

Tento metodický pokyn pro analýzu rizik kontaminovaného území aktualizuje a plně nahrazuje předcházející metodický pokyn č. 12 z roku 2005 (publikovaný ve Věstníku MŽP č. 9/2005). Tento nový metodický pokyn nabývá účinnosti dnem zveřejnění ve Věstníku MŽP.

Metodický pokyn vychází z Přílohy č. 11 k vyhlášce č. 369/2004 Sb. o projektování, provádění a vyhodnocování geologických prací, oznamování rizikových geofaktorů a o postupu při výpočtu zásob výhradních ložisek v platném znění a zákona č. 167/2008 Sb., o předcházení ekologické újmy a o její nápravě a o změně některých zákonů.

Účelem aktualizace metodického pokynu je vyjasnit a sjednotit přístupy zpracování a posuzování analýz rizik s cílem zvýšit jejich odbornou kvalitu a také zajistit větší provázanost s dalšími postupy používanými v procesu posuzování a řešení kontaminovaných území. Aktualizace metodického pokynu vychází z praktických zkušeností získaných v průběhu let 2006 až 2010.

Metodický pokyn MŽP byl zpracován sekcí technické ochrany životního prostředí pod vedením Ing. Karla Bláhy, CSc., a PhDr. Ivo Hlaváče na odboru ekologických škod pod vedením RNDr. Pavly Kačabové, ředitelky odboru. Odbornými garanty zpracování byli Ing. David Topinka a Mgr. Ivana Vávrová.

Metodický pokyn byl aktualizován týmem expertů, jehož koordinátorem byl Mgr. Daniel Svoboda.

Zpracovatelé metodického pokynu děkují za odborné připomínky zejména RNDr. Pavle Kačabové, RNDr. Janu Gruntorádovi, CSc., Mgr. Ivaně Vávrové, Ing. Davidu Topinkovi, RNDr. Ladislavu Bížovi, Ing. Jaroslavu Žákovi, RNDr. Jiřímu Čížkovi, Mgr. Petru Kozubkovi, Ing. Radomíru Muzikáři, CSc., Ing. Jiřímu Tylčerovi, CSc., RNDr. Jiřímu Šimovi, Ing. Romanu Pavlíkovi a RNDr. Janu Mýlovi, MSc.

Analýza rizik kontaminovaného území

Metodický pokyn Ministerstva životního prostředí České republiky

Čl. 1 Úvodní ustanovení

Ministerstvo životního prostředí České republiky, dále jen ministerstvo, tímto pokynem stanovuje všeobecné principy analýzy rizik kontaminovaného území a dále základní obsaha formu analýzy rizik tak, aby byl zabezpečen jednotný charakter jejího zpracování bez ohledu na to, zda se jedná o starou či aktuální kontaminaci, resp. podezření na ni.

Metodický pokyn doplňuje Přílohu č. 11 k vyhlášce č. 369/2004 Sb. o projektování, provádění a vyhodnocování geologických prací, oznamování rizikových geofaktorů a o postupu při výpočtu zásob výhradních ložisek v platném znění. Je určen pro zpracovatele analýzy rizika pro všechny subjekty, které budou analýzu rizik využívat pro další rozhodování, zejména pro:

- Českou inspekci životního prostředí,
- orgány státní a veřejné správy a organizace v jejich působnosti,
- příslušné orgány dle zákona č. 167/2009 o předcházení ekologické újmy a o její nápravě,
- krajské úřady,
- soukromé subjekty působící v oblasti ochrany životního prostředí,
- ostatní (zejména stávající a nové vlastníky, nájemce a uživatele kontaminovaných pozemků).

Analýzu rizik kontaminovaného území (dále jen analýzu rizik) je doporučeno zpracovat v případech, kdy existuje podezření na existenci závažného ohrožení nebo znečištění povrchových nebo podzemních vod (tzv. závažného stavu podle § 42 Vodního zákona¹⁾) nebo na další negativní dopady kontaminace na lidské zdraví či jednotlivé složky životního prostředí, nebo kdy se jedná o předcházení ekologické újmy nebo o její nápravu²⁾, avšak nelze vydat rozhodnutí o nápravných opatřeních na základě jednoznačně prokázaného porušení legislativních norem. V daných případech se pak analýza rizik stává rozhodujícím výchozím podkladem pro proces řízení rizik souvisejících s kontaminací území.

Analýza rizik je v tomto metodickém pokynu pojímána jako komplexní materiál, vycházející obvykle z těchto na sebe navazujících kroků:

- rešerše dostupných údajů a průzkum stavu znečištění území prováděný podle samostatného metodického pokynu³⁾; průzkum je obvykle realizován v několika navazujících etapách (na úrovni předběžného koncepčního modelu nebo prvních etap průzkumu může být zpracována předběžná analýza rizik),
- hodnocení zdravotních rizik a rizik pro jednotlivé složky životního prostředí vyplývajících ze zjištěného znečištění (analýza rizik v užším slova smyslu),
- návrh cílů a cílových parametrů nápravného opatření a způsobu prokázání jejich dosažení, včetně návrhu postsanačního monitoringu,
- návrh nápravných opatření nebo srovnání alternativních postupů omezování či eliminace rizik, popř. návrh na zpracování studie proveditelnosti,
- odhad finančních nákladů a časové náročnosti doporučených variant nápravných opatření (analýza poměru vynaložených prostředků k míře snížení rizik).

Analýza rizik vychází ze skutečností ověřených či známých v době jejího zpracování a má tedy časově omezenou platnost. Tento fakt musí být brán v úvahu při rozhodování o nutnosti, rozsahu a adekvátním postupu nápravných opatření. Pokud nastanou změny významně ovlivňující závěry analýzy rizik (např. změny ve využívání území, změny ve vývoji či rozsahu znečištění, nové vědecké poznatky o působení kontaminantu, nové sanační technologie), je potřebné postupovat podle aktualizované analýzy rizik, která je zaměřena především na vyhodnocení a posouzení důsledků těchto změn.

Čl. 2

Cíl analýzy rizik

Cílem analýzy rizik je komplexně popsat existující a reálná potenciální rizika plynoucí z přítomnosti znečištění. Těmito riziky může být aktuální ohrožení zdraví lidí nebo jednotlivých složek životního prostředí (např. přírodních zdrojů a ekosystémů) nebo možné ohrožení v budoucnu, např. v případě dalšího rozšiřování znečištění nebo při změně funkčního využívání území. Na základě posouzení závažnosti těchto rizik jsou stanovena nápravná opatření, resp. strategie řízení rizika.

