRÁZEK Č. 18 VÝPOČET HI PRO ORÁLNÍ EXPOZICI PITNOU VODOU – OBYVATELÉ (DĚTI).....	70
OBRÁZEK Č. 19 VÝPOČET ILCR PRO ORÁLNÍ EXPOZICI PITNOU VODOU KONTAMINOVANOU AS (VÝSTUP Z PROGRAMU CRYSTAL BALL) - OBYVATELÉ (DĚTI)	72
OBRÁZEK Č. 20 VÝPOČET ILCR PRO ORÁLNÍ EXPOZICI PITNOU VODOU KONTAMINOVANOU BE (VÝSTUP Z PROGRAMU CRYSTAL BALL) – OBYVATELÉ (DĚTI)	72
OBRÁZEK Č. 21 VÝPOČET STŘEDNÍHO A HORNÍHO ODHADU ILCR PRO ORÁLNÍ EXPOZICI PITNOU VODOU KONTAMINOVANOU AS A BE – OBYVATELÉ (DĚTI A DOSPĚLÍ).....	73
OBRÁZEK Č. 22 VÝPOČET STŘEDNÍHO A HORNÍHO ODHADU ILCR PRO DERMÁLNÍ EXPOZICI PITNOU VODOU KONTAMINOVANOU AS A BE – OBYVATELÉ (DĚTI A DOSPĚLÍ)	73
OBRÁZEK Č. 23 KOMPARACE VÝPOČTŮ CDI DETERMINISTICKÝM A STATISTICKÝM ZPŮSOBEM PRO ORÁLNÍ EXPOZICI PITNOU VODOU – OBYVATELÉ (DĚTI)	75
OBRÁZEK Č. 24 KOMPARACE VÝPOČTŮ HI DETERMINISTICKÝM A STATISTICKÝM ZPŮSOBEM PRO ORÁLNÍ EXPOZICI PITNOU VODOU – OBYVATELÉ (DĚTI)	77
OBRÁZEK Č. 25 KOMPARACE VÝPOČTŮ CDI DETERMINISTICKÝM A STATISTICKÝM ZPŮSOBEM PRO DERMÁLNÍ EXPOZICI PITNOU VODOU – OBYVATELÉ (DĚTI).....	78
OBRÁZEK Č. 26 KOMPARACE VÝPOČTŮ ILCR DETERMINISTICKÝM A STATISTICKÝM ZPŮSOBEM PRO ORÁLNÍ EXPOZICI PITNOU VODOU – OBYVATELÉ (DĚTI)	79
OBRÁZEK Č. 27 ZPŮSOBY VYUŽITÍ ZPSU (POPÍLKU)	105
OBRÁZEK Č. 28 ILCR PRO ORÁLNÍ A DERMÁLNÍ EXPOZICI PITNOU I POVRCHOVOU VODOU KONTAMINOVANÉ BE A AS – OBYVATELÉ (DĚTI A DOSPĚLÍ)	122
OBRÁZEK Č. 29 ANALÝZA SENZITIVITY PRO EXPOZIČNÍ SCÉNÁŘ: INGESCE VODY PŘI PITÍ NEKARCINOGENNÍ RIZIKO - OBYVATELÉ (DĚTI)	123
OBRÁZEK Č. 30 ANALÝZA SENZITIVITY PRO EXPOZIČNÍ SCÉNÁŘ: DERMÁLNÍ KONTAKT S VODOU PŘI KOUPÁNÍ A SPRCHOVÁNÍ NEKARCINOGENNÍ RIZIKO – OBYVATELÉ	123

OBRÁZEK Č. 31 ANALÝZA SENZITIVITY PRO EXPOZIČNÍ SCÉNÁŘ: NÁHODNÁ INGESCE VODY PŘI PLAVÁNÍ - OBYVATELÉ (DĚTI).....	124
OBRÁZEK Č. 32 ANALÝZA SENZITIVITY PRO EXPOZIČNÍ SCÉNÁŘ: DERMÁLNÍ KONTAKT S VODOU PŘI PLAVÁNÍ NEKARCINOGENNÍ RIZIKO – OBYVATELÉ.....	124
OBRÁZEK Č. 33 ANALÝZA SENZITIVITY PRO EXPOZIČNÍ SCÉNÁŘ: INGESCE VODY PŘI PITÍ KARCINOGENNÍ RIZIKO - OBYVATELÉ (DOSPĚLÍ).....	125
OBRÁZEK Č. 34 ANALÝZA SENZITIVITY PRO EXPOZIČNÍ SCÉNÁŘ: DERMÁLNÍ KONTAKT S VODOU PŘI KOUPÁNÍ A SPRCHVÁNÍ KARCINOGENNÍ RIZIKO - OBYVATELÉ (DĚTI).....	125