Rizika se posuzují vždy s ohledem na existující, předpokládaný nebo možný způsob funkčního využívání kontaminované lokality i okolního území v možném dosahu migrace a vlivů kontaminace. Předběžná analýza rizik může vést jen k rozhodnutí, zda je či není potřeba realizovat analýzu rizik v plném rozsahu.

Součástí návrhu nápravných opatření v závěrech analýzy rizik je zpravidla návrh cílových parametrů, po jejichž dosažení bude v budoucnu možné využívat území v souladu s územním plánem, resp. způsobem v území obvyklým. Návrh cílových parametrů přitom musí být podložen také reálnou možností jejich dosažení – musí být zohledněna technická, legislativní, finanční a časová hlediska.

Čl. 3

Způsobnost k provádění analýzy rizik kontaminovaného území

Práce na analýze rizik kontaminovaného území jsou nedílně spojeny s geologickými pracemi, a proto jsou projektovány, řízeny a vyhodnocovány pouze odborně způsobilou osobou podle příslušného zákona⁴. Tato osoba - odpovědný řešitel - odpovídá za správnost a kvalitu všech použitých průzkumných a vzorkovacích metod i prací prováděných subdodavatelsky a za zpracování a vyhodnocení výsledků.

V případě potřeby nebo na doporučení orgánů státní správy si odpovědný řešitel vyžádá odborné stanovisko dle zákona č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví v platném znění.

Při hodnocení rizik s podílem rizik z radioaktivního záření se tato rizika vyhodnocují samostatně v souladu s atomovým zákonem⁵ a příslušnými vyhláškami.

Potřebné laboratorní analýzy musí být zpracovávány v akreditovaných laboratořích a přednostně pomocí akreditovaných metod. V případě nutnosti využívání neakreditovaných metod musí být tato skutečnost uvedena a zdůvodněna mezi nejistotami analýzy rizik.

Čl. 4

Projektování analýzy rizik

Komplexní zpracování analýzy rizik předpokládá dostatečnou a aktuální prozkoumanost kontaminovaného území a znalost všech transportních cest, kterými se může znečištění šířit mimo původní ohniska znečištění.

V rámci přípravy projektu analýzy rizik a souvisejících průzkumných prací je nutné zpracovat **předběžný koncepční model** kontaminovaného území, který zahrnuje fakta či předpoklady o:

- charakteru zájmového území:
 - zejména geologická, hydrogeologická, hydrologická a geochemická charakteristika,
 - přírodní poměry;
- všech zdrojích a ohniscích znečištění:
 - výčet jednotlivých ohnisek kontaminace (ve vodách, zeminách, sedimentech, pohřbených materiálech, stavebních konstrukcích, skládkách, deponiích, výsypkách, haldách, odkalištích či lagunách),
 - výčet primárních zdrojů znečištění z technologií s přehledem závadných látek, které unikaly, mohly unikat nebo unikají do životního prostředí,
 - základní charakteristiky závadných látek z hlediska toxikologie a interakcí v životním prostředí včetně procesů přirozené atenuace;
- reálných transportních cestách:
 - popis jednotlivých cest, kterými se ze zdrojů či ohnisek šíří jednotlivé znečišťující látky, resp. skupiny látek s obdobnými vlastnostmi;

- příjemcích rizik:
 - stávající a plánované využití zájmového území,
 - výčet skupin obyvatel s možnými scénáři expozice znečišťujícím látkám a dalším rizikovým faktorům,
 - výčet ohrožených složek životního prostředí, ekosystémů, stanovišť s chráněnými druhy,
 - výčet zdrojů vod a povrchových toků a nádrží, přírodních léčivých zdrojů a relevantních ochranných pásem v potenciálním dosahu kontaminace.

Koncepčním modelem jsou definovány předpokládané expoziční cesty od zdroje, resp. ohniska kontaminace k příjemci rizik:

expoziční cesta = zdroj znečištění + transportní cesta + scénář expozice příjemce rizik

V rámci předběžného koncepčního modelu je sestaven přehled předpokládaných úplných expozičních cest (tj. reálných cest postupu kontaminace od zdroje k příjemci) a u jednotlivých expozičních cest je posuzována úplnost dostupných dat pro možnost vyhodnocení rizik, přičemž je upřednostňováno kvantitativní vyhodnocení. V projektu průzkumu pro analýzu rizik je navrženo doplnění chybějících dat pomocí průzkumných prací. Tyto průzkumné práce se provádějí podle samostatného metodického pokynu³ a většinou víceetapově.

Jednotlivé expoziční cesty je potřebné očíslovat a stručně charakterizovat (nejlépe v přehledné tabulce). Toto číslování se dále využívá při vyhodnocování transportních cest a scénářů expozice. Koncepční model je účelné doplnit obrázkovým schématem (mapa, řez) s orientačním vyznačením expozičních cest. Příklad zpracování koncepčního modelu je uveden v příloze č. 5.

Kvalitní předběžný koncepční model kontaminovaného území je základem dobře zpracované analýzy rizik a musí být připraven již v rámci projektování prací. Z toho důvodu je vhodné, aby byl koncepční model s návrhem průzkumných prací u komplikovaných projektů (sledujících rozsáhlé území či území s větším počtem ohnisek znečištění) nebo u projektů se zvýšeným veřejným zájmem posouzen, resp. oponován nezávislým odborníkem specializovaným na vyhodnocování analýz rizik.

Čl. 5

Vyhodnocení prací analýzy rizik

Výsledky analýzy rizik jsou zpracovávány v **závěrečné zprávě analýzy rizik** podle závazné osnovy (příloha č. 2), která odpovídá požadavkům vyhlášky MŽP č. 369/2004 Sb., o projektování, provádění a vyhodnocování geologických prací oznamování rizikových geofaktorů a o postupu při výpočtu zásob výhradních ložisek v platném znění. Ve zprávě musí být uvedeny všechny kapitoly, pokud jsou však některé z nich pro řešení problematiky v řešeném území irelevantní či nadbytečné, je tato skutečnost s odůvodněním uvedena místo textu příslušných kapitol. Tento přístup je zaveden k zamezení nechtěného opomenutí zpracování některých částí analýzy rizik, případně k ozřejmění důvodů, proč není potřebné tyto části zpracovávat.

Závěrečná zpráva analýzy rizik je určena širší odborné veřejnosti a správním orgánům, proto musí ve srozumitelné formě podávat ucelený a zřetelný obraz o kontaminovaném území a jeho začlenění v krajině, o stavu řešení problematiky, o zjištěném závadném stavu či ekologické újmě, o zjištěných rizicích včetně nejistot a o návrhu cílového stavu pro odstranění rizik. Pro zajištění standardní úrovně zpracování analýzy rizik a pro snadnější orientaci při hodnocení zpráv z různých lokalit je nutné dodržovat metodické postupy a značení výpočtových parametrů tak, jak je uvedeno v tomto pokynu a jeho přílohách.

Rozsah zpracovávaných údajů musí vždy vyplývat z rozsahu řešené problematiky tak, aby byly postiženy všechny souvislosti a získány podklady potřebné k dostatečnému zpracování analýzy rizik včetně doporučených opatření.

Závěrečnou zprávu o analýze rizik lze zpracovat pouze v případě **dostatečného prozkoumání kontaminovaného území**. Za dostatečné prozkoumání lze považovat takový stav, kdy lze sestavit úplný koncepční model lokality a kdy jsou prokazatelně známy všechny zásadní parametry charakterizující transportní cesty (šíření znečištění) a parametry potřebné pro následné vyhodnocení scénářů expozice jednotlivých příjemců rizik. Splněny by tedy měly být požadavky na podrobný průzkum znečištění (kategorie B dle Metodického pokynu pro průzkum kontaminovaného území). Ve výjimečných a jasně odůvodněných případech mohou být využity parametry, které nemohly být v kontaminovaném území ověřeny, ale je možné je nahradit odborným odhadem na podkladě interpolace údajů z okolí nebo na základě všeobecně přijímaných a uznávaných hodnot, resp. hodnot uvedených v tomto metodickém pokynu a jeho přílohách. V daném případě musí průzkum splňovat minimálně požadavky na předběžný průzkum znečištění (kategorie C).

V případě **nedostatečné prozkoumanosti kontaminovaného území** je možné místo analýzy rizik zpracovat pouze **předběžnou analýzu rizik**, jejímž úkolem je posoudit dostupná data a nejistoty, a v případě, že nelze jednoznačně vyloučit přítomnost významných rizik, předložit a zdůvodnit návrh doplňkových průzkumných prací potřebných pro analýzu rizik v plném rozsahu. V případě, že je již předběžnou analýzou rizik jednoznačně prokázána absence reálných rizik, není třeba pokračovat v dalších pracích. Při zpracování zprávy předběžné analýzy rizik se postupuje podle možností v souladu s tímto metodickým pokynem, včetně zpracování záznamu do databáze kontaminovaných míst SEKM - Systém evidence kontaminovaných míst (viz článek 7).

Za nedostatečnou je prozkoumanost považována především v těchto případech:

- *Není ohraničen mrak znečištění zejména ve směru jeho šíření* - tato podmínka se týká především té části mraku, kde jsou ve sledovaném médiu překračovány stanovené limitní hodnoty dle platných právních předpisů. Pokud není dostatečně známo čelo mraku znečištění, nelze s dostatečnou jistotou definovat potenciální příjemce rizik.
- *Chybí informace o pozadovém znečištění* - při absenci údajů o pozadí hrozí nepřesné definování rizika, které nemusí být spojeno s kontaminací hodnoceného území, a následná nápravná opatření eliminující toto nesprávně definované riziko pak nemusí být adekvátní.
- *Není (bez patřičného odůvodnění) sledována znečišťující látka, jejíž přítomnost byla předchozími pracemi potvrzena nebo ji lze odůvodněně předpokládat* - při absenci sledování významného polutantu hrozí hrubé podcenění skutečných rizik a následně nesprávný návrh nápravných opatření.
- *Nepřesně jsou definovány detailní podmínky lokality, zejména geologické a hydrogeologické poměry* - nepřesný či nedostatečný popis lokality může mít vliv na chybné vyhodnocení směru a rychlosti šíření mraku znečištění.
- *Výsledky průzkumných prací již nejsou aktuální* - v rámci analýzy rizik je vždy nutné ověřit platnost výsledků předcházejících průzkumů, jinak může hrozit nepřesné definování rizika a následně neadekvátnost navržených nápravných opatření.

Aktualizovaná analýza rizik je zpracovávána obdobným způsobem jako analýza rizik. Vzhledem k tomu, že je zpracovávána v případech změn výchozích podkladů (často v návaznosti na realizované sanační práce), je možné při drobných změnách zpracovat pouze její zkrácenou verzi hodnotící nastalé změny a jejich důsledky (například rizika související se zbytkovým znečištěním). V tom případě však s ní musí být nakládáno jako s doplňkem dříve zpracované analýzy rizik a v rámci rozhodovacího procesu musí být oba materiály předkládány a posuzovány společně.

Čl. 6

Základní přístup k hodnocení rizik

Pro účely tohoto metodického pokynu vychází **hodnocení zdravotních rizik** škodlivých látek v kontaminovaném prostředí ze souboru metodik U.S. EPA a zahrnuje následující hlavní kroky:

1. Analýza zdravotních rizik - identifikace chemických látek v kontaminovaném území z hlediska možných zdravotních rizik.
2. Porovnání koncentrací identifikovaných škodlivých látek v kontaminovaném území se stanovenými limitními koncentracemi dle legislativních předpisů^{6,7,9} nebo s doporučenými standardy či signálními hodnotami pro jednotlivé faktory životního a pracovního prostředí (viz i doporučené zdroje informací v příloze č. 6), včetně posouzení významnosti tohoto zjištění.
3. Odhad zdravotních rizik na základě reálných expozičních scénářů. Příklady modelů expozičních scénářů jsou uvedeny v příloze 4. Hodnocení zdravotních rizik musí být v souladu s aktuálně uznávanými postupy pro hodnocení zdravotních rizik, které vycházejí ze současných poznatků (viz i doporučené zdroje informací v příloze č. 6). Pokud zpracovatel používá alternativní postupy hodnocení zdravotních rizik, musí jejich použití jasně vysvětlit a zdůvodnit.
4. Nedílnou součástí hodnocení zdravotních rizik je slovní hodnocení, tj. objasnění významu predikovaných zdravotních rizik, včetně vyjádření nejistot hodnocení rizik.
5. V případě nedostatku základních dat pro odhad rizika (např. absence legislativně závazných hodnot, nedostupnost toxikologických charakteristik nebo vysoká proměnlivost sledovaných parametrů v prostoru a čase) je potřebné tuto

skutečnost uvést do hodnocení zdravotních rizik a v doporučených opatřeních uvést návrhy na doplnění těchto dat nebo na stanovení kontinuálního hodnocení zdravotních rizik (např. pro pracovní prostředí).