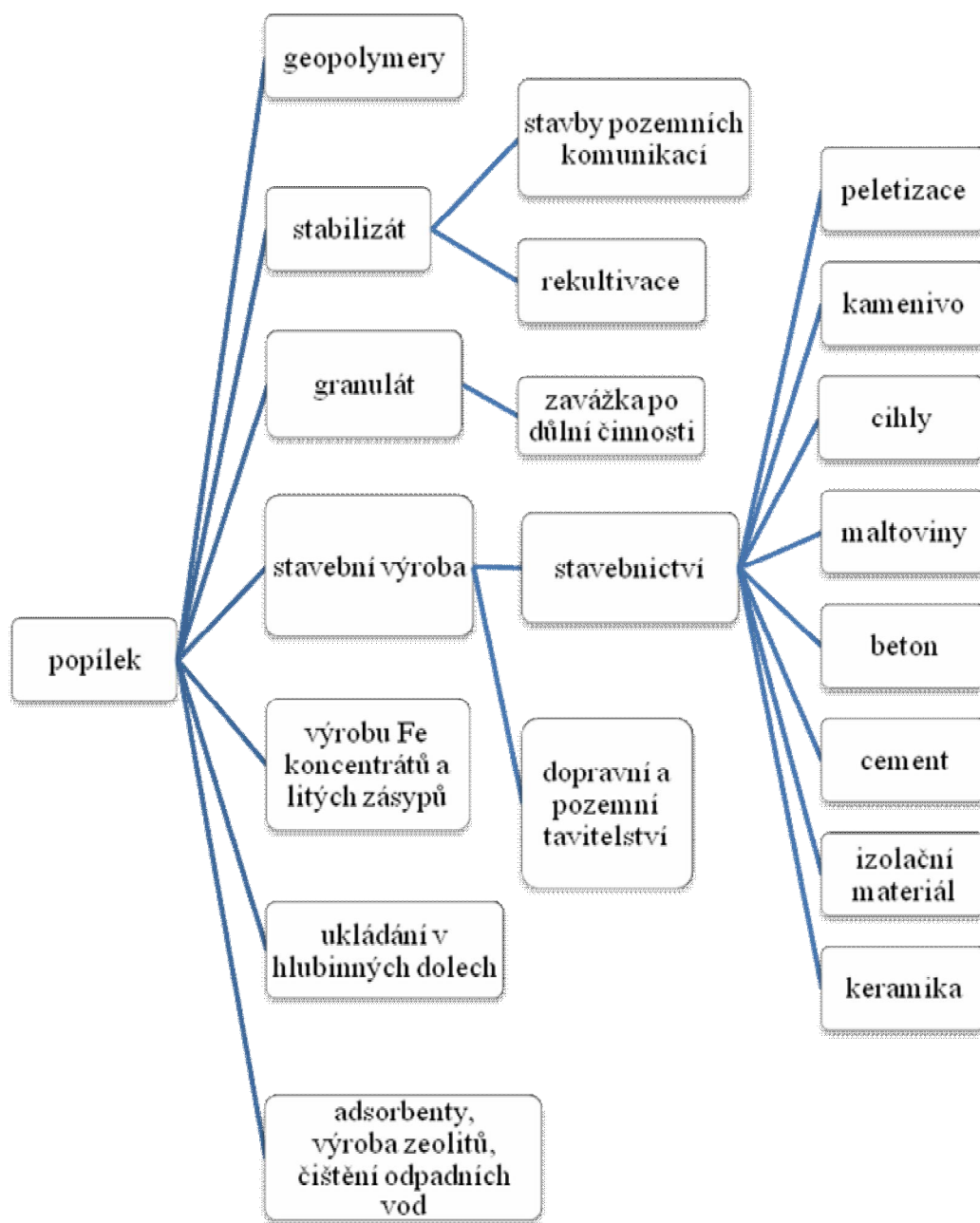
Seznam tabulek

TABULKA Č. 1 ZÁKLADNÍ TOXIKOLOGICKÁ CHARAKTERISTIKA CHEMICKÝCH PRVKŮ ZE ZPSU (EPA 2007).....	23
TABULKA Č. 2 POROVNÁNÍ KONCENTRACÍ JEDNOTLIVÝCH PRVKŮ DLE VYBRANÝCH VYHLÁŠEK A METODICKÉHO POKYNU MŽP.....	51
TABULKA Č. 3 ZDROJ ZNEČIŠTĚNÍ, EXPOZIČNÍ CESTA, PŘÍJEM RIZIKA A EXPOZIČNÍ SCÉNÁŘ.....	52
TABULKA Č. 4 VÝPOČET CDI A LADD PRO ORÁLNÍ, DERMÁLNÍ A CELKOVOU EXPOZICI PITNOU VODOU KONTAMINOVANOU AS – OBYVATELÉ (DĚTI A DOSPĚLÍ).....	56
TABULKA Č. 5 VÝPOČET CDI A LADD PRO ORÁLNÍ, DERMÁLNÍ A CELKOVOU EXPOZICI POVRCHOVOU VODOU KONTAMINOVANOU AS – OBYVATELÉ (DĚTI A DOSPĚLÍ).....	56
TABULKA Č. 6 VÝPOČET HI PRO ORÁLNÍ EXPOZICI PITNOU VODOU – OBYVATELÉ (DĚTI A DOSPĚLÍ).....	57
TABULKA Č. 7 VÝPOČET HI PRO DERMÁLNÍ EXPOZICI PITNOU VODOU – OBYVATELÉ (DĚTI A DOSPĚLÍ).....	59
TABULKA Č. 8 VÝPOČET ILCR PRO ORÁLNÍ, DERMÁLNÍ A CELKOVOU EXPOZICI PITNOU VODOU KONTAMINOVANOU AS – OBYVATELÉ (DĚTI A DOSPĚLÍ).....	62
TABULKA Č. 9 VÝPOČET ILCR PRO ORÁLNÍ, DERMÁLNÍ A CELKOVOU EXPOZICI POVRCHOVOU VODOU KONTAMINOVANOU AS – OBYVATELÉ (DĚTI A DOSPĚLÍ).....	62
TABULKA Č. 10 VÝPOČET ILCR PRO ORÁLNÍ, DERMÁLNÍ A CELKOVOU EXPOZICI PITNOU VODOU KONTAMINOVANOU BE – OBYVATELÉ (DĚTI A DOSPĚLÍ).....	64
TABULKA Č. 11 VÝPOČET ILCR PRO ORÁLNÍ, DERMÁLNÍ A CELKOVOU EXPOZICI POVRCHOVOU VODOU KONTAMINOVANOU BE – OBYVATELÉ (DĚTI A DOSPĚLÍ).....	64
TABULKA Č. 12 VÝPOČET CDIN PRO ORÁLNÍ EXPOZICI PITNOU VODOU – OBYVATELÉ (DĚTI A DOSPĚLÍ).....	67
TABULKA Č. 13 VÝPOČET CDIC A LADD PRO ORÁLNÍ, DERMÁLNÍ A CELKOVOU EXPOZICI PITNOU VODOU – OBYVATELÉ (DĚTI A DOSPĚLÍ).....	69
TABULKA Č. 14 VÝPOČET HI PRO ORÁLNÍ EXPOZICI PITNOU VODOU – OBYVATELÉ (DĚTI).....	70
TABULKA Č. 15 VÝPOČET HI PRO DERMÁLNÍ EXPOZICI PITNOU VODOU – OBYVATELÉ (DĚTI).....	71
TABULKA Č. 16 VÝPOČET HI PRO ORÁLNÍ, DERMÁLNÍ A CELKOVOU EXPOZICI PITNOU VODOU – OBYVATELÉ.....	71
TABULKA Č. 17 VÝPOČET ILCR PRO ORÁLNÍ EXPOZICI POVRCHOVOU VODOU KONTAMINOVANOU AS A BE – OBYVATELÉ (DĚTI A DOSPĚLÍ).....	74
TABULKA Č. 18 VÝPOČET ILCR PRO ORÁLNÍ EXPOZICI POVRCHOVOU VODOU KONTAMINOVANOU AS A BE – OBYVATELÉ (DĚTI A DOSPĚLÍ).....	74
TABULKA Č. 19 KOMPARACE VÝPOČTŮ HI DETERMINISTICKÝM A STATISTICKÝM ZPŮSOBEM PRO ORÁLNÍ EXPOZICI PITNOU VODOU – OBYVATELÉ (DĚTI).....	76
TABULKA Č. 20 KOMPARACE VÝPOČTŮ ILCR DETERMINISTICKÝM A STATISTICKÝM ZPŮSOBEM PRO ORÁLNÍ EXPOZICI PITNOU VODOU – OBYVATELÉ (DOSPĚLÍ).....	80
TABULKA Č. 21 KOMPARACE VÝPOČTŮ ILCR DETERMINISTICKÝM A STATISTICKÝM ZPŮSOBEM PRO DERMÁLNÍ EXPOZICI PITNOU VODOU – OBYVATELÉ (DOSPĚLÍ).....	80
TABULKA Č. 22 OBEČNÉ EXPOZIČNÍ SCÉNÁŘE (PROVAZNIK ET AL. 2004).....	112
TABULKA Č. 23 PARAMETRY PRO EXPOZIČNÍ SCÉNÁŘ INGESCE VODY PŘI PITÍ.....	114
TABULKA Č. 24 PARAMETRY PRO EXPOZIČNÍ SCÉNÁŘ DERMÁLNÍ KONTAKT S VODOU PŘI KOUPÁNÍ A SPRCHOVÁNÍ.....	114
TABULKA Č. 25 PARAMETRY PRO EXPOZIČNÍ SCÉNÁŘ NÁHODNÁ INGESCE VODY PŘI PLAVÁNÍ.....	115
TABULKA Č. 26 PARAMETRY PRO EXPOZIČNÍ SCÉNÁŘ DERMÁLNÍ KONTAKT S VODOU PŘI PLAVÁNÍ.....	116
TABULKA Č. 27 PŘEHLED PRAVDĚPODOBNOSTNÍCH FUNKCÍ POUŽITÝCH PRO CHARAKTERIZACI KLÍČOVÝCH PARAMETRŮ PRO EXPOZIČNÍ SCÉNÁŘ INGESCE PITNÉ VODY.....	116
TABULKA Č. 28 PŘEHLED PRAVDĚPODOBNOSTNÍCH FUNKCÍ POUŽITÝCH PRO CHARAKTERIZACI KLÍČOVÝCH PARAMETRŮ PRO EXPOZIČNÍ SCÉNÁŘ DERMÁLNÍ KONTAKT S VODOU PŘI KOUPÁNÍ A SPRCHOVÁNÍ.....	117
TABULKA Č. 29 PŘEHLED PRAVDĚPODOBNOSTNÍCH FUNKCÍ POUŽITÝCH PRO CHARAKTERIZACI KLÍČOVÝCH PARAMETRŮ PRO EXPOZIČNÍ SCÉNÁŘ NÁHODNÁ INGESCE VODY PŘI PLAVÁNÍ.....	118
TABULKA Č. 30 PŘEHLED PRAVDĚPODOBNOSTNÍCH FUNKCÍ POUŽITÝCH PRO CHARAKTERIZACI KLÍČOVÝCH PARAMETRŮ PRO EXPOZIČNÍ SCÉNÁŘ DERMÁLNÍ KONTAKT S VODOU PŘI PLAVÁNÍ.....	119
TABULKA Č. 31 POUŽITÉ HODNOTY RfD A CSF (EPA 1990, EPA 1991, ATSD 1992, MŽP 2005, EPA 2007, EPA 2010).....	120
TABULKA Č. 32 - CHRONICKÝ DENNÍ PŘÍJEM CDI Z PITNÉ VODY U ORÁLNÍ A DERMÁLNÍ EXPOZIČNÍ CESTY A CELKOVÁ EXPOZICE Z PITNÉ VODY V RÁMCI ČR.....	121

11 Přílohy

PŘÍLOHA Č. 1 MOŽNOSTI VYUŽITÍ POPÍLKŮ	105
PŘÍLOHA Č. 2 TOXIKOLOGICKÁ CHARAKTERISTIKA VYBRANÝCH RIZIKOVÝCH PRVKŮ	106
PŘÍLOHA Č. 3 PŘEHLED OBECNÝCH EXPOZIČNÍCH SCÉNÁŘŮ	112
PŘÍLOHA Č. 4 PARAMETRY PRO VYBRANÉ EXPOZIČNÍ SCÉNÁŘE.....	114
PŘÍLOHA Č. 5 REFERENČNÍ DÁVKY A SMĚRNICE RAKOVINOVÉHO RIZIKA.....	120
PŘÍLOHA Č. 6 CHRONICKÝ DENNÍ PŘÍJEM Z PITNÉ VODY	121
PŘÍLOHA Č. 7 ILCR PRO ORÁLNÍ A DERMÁLNÍ EXPOZICI PITNOU I POVRCHOVOU VODOU KONTAMINOVANÉ Be A As – OBYVATELÉ (DĚTI A DOSPĚLÍ).....	122
PŘÍLOHA Č. 8 ANALÝZA SENSITIVITY	123

Příloha č. 1 Možnosti využití popílků



Obrázek č. 27 Způsoby využití ZPSU (popílků)

Příloha č. 2 Toxikologická charakteristika vybraných rizikových prvků

Antimon (Sb)

Antimon je v zemské kůře poměrně vzácným prvkem. Antimon se v přírodě vyskytuje především ve formě sulfidů, případně oxidů ve formách trojmocného a pětímocného antimonu (Bencko et al. 1995). Nejvýznamnější cestou přívodu antimonu u člověka je za normálních podmínek potravní řetězec (Beneš et Fabiánová 1986). Příznaky akutní i chronické otravy antimonem se podobají symptomatologii otravy arzenem. Akutní intoxikace je charakterizována bolestmi v břiše, zvracením, průjmem, dehydratací a bolestmi ve svalech. Sb působí i na cévní aparát. Může se také vyskytnout i předčasná ztráta chrupu, častější menstruační poruchy a u dětí patrná retardace růstu (Bencko et al. 1995). Trojmocný antimon se kumuluje v játrech a kostech. Když je antimon resorbován plicemi, hromadí se především v erythrocytech a zároveň je dlouhodobě vylučován ledvinami. Pětímocné sloučeniny se naopak rychleji vylučují močí, přičemž malé množství je vylučováno také trávicím ústrojím (Marhold 1980, Merian 1991).

Baryum (Ba)

Baryum je z toxikologického hlediska významným prvkem. Toxicita barnatých solí závisí na jejich rozpustnosti. Chlorid, dusičnan, chlornan, octan a uhličitán barnatý jsou velice jedovaté, naopak síran barnatý je pro svou prakticky nulovou rozpustnost nejedovatý. Při vdechování jeho prachových částic však může docházet ke vzniku barytosy, která se projevuje zánětem průdušek a plic. K účinkům barya patří dráždění trávicího ústrojí, které se projevuje sliněním, zvracením, střevními kolikami a krvácením do trávicího ústrojí. Dále působí baryum na nervový systém a na buňky kosterního a srdečního svalstva. Objevuje se třes, dýchací potíže, bolesti v celém těle. Smrt nastává za plného vědomí zástavou srdce při paralýze končetinových svalů. Chronický příjem barya způsobuje zánětlivá onemocnění mozku, degenerativní změny jater a sleziny, ovlivňuje také hladké a srdeční svalstvo. Negativně působí na rozmnožovací soustavu (Clarkson et al. 1988, Šibor 2006).

Bór (B)

Ze sloučenin bóru jsou toxikologicky významné borany, kyselina boritá a boritany. Kyselina boritá a její soli (boritany) bývají považovány za poměrně

bezpečné látky. Jejich jedovatost je ale dost podceňována a může tak dojít k akutním i chronickým otravám. Smrtelná dávka kyseliny borité je pro dospělé asi 15g, pro děti jen pouhé 2g. V případě kyseliny borité bylo navíc prokázáno, že je velice účinným teratogenem, tedy že může způsobovat poškození plodu. Z hlediska biogenity je B důležitým stopovým prvkem pro energetický metabolismus, pro syntézu steroidních hormonů, homeostázu kalcia a stimulaci růstu (Carson et al. 1987, Krmenčík et Kysilka 2005).

Hliník (Al)

Hliník se vyskytuje hlavně v podobě podvojných hlinítkřemičitanů a v bauxitu. Hlinité sloučeniny se špatně rozpouštějí a nejsou tedy ani příliš toxické (Bencko et al. 1995). V poslední době se koncentrace pro organismy dostupného hliníku v životním prostředí začala zvyšovat, což je zapříčiněno zejména snížením pH v důsledku kyselých dešťů. Al vykazuje dosti silné toxické účinky na ryby a rostliny, na člověka tak silně neúčinkuje. Nebyl prokázán ani toxický vliv používání hliníkového nádobí (Mýtníková 2007). Člověk za den přijme průměrně 10 mg hliníku. Organismus vstřebá však pouze asi 0,1% z této dávky. Děti hliník vstřebávají lépe. Hlinité ionty jsou vylučovány zejména močí, při selhání vylučovacího systému tak může hladina hliníku enormně vzrůst. Hliník se pak může hromadit, a to zejména v kostech a v plicích (Bencko et al. 1995). U člověka se zdravými ledvinami k otravě hliníkem většinou nedochází. Pokud však hlinité ionty dlouhodobě přijímají lidé s poškozenými ledvinami, může dojít k projevům otravy. K základním projevům patří demence a křeče. Zvýšená hladina hliníku v lidském mozku bývá spojována s některými syndromy demence (Chadwick et Whelan 1992).

Kobalt (Co)

Kobalt je biogenním prvkem, který je součástí mnoha enzymů, je obsažen i ve vitaminu B12. Ve značném množství je zastoupen v játrech, plicích a ve slezině. Při otravě se kobalt ukládá v kostech, játrech, slezině a ve slinivce břišní. Po vnitřním požití se Co vylučuje stolicí a močí. Při vpravení pod kůži se zjišťuje nejvíce v moči a částečně ve žluči. Při podávání rozpustných solí Co (CoCl_2) stoupá množství erytrocytů a hemoglobinu. Později vzniká nechutenství, zvracení, průjem, zčervenání obličeje a končetin (Marhold 1980). Intravenózní podání solí Co se snáší hůře, objeví se navíc pokles krevního tlaku a rozšíření cév hlavně v obličeji. Při inhalaci prachu

vzniká podráždění sliznice hrtanu, zvracení krve, bolestivost břicha, střevní koliky a slabost v nohou a zvýšené teploty. Vyskytuje se i astma bronchiale. Jsou popisovány i kožní poruchy. Nejčastěji se jedná o akutní záněty kůže s červenými papulami na odkrytých částech těla. Kobalt má také možné karcinogenní vlastnosti (Bencko et al. 1995).