Hodnocení ekologických rizik se aplikuje zejména v těchto případech:

1. Kontaminace ohrožuje podzemní a povrchové vody jako zvláště chráněné složky životního prostředí ve smyslu vodního zákona¹ a souvisejících nařízení vlády⁷, tj. zejména chráněné oblasti přirozené akumulace vod, zdroje podzemních a povrchových vod a jejich ochranná pásma, přírodní léčivé zdroje podle lázeňského zákona⁸, citlivé a zranitelné oblasti, povrchové vody využívané ke koupání či vhodné pro život a reprodukci ryb a dalších vodních živočichů⁹.
2. Kontaminace ohrožuje další území a ekosystémy se zvláštní ochranou přírody.
3. Kontaminace zasahuje do stanovených nebo plánovaných prvků Územního systému ekologické stability.
4. Vznikla-li společenská poptávka na hodnocení ekologických rizik pro specifický případ.

Při hodnocení rizik dotýkajících se ekosystémů se stanovenými legislativními limity je hodnocení rizik vztahováno k těmto limitům a další specifická hodnocení se zpravidla neprovádí.

Čl. 7

Evidence výsledků analýzy rizik

Výsledky analýzy rizik a výsledky s ní spojeného geologického průzkumu je nutné doplnit do databáze kontaminovaných míst SEKM - Systém evidence kontaminovaných míst, a to v souladu se zákonem č. 62/1988 Sb., o geologických pracích, a prováděcími předpisy v platném znění.

RNDr. Pavla Kačabová, v. r.

ředitelka odboru ekologických škod MŽP

-
- 1 Zákon č. 245/2001 Sb. o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), ve znění pozdějších předpisů
 - 2 Zákon č. 167/2008 Sb., o předcházení ekologické újmy a o její nápravě a o změně některých zákonů
 - 3 Metodický pokyn MŽP č. 13 pro průzkum kontaminovaného území, Věstník MŽP, částka 9, září 2005
 - 4 Zákon č. 62/1988 Sb. o geologických pracích v aktualizovaném znění včetně prováděcích vyhlášek
Vyhláška č. 369/2004 Sb. o projektování, provádění a vyhodnocování geologických prací, oznamování rizikových geofaktorů a o postupu při výpočtu zásob výhradních ložisek v platném znění
 - 5 Zákon č. 18/1997 Sb. o mírovém využívání jaderné energie a ionizujícího záření (atomový zákon) a o změně a doplnění některých zákonů
 - 6 Zákon č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví a o změně některých souvisejících zákonů, ve znění pozdějších předpisů
Vyhláška MZd ČR č. 135/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na koupaliště, sauny a hygienické limity pisku v pískovištích, ve znění pozdějších předpisů
Vyhláška MZd č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, ve znění pozdějších předpisů
Vyhláška MZd č. 432/2003 Sb., kterou se stanoví podmínky pro zařazování prací do kategorií, limitní hodnoty ukazatelů biologických expozičních testů, podmínky odběru biologického materiálu pro provádění biologických expozičních testů a náležitosti hlášení prací s azbestem a biologickými činiteli, ve znění pozdějších předpisů
Nařízení vlády 178/2001 Sb., kterým se stanoví podmínky ochrany zdraví zaměstnanců při práci, ve znění pozdějších předpisů
 - 7 např. nařízení vlády 61/2003 Sb. o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do povrchových vod a do kanalizace a o citlivých oblastech, ve znění pozdějších předpisů
 - 8 Zákon č. 164/2001 Sb. o přírodních léčivých zdrojích minerálních vod, přírodních léčebných lázních a lázeňských místech a o změně některých souvisejících zákonů (lázeňský zákon)
 - 9 Nařízení vlády 71/2003 Sb. o stanovení povrchových vod pro život a reprodukci původních vodních živočichů a hodnocení stavu jakosti těchto vod