Mangan (Mn)

Hlavními cestami vstupu Mn do organismu jsou plíce a trávicí ústrojí. Poškozeny bývají cílové orgány, kde se Mn kumuluje. Jde o vliv na centrální nervový systém (dále jen CNS), dýchací ústrojí, játra, oběhový systém a krev. Mohou být oslabovány i další orgány: snížení aktivity štítné žlázy, poruchy spermatogeneze a embryogeneze. Mn může zastoupit hořčík ve vazbě na ribozomální jednotky nebo na m-RNA, nebo zasáhne do enzymatické kontroly struktury a metabolismu DNA. Mn může mít tedy i mutagenní účinek. U člověka způsobuje Mn spíše chronické otravy. V pracovním procesu se může často otrava objevovat po expozici trvající pouze několik měsíců, ale obvykle k ní nedochází dříve než po 2 letech (Marhold 1980, Merian 1991).

Měď (Cu)

Ryzí měď je poměrně vzácná, proto se s mědí setkáváme zejména ve sloučeninách, přičemž nejčastější jsou sulfidy (Marhold 1980). Měď je třetím nejhojněji zastoupeným esenciálním stopovým prvkem v lidském těle. Měď ale může být také relativně toxický prvek (Chan et al. 1998). Zvýšené koncentrace mědi například v kontaminované vodě mohou vést k vyvolání zvracení, průjmů, žaludečních křečí nebo závratí. Většina mědi, která je emitována do ovzduší, vody, sedimentů a půdy se zpravidla velmi dobře váže na tuhé částice, které jsou přítomny v prostředí, čímž značně snižuje svoji toxicitu. Nepřiměřeně vysoký příjem mědi může vést ke vzniku závažných zdravotních problémů, jako je poškození jater a ledvin, nebo vznik anemie. Extrémně vysoké dávky mědi mohou způsobit i smrt. Z hlediska negativních účinků mědi jsou malé děti podstatně citlivější než dospělí, přičemž dlouhodobý přísun vysokých dávek mědi v jídle nebo ve vodě může vést k závažnému poškození jater a v extrémních případech také ke smrti. Expozice vůči měděnému prachu ve vzduchu může způsobovat podráždění nosu a očí, případně může docházet ke vzniku obtíží typu bolestí hlavy, otupělosti a průjmů. Vdechování

prachu způsobuje také onemocnění podobné chřipce, jehož symptomy jsou kovová pachut' v ústech, horečka, která se může střídát se zimnicí, svírání na prsou a kašel (Solomons et al. 1985, Merian 1991).

Molybden (Mo)

Na molybden je nutno pohlížet jako na jeden z důležitých biologicky aktivních a esenciálních kovů. Tento prvek je součástí některých enzymů. Intoxikace Molybdenem byly u člověka pozorovány jen zřídka. U obyvatel s vysokou koncentrací Mo byl zaznamenán vyšší výskyt deformit kostí a osteoporóza. K expozici vysokým dávkám Mo dochází především v těžkém průmyslu. U dlouhodobě exponovaných osob prachu kovového Mo a jeho oxidům byla popsána pneumokonióza, suchý kašel a dýchací bolesti. Mohou být přidruženy i nespecifické příznaky, jako je tělesná slabost, únavnost, anorexie, bolesti hlavy, kloubů a svalů a tremor rukou. Může být poškozen i CNS. (Bencko et al. 1995).

Selen (Se)

Z hlediska jeho esenciálních vlastností jsou nízké dávky Se potřebné pro ochranu buněčných membrán před účinky volných radikálů, pro prevenci nádorových onemocnění, správný metabolismus hormonů štítné žlázy a stimulaci tvorby protilátek (ATSDR 2003). Se ale může mít i negativní účinky. Elementární selen a většina kovových selenidů mají poměrně nízkou toxicitu vzhledem k jejich nízké biologické dostupnosti. Oproti tomu seleničnany jsou vysoce toxické a mají antioxidační účinky podobné oxidu arsenitému. Denní dávka Se v hodnotě 5 mg může být pro většinu lidí smrtelná (Yang et al. 1995). V krvi naměřená hladina Se v hodnotě 100 µg/dl indikuje selenou (Koller 1986). K příznakům intoxikace selenou (selenou) patří česnekový zápach z dechu, gastrointestinální poruchy, vypadávání vlasů, opadávání nehtů, únava, podrážděnost a neurologické poškození. Extrémní případy selenou mohou vyústit v cirhozu jater, plicní edém a smrt. Chronická toxická dávka selenou pro člověka je nebezpečná zhruba v od 2400 do 3000 mikrogramů selenou denně. Intoxikace selenem je však vzácná. V USA bylo popsáno několik případů v souvislosti s průmyslovými haváriemi a výrobními chybami, které vedly k nepřiměřeně vysokým dávkám selenou (Hathcock 1997, Institute of Medicine 2000).

Stříbro (Ag)

Jako každý těžký kov i stříbro se může chovat v těle toxicky, ale je také výživný stopový minerál. Rozdíl spočívá ve velikosti částic. Čím menší částice, tím menší je i pravděpodobnost, že se v těle bude chovat jako jed. Nejhorší toxická reakce na kovové stříbro, je stav nazvaný argyrie (vleklá otrava stříbrem). Argyrie je spíše kosmetický stav charakterizovaný trvalým namodralým zbarvením pleti. Soli stříbra jsou uvedeny jako toxiny, ale zároveň jediným důsledkem vysoké expozice je právě argyrie. Stříbro se umí chovat jako jemné dráždidlo a umí se ukládat v tkáních, např. se kumuluje v srdci (Simonetti et al.1992).

Vanad (V)

V přírodě je známo více než 60 minerálů obsahujících vanad. Nejvíce se v organismu vstřebává při inhalaci (25%), v trávicím traktu pouze 0,1 -2 % (Beneš et Fabiánová 1986). Vzhledem k rychlému vylučování vanadu močí a relativně nízké retenci v organismu je tento kov za normálních podmínek pro člověka málo toxický (Bencko et al. 1995). Při expozici inhalační cestou prašnými částicemi při koncentraci 1 mg/m³ po dobu 8 hod. se za 12 hod. po expozici projevilo podráždění dýchacího ústrojí, charakterizované dráždivým kašlem. Expozice sloučeninám vanadu v ovzduší vyvolala vedle konjunktivitidy i poškození dýchacího ústrojí, projevující se kýcháním, rýmou, suchým nepřetržitým kašlem a bolestmi na prsou. Pro intoxikaci vanadem je charakteristická 1-6 denní latence. V těžších případech byly pozorovány bronchospasmy, bronchitida a dyspnoe. Při vysoké expozici vzniká bronchopneumonie. Může docházet i k senzibilizaci a vzniku rozsáhlých ekzémů. Vanad pravděpodobně inhibuje metabolické děje, jichž se účastní cystin, například syntézu koenzymu A (Bencko et al. 1995, Merian 1991).