Příloha 1

POUŽITÉ ZKRATKY

a, b	konstanty vztahující vertikální disperzi ke stabilitě atmosféry; $a = 0,15$; $b = 0,75$
ABS_d	Dermal Absorption Factor from Soil - absorpční faktor pro dermální kontakt (0 až 1, bezrozměrný)
ABS_{GI}	Fraction of Contaminant Absorbed in Gastrointestinal Tract - podíl kontaminantu absorbovaného v gastrointestinálním traktu (0 až 1, bezrozměrný)
ADD	Average Daily Dose - průměrná denní dávka ($\text{mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$)
ADI	Acceptable Daily Intake - přijatelný denní příjem ($\text{mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$)
AF	Adherence Factor - adhezenční faktor specifický podle typu zeminy a exponované části těla (mg.cm^{-2})
AT	Averaging Time - doba průměrování (den)
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
B	poměr K_p pro průchod zrohovatělou částí a živými buňkami pokožky (bezrozměrný)
BW	Body Weight - váha těla (kg)
C	koncentrace kontaminantu v potravinách (mg.kg^{-1})
CA	koncentrace kontaminantu ve vzduchu (mg.m^{-3})
CDI	Chronic Daily Intake - chronický denní příjem (mg.kg.den^{-1})
CF	Conversion Factor - konverzní faktor (například $1.\text{cm}^{-3}$ nebo $10^{-6} \text{ kg.mg}^{-1}$)
CR	množství požití vody (l.den^{-1}) při plavání, sprchování, koupání
CS	koncentrace kontaminantu v zemině (mg.kg^{-1})
CW	koncentrace kontaminantu ve vodě (mg.l^{-1})
ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
ČIŽP	Česká inspekce životního prostředí
ČSN	chráněné označení českých technických norem
DAD	Dermal Absorbed Dose - dermální absorbovaná dávka ($\text{mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$)
DA_{ev}	Dose Absorbed per Event - absorbovaná dávka na 1 případ ($\text{mg.cm}^{-2}.\text{případ}^{-1}$)
DNAPL	Dense Non-Aqueous Phase Liquids - látky tvořící fázi těžší než voda
ECAO	U.S. EPA Environmental Criteria and Assessment Office
E	průměrná denní absorbovaná dávka - ADD nebo LADD ($\text{mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$)
EC	průměrná expoziční koncentrace při inhalační expozici (mg.m^{-3})
ED	Exposure Duration - trvání expozice (rok)
EF	Exposure Frequency - frekvence expozice (den.rok^{-1})
ELCR	Excess Lifetime Cancer Risk - zvýšené celoživotní riziko vzniku rakoviny (bezrozměrné)
ET	Exposure Time - čas expozice (hod.den^{-1})
EV	Event Frequency - počet případů za den (případ.den^{-1})
FA	Fraction Absorbed - absorbovaný podíl (0 až 1, bezrozměrný)
FI	Fraction Ingested - podíl požitého média z kontaminovaných zdrojů (0 - 1, bezrozměrný)
f	frakce uvolnitelného kontaminantu (0 - 1, bezrozměrná)
F	průtok vody (l.hod^{-1})
FI	průtok zavlažovací vody (l.hod^{-1})
f_{oc}	podíl organického uhlíku v zemině (%)
HEAST	Health Effects Summary Tables
HQ	Hazard Quotient - kvocient nebezpečnosti (bezrozměrný)
I	hydraulický gradient (bezrozměrný)
IARC	International Agency for Research on Cancer
IR	množství požití vody (l.den^{-1}), množství požití zeminy (mg.den^{-1}), inhalované množství vzduchu ($\text{m}^3.\text{hod}^{-1}$), množství požitých potravin (kg.jídlo^{-1})
IRIS	Integrated Risk Information System (U.S. EPA)
IUR	Inhalation Unit Risk - riziko inhalační jednotky (mg.m^{-3}) ⁻¹
k	koeficient filtrace (m.s^{-1})

K_d	distribuční koeficient (cm ³ .g ⁻¹)
K_{oc}	rozdělovací koeficient voda - organický uhlík (cm ³ .g ⁻¹)
K_p	Dermal Permeability Coefficient - koeficient průniku kůží (cm.hod ⁻¹)
KÚ	Krajský úřad
LADD	Lifetime Average Daily Dose - celoživotní průměrná denní dávka (mg.kg ⁻¹ .den ⁻¹)
LNAPL	Light Non-Aqueous Phase Liquids - látky tvořící fázi lehčí než voda
LOAEL	Lowest Observed Adverse Effect Level - úroveň nejnížší dávky, při které jsou pozorovány nepříznivé účinky (většinou mg.kg ⁻¹ .den ⁻¹)
MF	Modifying Factor - modifikační faktor
MW	Molecular Weight - molekulová hmotnost (g.mol ⁻¹)
MZ	Ministerstvo zemědělství
MZd	Ministerstvo zdravotnictví
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
n	pórovitost (%)
n_e	efektivní pórovitost (%)
NOAEL	No Observed Adverse Effect Level - úroveň dávky, při které nejsou pozorovány žádné nepříznivé účinky (většinou mg.kg ⁻¹ .den ⁻¹)
NV	nařízení vlády
PAU	polycyklické aromatické uhlovodíky
PPRTV	Provisional Peer Review Toxicity Values - veřejně nepřístupná databáze
p	Ludolfovo číslo (3,141592)
Q	vydatnost zdroje (mg.s ⁻¹ .m ⁻²)
R	retardační faktor (bezrozměrný)
RAIS	Risk Assessment Information System (Oak Ridge National Laboratory)
RfC	Reference Concentration - referenční koncentrace (většinou mg.m ⁻³)
RfD	Reference Dose - referenční dávka (mg.kg ⁻¹ .den ⁻¹)
RfD_{ABS}	Reference Dose Dermal - referenční dávka dermální (mg.kg ⁻¹ .den ⁻¹)
RfD_o	Reference Dose Oral - referenční dávka orální (mg.kg ⁻¹ .den ⁻¹)
r_b	objemová hmotnost zeminy (g.cm ⁻³)
SA	Surface Area - exponovaný povrch kůže (cm ²)
SEKM	Systém evidence kontaminovaných míst
SF	Slope Factor - faktor směrnice karcinogenity (mg.kg ⁻¹ .den ⁻¹) ⁻¹
SF_{ABS}	Dermal Slope Factor - dermální faktor směrnice karcinogenity (mg.kg ⁻¹ .den ⁻¹) ⁻¹
SF_o	Oral Slope Factor - orální faktor směrnice karcinogenity (mg.kg ⁻¹ .den ⁻¹) ⁻¹
SÚJB	Státní úřad pro jadernou bezpečnost
SZÚ	Státní zdravotní ústav
t	délka sprchování (hod)
T_{ev}	trvání případu (hod.případ ⁻¹)
T_{st}	čas potřebný k dosažení rovnovážného stavu (hod); T _{st} = 2,4 t
TEF	Toxic Equivalency Factor
TEQ	Toxic Equivalent
t	doba zpoždění (hod.případ ⁻¹)
u	přípovrchová rychlost větru (m.s ⁻¹)
U.S. EPA / EPA	United States Environmental Protection Agency
UF	Uncertainty Factor - faktor nejistoty
V	objem koupelny (m ³)
v	filtrační rychlost proudění podzemní vody (m.s ⁻¹)
v_r	rychlost šíření prioritních kontaminantů v podzemní vodě (m.s ⁻¹)
v_s	skutečná rychlost proudění podzemní vody (m.s ⁻¹)
X	strana čtvercové základny zavlažovací plochy (m)

Příloha 2

Závazná osnova závěrečné zprávy analýzy rizik

(v souladu s Přílohou č. 11 vyhlášky č. 369/2004 Sb. o projektování, provádění a vyhodnocování geologických prací, oznamování rizikových geofaktorů a o postupu při výpočtu zásob výhradních ložisek v platném znění)