Zinek (Zn)

Ve stopových koncentracích je Zn nezbytný pro funkci různých enzym, k hojení ran, růstu, funkci pohlavních žláz, pro mentální funkce, k podpoře buněčné imunity. Zn je také ochranným prvkem, protože je kompetitivním inhibitorem pro Cd, Pb a Hg, které vytěsňuje z jejich chemické vazby v enzymatické struktuře. Zinek však může mít při vysokých dávkách i negativní účinky. Do lidského organismu se Zn dostává převážně perorální a inhalační cestou. Výraznější klinický obraz akutní intoxikace Zn bývá zřetelný převážně u pracovníků v zinkových hutích. Při inhalaci

par nebo velmi jemného prachu kovového zinku a oxidu zinečnatého dochází k horečce slévačů (horečka z kovů), která se projevuje pocity malátnosti, bolestmi hlavy, pocity sucha v ústech s pocitem kovové chuti. Také se objevuje škrábání v krku, bolesti na prsou a dráždivý kašel. Později se může objevit zimnice s tělesnou teplotou až 39° C, která trvá několik dní. Dalším klinickým projevem může být přidružení astmoidního nálezu s glykosurií, albuminurií i leukocytózou. Při expozici ZnCl₂ může dojít až k těžkému postižení dýchacího ústrojí, k pneumonii, k plicnímu edému i fibróze. Po perorálním příjmu není toxický účinek zinku popisován často. Ale vysoké dávky Zn vyvolávají zvracení, požití většího množství kovového Zn poškozují pankreas (se zvýšenými amylázami v krevním séru). Chronická otrava zinkem nebyla u člověka popsána, protože Zn nemá výraznou tendenci ke kumulaci. V organismu se sice váže na metalothionein v plasmě a krvinkách, nejvíce se koncentruje v játrech, pankreatu, slezině, ledvinách, v nízkých koncentracích i ve svalech a mozku, avšak vlivem kratšího biologického poločasu a výraznému vylučování stolicí jeho koncentrace v organismu rychle klesá (Ellerhorn et Barcelon 1988, Merian 1991).

Příloha č. 3 Přehled obecných expozičních scénářů

Tabulka č. 22 Obecné expoziční scénáře (Provazník et al. 2004)

Typ expozice	Expoziční médium	Využití území	Expoziční scénář
Ingesce	Pitná voda	rezidenční	konzumace vody a nápujů z vody (celodenní)
		rekreační	
		průmyslové	konzumace vody a nápujů z vody (částečná)
		zemědělské	
	ostatní voda	rezidenční	náhodné požití vody při plavání
		rekreační	
		rezidenční	náhodné požití vody při sprchování či koupání
		rekreační	
	zemina či prach	rezidenční	náhodná ingesce zemin při venkovním pobytu
		rekreační	
		průmyslové	náhodná ingesce zemin či prachu při zemních či sanačních pracích
		zemědělské	náhodná ingesce zemin či prachu při sezóních pracích
	ovoce a zelenina	rezidenční	konzumace vlastní produkce
		zemědělské	
	maso	rezidenční	konzumace vlastní produkce
zemědělské			
mléčné výrobky	rezidenční	konzumace vlastní produkce	
	zemědělské		
ryby	rezidenční	konzumace lokálně ulovených ryb	

Typ expozice	Expoziční médium	Využití území	Expoziční scénář
Dermální kontakt	voda	rezidenční	dermální kontakt při plavání
		rekreační	
		rezidenční	dermální kontakt při koupání či sprchování
		rekreační	
		průmyslové	dermální kontakt při mytí
		zemědělské	
	zemina	průmyslové	dermální kontakt při zemních či sanačních pracích
		rezidenční	dermální kontakt (např. děti při hře, dospělí při zahradních pracích)
		rekreační	
Inhalace	atmosferický vzduch	rezidenční	inhalace kontaminovaného vzduchu ve vnitřním či venkovním prostředí
		rekreační	
		průmyslové	inhalace kontaminovaného vzduchu v pracovním prostředí
		zemědělské	
	půdní vzduch	průmyslové	inhalace při zemních případně sanačních pracích
		zemědělské	
	páry a vzduch uvolněný z vody	rezidenční	inhalace uvolněných par při koupání či sprchování
		rekreační	
		rezidenční	inhalace uvolněných par při zalévání zahrad
		rekreační	
zemědělské			

Příloha č. 4 Parametry pro vybrané expoziční scénáře

(EPA 1997a, EPA 2007, MŽP 2005, Provazník et al. 2000)

Tabulka č. 23 Parametry pro expoziční scénář ingesce vody při pití

Symbol	parametr	hodnota	jednotka
Cs	koncentrace prvků	dle lokality	[mg/l]
IRs	množství konzumované ; vody (děti)	1,4	[l/den]
	množství konzumované vody (dospělí)	1	[l/den]
EF	frekvence expozice	350	[den/rok]
ED	doba trvání expozice (děti)*	3	[rok]
	doba trvání expozice (dospělí)	30	[rok]
BW	tělesná hmotnost (děti)	15	[kg]
	tělesná hmotnost (dospělí)	70	[kg]
AT	doba průměrování (nekarcinogeny)	ED x 365	[den]
	doba průměrování (karcinogeny)	70 x 365	[den]

*Tabulka č. 24 Parametry pro expoziční scénář dermální
kontakt s vodou při koupání a sprchování*

Symbol	parametr	hodnota	jednotka
Cs	koncentrace prvků	dle lokality	[mg/l]
SA	povrch kůže (děti)	6600	[l/den]
	povrch kůže (dospělí)	18 000	[l/den]
EF	frekvence expozice	350	[den/rok]

Symbol	parametr	hodnota	jednotka
ED	doba trvání expozice (děti)	3	[rok]
	doba trvání expozice (dospělí)	30	[rok]
BW	tělesná hmotnost (děti)	15	[kg]
	tělesná hmotnost (dospělí)	70	[kg]
AT	doba průměrování (nekarcinogeny)	ED x 365	[den]
	doba průměrování (karcinogeny)	70 x 365	[den]
CF	konverzní faktor	0,001	[x]
Kp	koeficient permeability průniku kůži	0,001	[x]
ET	doba expozice	0,3	[hod./den]

Tabulka č. 25 Parametry pro expoziční scénář náhodná ingesce vody při plavání

Symbol	parametr	hodnota	jednotka
Cs	koncentrace prvků	dle lokality	[mg/l]
EF	frekvence expozice	10	[den/rok]
ED	doba trvání expozice (děti)	3	[rok]
	doba trvání expozice (dospělí)	9	[rok]
BW	tělesná hmotnost (děti)	15	[kg]
	tělesná hmotnost (dospělí)	70	[kg]
AT	doba průměrování (nekarcinogeny)	ED x 365	[den]
	doba průměrování (karcinogeny)	70 x 365	[den]
ET	doba expozice	2,00	[hod./den]
CR	množství požití vody	0,05	[l/hod.]

Tabulka č. 26 Parametry pro expoziční scénář dermální kontakt s vodou při plavání

Symbol	parametr	hodnota	jednotka
Cs	koncentrace prvků	dle lokality	[mg/l]
SA	povrch kůže (děti)	6600	[l/den]
	povrch kůže (dospělí)	18000	[l/den]
EF	frekvence expozice	10	[den/rok]
ED	trvání expozice (děti)	3	[rok]
	trvání expozice (dospělí)	9	[rok]
BW	tělesná hmotnost (děti)	15	[kg]
	tělesná hmotnost (dospělí)	70	[kg]
AT	doba průměrování (nekarcinogeny)	ED x 365	[den]
	doba průměrování (karcinogeny)	70 x 365	[den]
CF	konverzní faktor	0,001	[x]
Kp	koeficient permeability průniku kůží	0,001	[x]
ET	doba expozice	2	[hod/den]

Tabulka č. 27 Přehled pravděpodobnostních funkcí použitých pro charakterizaci klíčových parametrů pro expoziční scénář ingesce pitné vody

Symbol	parametr	Typ rozdělení	hodnota	jednotka
Cs	koncentrace prvků	x	dle lokality	[mg/l]
IRs	množství konzumované vody (děti)	triangulární	0,03; 1; 3,84	[l/den]
	množství konzumované vody (dospělí)	triangulární	0,1; 1,4; 11	[l/den]
EF	frekvence expozice	triangulární	180; 350; 365	[den/rok]