Úvod

1. ÚDAJE O ÚZEMÍ

1.1 Všeobecné údaje

- 1.1.1 Geografické vymezení území
- 1.1.2 Stávající a plánované využití území
- 1.1.3 Základní charakterizace obydlenosti území
- 1.1.4 Majetkoprávní vztahy

1.2 Přírodní poměry zájmového území

- 1.2.1 Geomorfologické a klimatické poměry
- 1.2.2 Geologické poměry
- 1.2.3 Hydrogeologické poměry
- 1.2.4 Hydrologické poměry
- 1.2.5 Geochemické a hydrochemické údaje o lokalitě

2. PRŮZKUMNÉ PRÁCE

2.1 Dosavadní prozkoumanost území

- 2.1.1 Základní výsledky dřívějších průzkumných a sanačních prací na lokalitě
- 2.1.2 Přehled zdrojů znečištění
- 2.1.3 Vytipování látek potenciálního zájmu a dalších rizikových faktorů
- 2.1.4 Předběžný koncepční model znečištění

2.2 Aktuální průzkumné práce

- 2.2.1 Metodika a rozsah průzkumných a analytických prací
- 2.2.2 Výsledky průzkumných prací
- 2.2.3 Shrnutí plošného a prostorového rozsahu a míry znečištění
- 2.2.4 Posouzení šíření znečištění
 - 2.2.4.1 *Šíření znečištění v nesaturované zóně*
 - 2.2.4.2 *Šíření znečištění v saturované zóně*
 - 2.2.4.3 *Šíření znečištění povrchovými vodami*
 - 2.2.4.4 *Charakteristika vývoje znečištění z hlediska procesů přirozené atenuace*
- 2.2.5 Shrnutí šíření a vývoje znečištění
- 2.2.6 Omezení a nejistoty

3. HODNOCENÍ RIZIKA

3.1 Identifikace rizik

- 3.1.1 Určení a zdůvodnění prioritních škodlivin a dalších rizikových faktorů
- 3.1.2 Základní charakteristika příjemců rizik
- 3.1.3 Shrnutí transportních cest a přehled reálných scénářů expozice (aktualizovaný koncepční model)

3.2 Hodnocení zdravotních rizik

- 3.2.1 Hodnocení expozice
- 3.2.2 Odhad zdravotních rizik

3.3 Hodnocení ekologických rizik

3.4 Shrnutí celkového rizika

3.5 Omezení a nejistoty

4. DOPORUČENÍ NÁPRAVNÝCH OPATŘENÍ

4.1 Doporučení cílových parametrů nápravných opatření

4.2 Doporučení postupu nápravných opatření s odhadem finančních nákladů

5. ZÁVĚR A DOPORUČENÍ

Použitá literatura

Přehled použitých zkratk

Seznam příloh

Povinné přílohy:

1. Kopie evidenčního listu geologických prací
2. Přehledná mapa zájmového území v měřítku 1 : 25 000 nebo podrobnějším
3. Výpis z katastru nemovitostí včetně kopie katastrální mapy s orientačním zákresem zájmového území a výpis z listu vlastníků
4. Účelové a speciální mapy a řezy s odborným obsahem, včetně map provedených prací obsahujících specifikaci a lokalizaci dokumentačních bodů, přímých měření, odběrů vzorků a technických prací (včetně relevantních archivních dat)
5. Tabulkový přehled výsledků měření, zkoušek a rozborů
6. Geologická dokumentace průzkumných děl
7. Účelová hydrogeologická mapa a další mapy dokumentující výsledky prací
8. Mapy a schémata střetů zájmů chráněných zvláštními právními předpisy podmiňujících využití výsledků prací, případně doklady o výsledcích projednání střetů zájmů
9. Svodné interpretační schéma dokumentující hlavní dosažené výsledky a navržená doporučení (optimálně ve formátu A4 až A3)
10. Výsledky geodetického zaměření lokality a průzkumných děl (geodetická zpráva včetně přehledu souřadnic a grafických schémat měřických bodů)
11. Technické zprávy nebo posudky zpracované k řešení dílčích problémů specializovanými pracovišti
12. Protokoly pozorování, měření, zkoušek a rozborů pro jednotlivé druhy speciálních prací s uvedením podmínek jejich pořízení (zejména laboratorní protokoly)
13. Doklady o přepravě a odstranění odpadů vzniklých průzkumnými pracemi
14. Potvrzení MŽP o záznamu lokality do databáze SEKM (Systém evidence kontaminovaných míst)
15. Odhad finančních nákladů doporučených variant sanace - výkaz výměr, resp. rámcový tzv. „slepý“ rozpočet (volná příloha)

Doporučené přílohy:

1. Přehled fyzikálně-chemických a toxikologických charakteristik prioritních znečišťujících látek, přípravků, organismů nebo mikroorganismů
2. Modely, statistické výpočty apod.
3. Kopie relevantních povolení a správních rozhodnutí (např. kopie povolení k nakládání s vodami v případě, že nakládání s vodami při geologickém průzkumu toto povolení vyžadovalo)
4. Kopie protokolů o likvidaci technických prací s podpisem vlastníka případně nájemce pozemku
5. Fotodokumentace
6. Kopie souhrnné dokumentace v digitální podobě
7. Kopie výkresu (event. výřez výkresu) platného územního plánu zájmového území obsahující vymezení ploch s rozdílným využitím, příp. kopii textové části územního plánu obsahující stanovení podmínek pro využití ploch s rozdílným způsobem využití
8. Další podklady, které napomáhají rozvedení, vysvětlení a doplnění informací v textové části zprávy (do příloh je vhodné doplnit údaje, které nejsou zásadní pro porozumění textu zprávy, ale narušovaly by jeho plynulost nebo zbytečně odváděly pozornost čtenáře)

Příloha 3

Věcný obsah závěrečné zprávy analýzy rizik

Úvod

V úvodu je nutné uvést název a etapu úkolu a místopisné určení zkoumaného území. Dále musí být uveden objednatel prací a definována řešená problematika, důvody pro realizaci prací a vytyčené cíle s uvedením záměru, pro který mají být výsledky analýzy rizik využity. Dále se uvádí:

- Složení řešitelského týmu a jméno odpovědného řešitele, seznam subdodavatelů.
- Číslo evidenčního listu geologických prací, které přiděluje Česká geologická služba - Geofond.
- Stručný výčet hlavních bloků realizovaných prací (včetně přehledu případných změn oproti projektu).