Symbol	parametr	Typ rozdělení	hodnota	jednotka
ED	doba trvání expozice (děti)	weibullární	1; 7,06; 1,32	[rok]
	doba trvání expozice (dospělí)	weibullární	1; 17,4; 1,34	[rok]
BW	tělesná hmotnost (děti)	logaritmicke-normální	4; 15,5; 2,05	[kg]
	tělesná hmotnost (dospělí)	logaritmicke-normální	15; 71,2; 13,3	[kg]
AT	doba průměrování (nekarcinogeny)	x	ED x 365	[den]
	doba průměrování (karcinogeny)	x	70 x 365	[den]

Tabulka č. 28 Přehled pravděpodobnostních funkcí použitých pro charakterizaci klíčových parametrů pro expoziční scénář dermální kontakt s vodou při koupání a sprchování

Symbol	parametr	Rozdělení	hodnota	jednotka
Cs	koncentrace prvků	x	dle lokality	[mg/l]
SA	povrch kůže (děti)	triangulární	5160; 6600; 9180	[l/den]
	povrch kůže (dospělí)	triangulární	14500; 18000; 22800	[l/den]
EF	frekvence expozice	triangulární	180; 350; 365	[den/rok]
ED	doba trvání expozice (děti)	weibullární	1; 7,06; 1,32	[rok]
	doba trvání expozice (dospělí)	weibullární	1; 17,4; 1,34	[rok]
BW	tělesná hmotnost (děti)	logaritmicke-normální	4; 15,5; 2,05	[kg]
	tělesná hmotnost (dospělí)	logaritmicke-normální	15; 71,2; 13,3	[kg]
AT	doba průměrování	x	ED x 365	[den]

Symbol	parametr	Rozdělení	hodnota	jednotka
	(nekarcinogeny)			
	doba průměrování (karcinogeny)	x	70 x 365	[den]
CF	konverzní faktor	x	0,001	[x]
Kp	koeficient permeability průniku kůží	x	0,001	[x]
ET	doba expozice	triangulární	0,05; 0,3; 0,33	[hod./den]

*Tabulka č 29 Přehled pravděpodobnostních funkcí použitých pro charakterizaci
klíčových parametrů pro expoziční scénář náhodná ingesce vody při plavání*

Symbol	parametr	Typ rozdělení	hodnota	jednotka
Cs	koncentrace prvků	x	dle lokality	[mg/l]
EF	frekvence expozice	triangulární	180; 350; 365	[den/rok]
ED	doba trvání expozice (děti)	weibullární	1; 7,06; 1,32	[rok]
	doba trvání expozice (dospělí)	weibullární	1; 17,4; 1,34	[rok]
BW	tělesná hmotnost (děti)	logaritmicko- normální	4; 15,5; 2,05	[kg]
	tělesná hmotnost (dospělí)	logaritmicko- normální	15; 71,2; 13,3	[kg]
AT	doba průměrování (nekarcinogeny)	x	ED x 365	[den]
	doba průměrování (karcinogeny)	x	70 x 365	[den]
ET	doba expozice	triangulární	0,5; 1; 2,7	[hod./den]
CR	množství požití vody	x	0,05	[l/hod.]

Tabulka č. 30 Přehled pravděpodobnostních funkcí použitých pro charakterizaci klíčových parametrů pro expoziční scénář dermální kontakt s vodou při plavání

Symbol	parametr	Rozdělení	hodnota	jednotka
Cs	koncentrace prvků	x	dle lokality	[mg/l]
SA	povrch kůže (děti)	triangulární	5160; 6600; 9180	[l/den]
	povrch kůže (dospělí)	triangulární	14500; 18000; 22800	[l/den]
EF	frekvence expozice	triangulární	5; 10; 45	[den/rok]
ED	trvání expozice (děti)	weibullární	1; 7,06; 1,32	[rok]
	trvání expozice (dospělí)	weibullární	1; 17,4; 1,34	[rok]
BW	tělesná hmotnost (děti)	logaritmicko-normální	4; 15,5; 2,05	[kg]
	tělesná hmotnost (dospělí)	logaritmicko-normální	15; 71,2; 13,3	[kg]
AT	doba průměrování (nekarcinogeny)	x	ED x 365	[den]
	doba průměrování (karcinogeny)	x	70 x 365	[den]
CF	konverzní faktor	x	0,001	[x]
Kp	koeficient permeability průniku kůží	x	0,001	[x]
ET	doba expozice	triangulární	0,5; 1; 2,7	[hod/den]

Příloha č. 5 Referenční dávky a směrnice rakovinového rizika

Tabulka č. 31 použité hodnoty RfD a CSF (EPA 1990, EPA 1991, ATSD 1992, MŽP 2005, EPA 2007, EPA 2010)

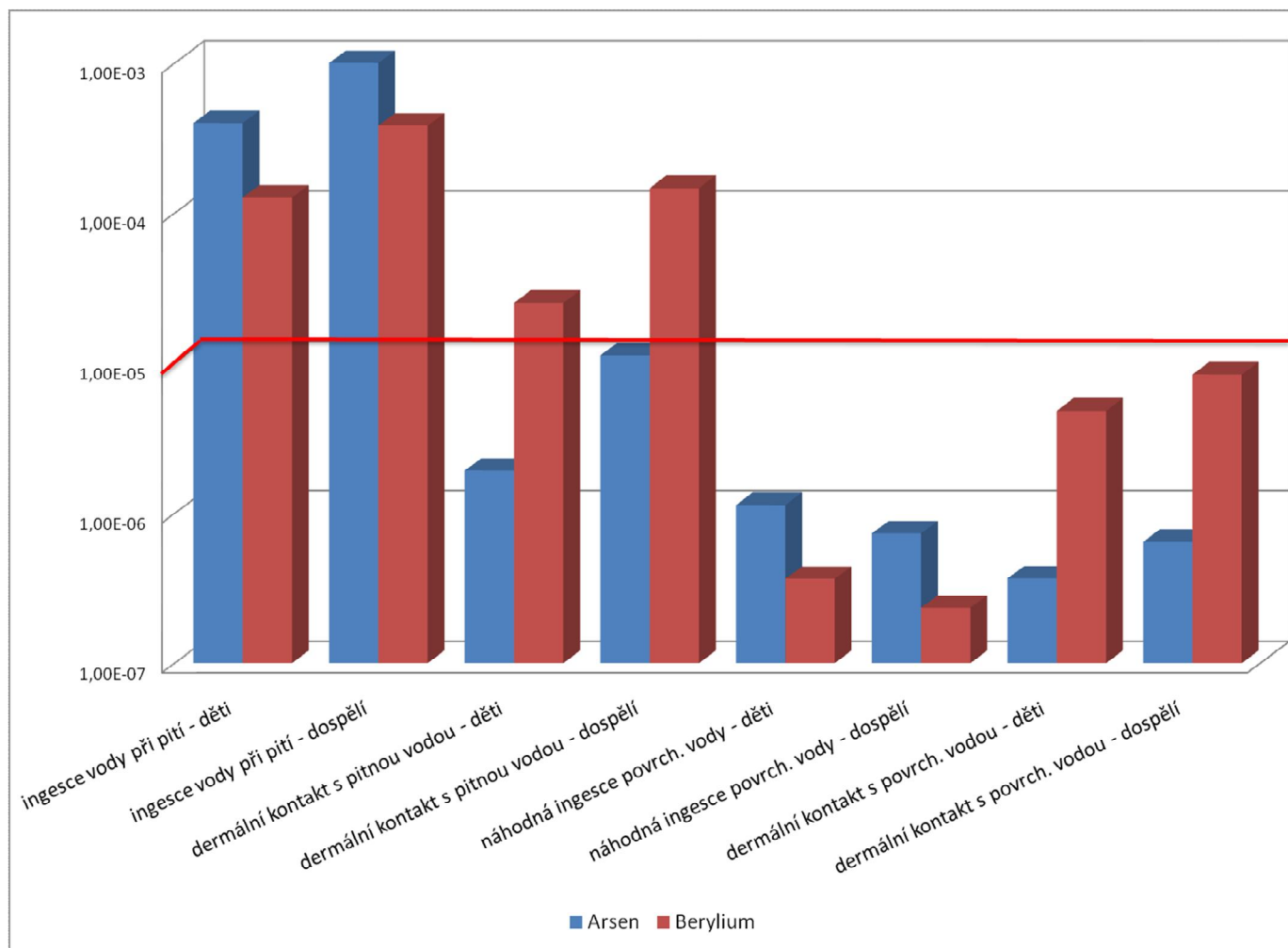
Prvek	RfD _o	RfD _d	CSF _o	CSF _d
Antimon	4,00E-04	8,00E-06	x	x
Arsen	3,00E-04	1,23E-04	1,50E+00	3,66E+00
Baryum	7,00E-02	4,90E-03	x	x
Beryllium	2,00E-03	2,00E-05	4,30E+00	4,30E+02
Bor	9,00E-02	8,10E-02	x	x
Hliník	1,00E+00	1,00E-01	x	x
Chrom	3,00E-03	6,00E-05	x	x
Kadmium	5,00E-04	5,00E-06	x	x
Kobalt	2,00E-02	1,60E-02	x	x
Mangan	4,60E-02	1,84E-03	x	x
Měď	4,00E-02	1,20E-02	x	x
Molybden	5,00E-03	1,90E-03	x	x
Nikl	2,00E-02	5,40E-03	x	x
Olovo	0,00366*	x	x	x
Rtuť	1,60E-04	x	x	x
Selen	5,00E-03	2,20E-03	x	x
Stříbro	5,00E-03	9,00E-04	x	x
Thalium	6,80E-05	x	x	x
Vanad	7,00E-03	7,00E-05	x	x
Zinek	3,00E-01	6,00E-02	x	x

Příloha č. 6 Chronický denní příjem z pitné vody

Tabulka č. 32 - chronický denní příjem CDI z pitné vody u orální a dermální expoziční cesty a celková expozice z pitné vody v rámci ČR

expoziční cesty	Orální		dermální		celkem	
	střední odhad	horní odhad	střední odhad	horní odhad	střední odhad	horní odhad
Chemický Prvek						
Antimon	6,66E-04	9,59E-04	1,32E-06	1,90E-06	6,67E-04	9,61E-04
Arsen	6,18E-03	1,66E-01	1,22E-05	3,29E-04	6,20E-03	1,67E-01
Baryum	1,08E-02	7,03E-02	2,14E-05	1,39E-04	1,08E-02	7,05E-02
Beryllium	6,91E-04	3,77E-03	1,37E-06	7,47E-06	6,92E-04	3,78E-03
Bór	1,27E-01	3,20E-01	2,51E-04	6,33E-04	1,27E-01	3,20E-01
Hliník	1,47E-01	1,34E+00	2,92E-04	2,66E-03	1,48E-01	1,35E+00
Chrom	1,94E-03	1,09E-02	3,85E-06	2,15E-05	1,95E-03	1,09E-02
Kadmium	5,42E-04	6,39E-04	1,07E-06	1,27E-06	5,43E-04	6,41E-04
Kobalt	1,74E-03	5,24E-03	3,45E-06	1,04E-05	1,75E-03	5,25E-03
Mangan	1,40E-02	6,39E-02	2,78E-05	1,27E-04	1,41E-02	6,41E-02
Měď	1,34E-02	3,13E-01	2,66E-05	6,20E-04	1,35E-02	3,14E-01
Molybden	7,40E-03	3,58E-02	1,47E-05	7,09E-05	7,42E-03	3,59E-02
Nikl	3,99E-03	1,98E-02	7,90E-06	3,92E-05	4,00E-03	1,99E-02
Olovo	2,83E-03	7,67E-03	x	x	x	x
Rtuť	1,07E-04	4,09E-03	x	x	x	x
Selen	2,20E-02	3,84E-02	4,36E-05	7,59E-05	2,21E-02	3,84E-02
Stříbro	3,14E-04	6,39E-04	6,21E-07	1,27E-06	3,14E-04	6,41E-04
Thalium	4,53E-04	6,39E-04	x	x	x	x
Vanad	9,77E-03	6,26E-02	1,93E-05	1,24E-04	9,78E-03	6,28E-02
Zinek	1,07E-02	1,21E-01	2,12E-05	2,40E-04	1,07E-02	1,22E-01

Příloha č. 7 ILCR pro orální a dermální expozici pitnou i povrchovou vodou kontaminované Be a As – obyvatelé (děti a dospělí)

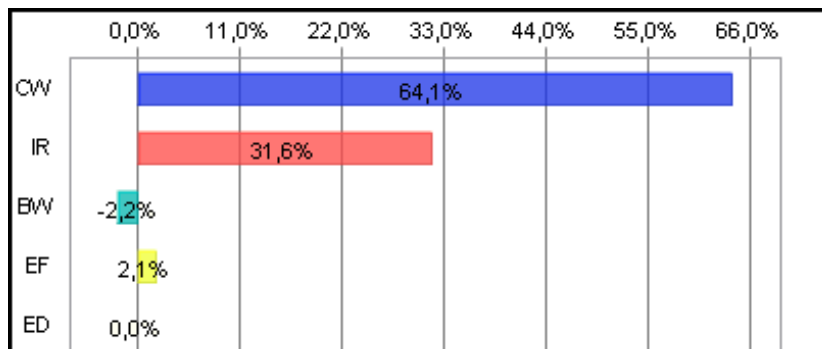


Obrázek č. 28 ILCR pro orální a dermální expozici pitnou i povrchovou vodou kontaminované Be a As – obyvatelé (děti a dospělí)

Příloha č. 8 Analýza sensitivity

Ingestce vody při pití – nekarcinogenní riziko

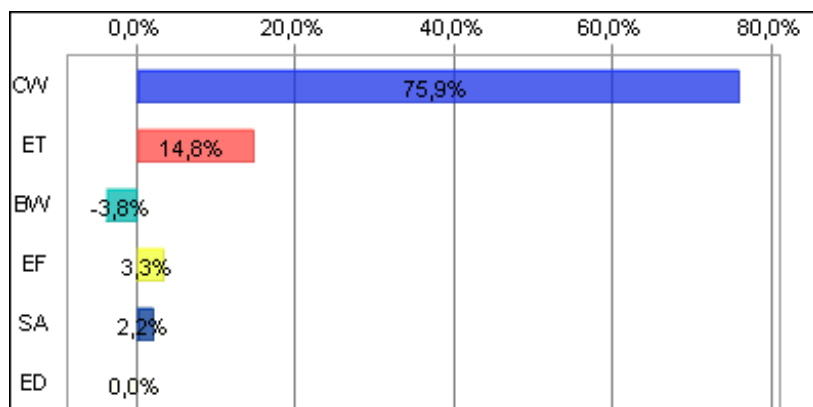
Z následujícího obrázku je zřejmé, že při odhadu rizika toxicity je nejdůležitější proměnnou koncentrace kontaminantu (CW) a částečně i množství požité vody (IR). Hmotnost (BW) a frekvence expozice (EF) jsou nevýznamnými parametry. Na době expozice (ED) vůbec nezáleží.