1. ÚDAJE O ÚZEMÍ

1.1 Všeobecné údaje

1.1.1 Geografické vymezení území

Kapitola zahrnuje zejména:

- Popis situování zájmové lokality, včetně údajů o rozměrech a důležitých vzdálenostech.
- Správní zařazení.

V přílohách analýzy rizik musí být uvedena přehledná mapa zájmového území s vyznačením zkoumané lokality.

1.1.2 Stávající a plánované využití území

Informace o stávajícím a plánovaném využití území jsou zásadní pro nastavení reálných modelů a scénářů expozice i pro kategorizaci priorit kontaminovaných míst¹. Základním podkladem jsou územní plány daného území, je však nutné ověřit jak oficiální platnost těchto plánů (mj. formou diskusí se zainteresovanými subjekty), tak aktuální využití území formou terénní rekoгноskace. Kromě územních plánů jsou vhodným podkladem letecké snímky, zejména archivní při řešení dlouhodobě kontaminovaných území nebo při posuzování bývalých technologií, skládek a depozic odpadů.

Popis území se uvádí stručně, v případě výskytu potenciálních příjemců rizik je potřebné zpracovat jejich podrobnější charakterizaci. Způsoby využití kontaminovaného území je vhodné graficky zobrazit v přehledných mapách v příloze závěrečné zprávy.

Kapitola obsahuje:

- *Přehled stávajícího využití kontaminovaného území a přilehlého okolí.* Popis je zpracováván jako všeobecná charakterizace stávajícího využití území. Zároveň je potřebné zohlednit historii vývoje území s cílem identifikovat možné zdroje kontaminace a doby jejich působení.
- *Ochrana přírody a krajiny.* Uvádí se výčet a vzdálenost nejbližších území se zvláštní ochranou přírody (včetně chráněných oblastí přirozené akumulace vod) nebo prvky územního systému ekologické stability, především ve směru potenciálního šíření kontaminace. Pokud lze očekávat jejich reálné ohrožení, je potřebné uvést jejich bližší charakteristiku (typ ekosystému) a případné chráněné druhy.
- *Ochrana vodních zdrojů, nerostných surovin a technických objektů.* V případě vodních zdrojů s reálnou možností ohrožení je nutné uvádět informace o těchto zdrojích: útvar podzemních nebo povrchových vod², jímací objekt a jeho ochranné pásmo, dynamické hladiny, jímané množství vod, historie jímání, kdo je na zdroj napojen, provozovatel zdroje a případně i údaje o kvalitě vody. Specifickou pozornost je nutné věnovat přírodním léčivým zdrojům³. U zdrojů nerostných surovin se uvádí druh suroviny, stupeň prozkoumanosti, případné dobývací prostory. U popisu příslušných geologických struktur je možné odkázat na kapitolu o přírodních poměrech. U ochranných pásem technických objektů (např. železnice) je nutné uvést provozovatele a specifikovat vliv těchto pásem na možnost realizace průzkumných či sanačních prací.
- *Plánované změny využití lokality.* Plánované změny ve využívání území se uvádějí zejména na základě územního plánu či jeho aktuálních návrhů. Územní plán je možné doplnit také jako přílohu zprávy analýzy rizik. Informace o plánovaném využití území je vhodné ověřit a upřesnit při jednáních s majiteli pozemků, místními úřady a dalšími zainteresovanými stranami.

1 Metodický pokyn MŽP k plnění databáze SEKM včetně hodnocení priorit.

2 Ve smyslu zákona č. 254/2001 Sb. (vodní zákon) ve znění pozdějších předpisů

3 Ve smyslu zákona č. 164/2001 Sb. (lázeňský zákon) ve znění pozdějších předpisů

1.1.3 Základní charakterizace obydlenosti území

Tato kapitola je nezbytná pro nastavení reálných scénářů expozice, a musí proto (obdobně jako další kapitoly zprávy) vycházet z aktuálních dat. Kromě obecných informací, např. dostupných statistik, je nutné základní charakteristiky ověřit formou rekognoskace, případně řízených rozhovorů s obyvateli (např. způsob využití studní, využití povrchových vod k zálivce nebo charakter pobytu na lokalitě je vždy potřeba ověřit alespoň u části dotčených uživatelů).

Ve vztahu k potenciálním rizikům je potřebné uvádět počty a skladbu osob pohybujících se na kontaminovaném území a charakter jejich činnosti (obyvatelé, zaměstnanci, rekreatanti, atp.). Dále se uvádějí orientační údaje o počtu dotčených obyvatel, věkové struktuře, charakteru jejich pobytu atp. pro jednotlivé typy zástavby v blízkosti kontaminovaného území.

1.1.4 Majetkoprávní vztahy

Uvede se přehled vlastníků a právnických či fyzických osob s právem užívání pozemků na kontaminovaném území, resp. dalších dotčených pozemků v nejbližším okolí. Ke kapitole je nutné v příloze doložit snímek katastrální mapy a podle možností i výpis informací o parcelách v katastru nemovitostí. V případě rozsáhlých území s velkým množstvím vlastníků (vyšší desítky a více) se výpis neuvádí a zjišťování vlastnických vztahů se převede podle potřeb do doporučených opatření.

1.2 Přírodní poměry zájmového území

Účelem této kapitoly je vřadit lokalitu do regionálního kontextu (obvykle na úrovni informací map v měřítku 1 : 50 000). Uvádí se stručný regionální přehled a popis blízkého okolí a vlastní lokality, pokud možno s odkazem na grafické přílohy závěrečné zprávy.

Je nutno brát na zřetel srozumitelnost textu a neuvádět nerelevantní informace, např. nepopisovat podrobně kolektory, které jsou mimo migrační cesty, ale jen uvést informaci o jejich existenci. Při popisu přírodních poměrů je nutné zohlednit skutečnosti ověřené pracemi realizovanými v rámci projektu analýzy rizik.

Vlastní popis přírodních poměrů se podle rozsahu informací rozděluje do subkapitol, které je možné u jednoduchých lokalit uvádět pouze pomocí odrážek.