Obrázek č. 29 Analýza sensitivity pro expoziční scénář: ingestce vody při pití nekarcinogenní riziko - obyvatelé (děti)

Dermální kontakt s vodou při koupání a sprchování – nekarcinogenní riziko

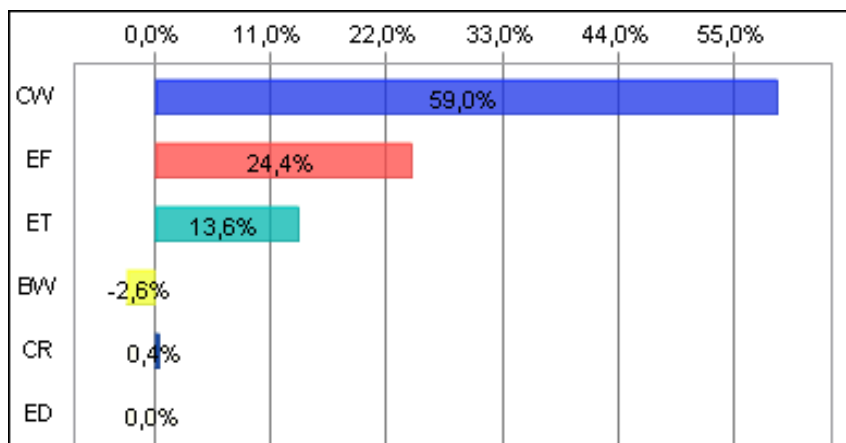
Při odhadu rizika toxicity tohoto expozičního scénáře je nejdůležitější proměnnou koncentrace kontaminantu (CW). Mnohem méně záleží na rozložení pravděpodobnosti doby expozice (ET) a dále pak na hmotnosti (BW) a frekvenci expozice (EF). Povrch kůže (SA) je nejméně významný a na době expozice (ED) vůbec nezáleží.



Obrázek č. 30 Analýza sensitivity pro expoziční scénář: dermální kontakt s vodou při koupání a sprchování nekarcinogenní riziko – obyvatelé

Náhodná ingesce vody při plavání – nekarcinogenní riziko

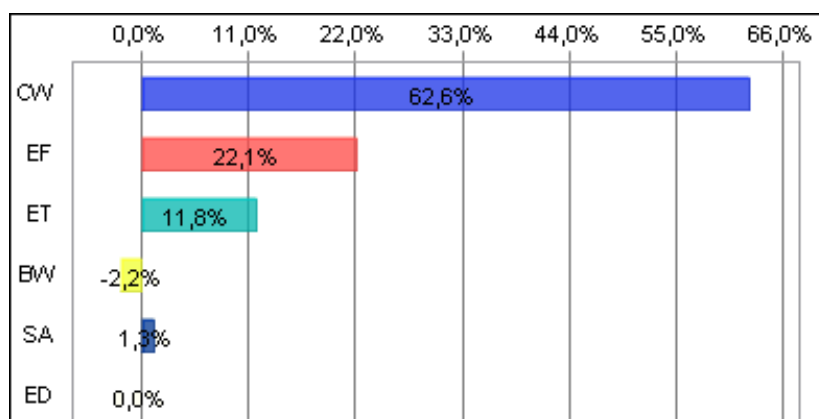
Nejdůležitější proměnnou je koncentrace kontaminantu (CW). Částečně záleží také na frekvenci expozice (EF). Méně významné je rozložení doby expozice (ET). Nejnižší důležitost má hmotnost (BW) a množství požité vody (CR). Na době expozice (ED) vůbec nezáleží.



Obrázek č. 31 Analýza senzitivity pro expoziční scénář: náhodná ingesce vody při plavání - obyvatelé (děti)

Dermální kontakt s vodou při plavání - nekarcinogenní riziko

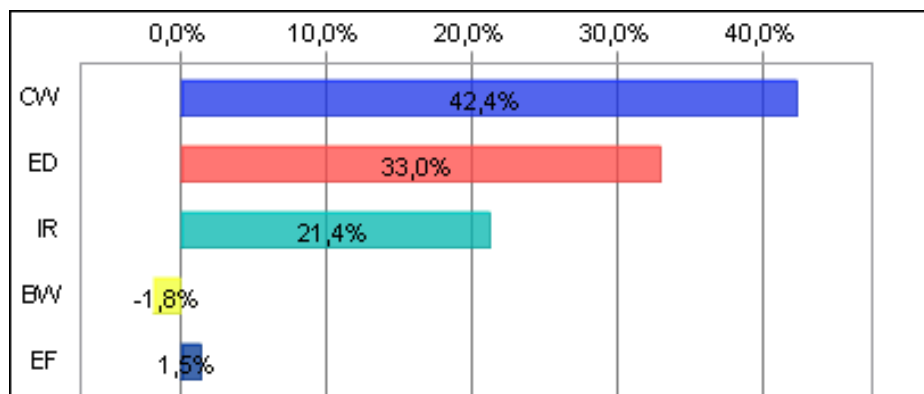
Při odhadu rizika toxicity tohoto expozičního scénáře je nejdůležitější proměnnou koncentrace kontaminantu (CW). Mnohem méně záleží na rozložení pravděpodobnosti frekvenci expozice (EF) a doby expozice (ET). Na hmotnosti (BW) a povrch kůže (SA) nejsou téměř důležité. Na době expozice (ED) vůbec nezáleží.



Obrázek č. 32 Analýza senzitivity pro expoziční scénář: dermální kontakt s vodou při plavání nekarcinogenní riziko – obyvatelé

Ingescce vody při pití – karcinogenní riziko

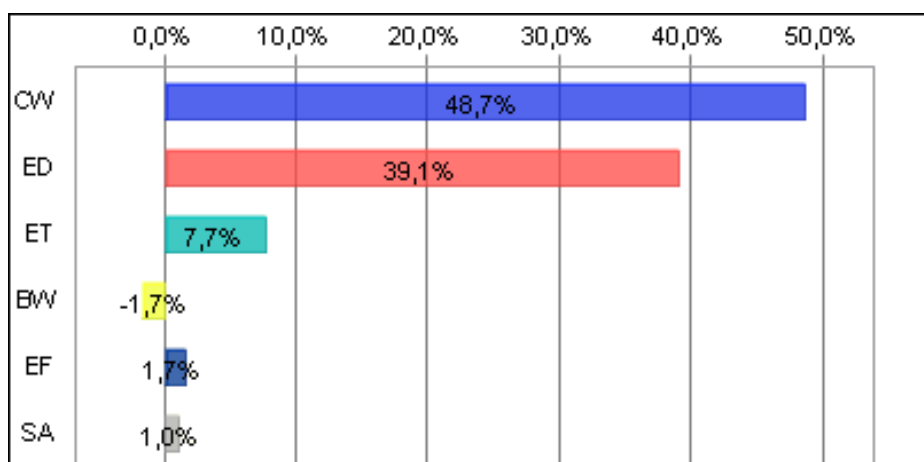
Z obrázku výsledku analýzy senzitivity je zřejmé, že při odhadu rizika vzniku nádorových onemocnění je nejdůležitější proměnnou koncentrace kontaminantu (CW), doba expozice (ED) a dále pak množství požité vody (IR). Nevýznamnými parametry jsou hmotnost (BW) a frekvence expozice (EF).



Obrázek č. 33 Analýza senzitivity pro expoziční scénář: ingescce vody při pití karcinogenní riziko - obyvatelé (dospělí)

Dermální kontakt s vodou – karcinogenní riziko

Nejdůležitějším parametrem je koncentrace kontaminantu (CW), doba expozice (ED). Méně významnou proměnnou je doba expozice (ET). Nevýznamnými parametry jsou hmotnost (BW), frekvence expozice (EF) a exponovaná kůže (SA).



Obrázek č. 34 Analýza senzitivity pro expoziční scénář: dermální kontakt s vodou při koupání a sprchování karcinogenní riziko - obyvatelé (děti)