1.2.1 Geomorfologické a klimatické poměry

Je nezbytné využívat dostupná aktuální data a s těmito daty dále pracovat při přípravě a hodnocení expozičních scénářů - reálné klimatické poměry zájmového území musí být zohledněny v expozičních parametrech. Obvykle se v této kapitole uvádějí:

- Údaje o svazitosti a nadmořské výšce lokality včetně údajů o antropogenních změnách modelace terénu (výsypky, skládky, zářezy, důlní díla apod.); vhodné je v přílohové části doplnit topografickou mapu kontaminovaného území.
- Průměrné měsíční a roční srážkové úhrny dle nejbližší srážkoměrné stanice s obdobnou morfologickou pozicí.
- Aktuální údaje o teplotách, sněhové pokrývce, výparu apod. se podrobněji rozpracovávají pouze v případech, kdy jsou řešeny scénáře šíření znečištění významně ovlivňované těmito faktory (vytěkávání do ovzduší, kontakt s kontaminovanými zeminami, infiltrace atp.).
- Aktuální údaje o větrech v tabulkové formě či pomocí větrné růžice se uvádějí v případě řešení cest šíření znečištění spojených se vzdušným přenosem znečištění či k objasnění rozsahu sekundárního znečištění zemin či vod z imisí.

Obecné údaje o klimatických a geomorfologických poměrech lze přebírat z odborných publikací (např. vysvětlivek k základním hydrogeologickým mapám v měřítku 1 : 200 000), podrobné klimatické údaje poskytuje ČHMÚ.

1.2.2 Geologické poměry

Stručný popis geologických poměrů kromě rámcového popisu regionálních celků musí být zaměřen zejména na:

- Popis horninových typů zasažených kontaminací nebo v možném dosahu jejího šíření.
- Popis a členění různých typů antropogenních navážek s ohledem na umělé preferenční cesty migrace znečištění.
- Tektonické poměry (identifikace porušených zón a dalších přírodních preferenčních cest migrace znečištění).

1.2.3 Hydrogeologické poměry

Platí obdobná pravidla jako pro geologické poměry, uvádějí se pouze základní dostupné informace konkrétně související s analýzou rizik zájmové lokality:

- Informace o existenci hlavních kolektorů podzemních vod v regionálním rozsahu, včetně zařazení lokality do příslušného hydrogeologického rajónu.
- Stručný popis svrchního kolektoru, resp. všech kolektorů zasažených či potenciálně zasažených znečištěním (typ, stav hladin podzemních vod a jejich rozkvy, mocnosti a vzájemný vztah kolektorů, infiltrační území, hydraulický spád a směry proudění, propustnosti, koeficienty filtrace a transmisivity, orientační skutečná rychlost proudění, místa drenáže, resp. způsob vzájemného ovlivnění podzemních a povrchových vod).
- S ohledem na charakter znečištění posouzení možnosti ovlivnění hlubších kolektorů přetokem přes poloizolátory, tektonické a jiné poruchy, důlní díla, vrty či jiné antropogenní zásahy.
- Charakter současného, resp. potenciálního využívání podzemních vod – přítomnost či nepřítomnost jímacích území podzemních vod, významných pramenů, včetně minerálních apod.

1.2.4 Hydrologické poměry

V rámci popisu hydrologických poměrů se uvádí přehled nejbližších vodních toků a nádrží s ohledem na možnosti přímé drenáže znečištění (prostřednictvím srážkových či podzemních vod) či na vlivy možné infiltrace. Musí být také zmíněna přítomnost nebo nepřítomnost jímacích území vázaných na vodní toky, významných vodních děl apod. Tento popis úzce souvisí s geomorfologickým popisem; u jednoduchých poměrů lze proto popis hydrologických a geomorfologických poměrů spojit.

V případě řešení šíření znečištění do vodních toků a nádrží je nutné uvádět jejich základní charakteristiky (především významnost vodního toku podle příslušné vyhlášky⁴, průměrné průtoky, minimální zaručené průtoky, plocha povodí). V souladu s řešenou problematikou migrace znečištění musí být uváděny další charakteristiky mající vliv na drenáž nebo infiltraci vod (přítomnost jezů, úroveň hladiny a hloubka vody v korytě toku, kolmatace dna, n-leté průtoky, zátopová pásma a výskyt, resp. četnost případných povodní).

Potřebné údaje se přebírají od ČHMÚ a z realizovaných hydrogeologických průzkumných prací. Orientační údaje o průtocích lze také získat z vysvětlivek k základním hydrogeologickým mapám v měřítku 1 : 200 000, u menších vodotečí v dosahu možné migrace znečištění je vhodné provést přímé měření aktuálních průtoků.

1.2.5 Geochemické a hydrochemické údaje o lokalitě

Obdobně jako v ostatních částech zprávy je žádoucí uvádět pouze relevantní data, tedy data, se kterými bude analýza rizik dále pracovat - ať již při zdůvodnění rozsahu průzkumu, při hodnocení jeho výsledků nebo při tvorbě a hodnocení expozičních scénářů.

V rámci popisu hydrochemických údajů je posuzován vztah k uceleným hydrogeologickým subsystémům a jsou uváděny údaje o přirozeném chemismu podzemních vod (základní fyzikálně-chemický rozbor) či o pozadovém znečištění těchto vod. V případě významného antropogenního znečištění, které tvoří pozadí ke sledovanému znečištění na kontaminovaném území, je potřebné základní výsledky předchozích geochemických průzkumů popsat v následující kapitole 2.1.

Pro potřeby hodnocení rizik pro podzemní a povrchové vody se uvádí i naplnění požadavků na jakost vod podle souvisejících právních předpisů a norem⁵, při využití údajů, které poskytuje ČHMÚ nebo správci vodních zdrojů, toků či nádrží.

Pokud je v rámci řešení šíření znečištění uvažována sorpce organického znečištění na zeminy, uvádějí se zejména obsahy organického uhlíku podle jednotlivých litologických typů, resp. i obsah jílových minerálů. V případě řešení sorpce anorganických polutantů nebo jiných chemických reakcí v zeminách se uvádějí potřebné parametry chemického složení zemin.

Pokud jsou předmětem posuzování rizik skládky odpadů, výsypky, haldy, laguny a další antropogenní depozice, je nutné uvést alespoň orientační údaje o předpokládaném charakteru deponovaných materiálů (kromě obsahu chemických látek v různorodých odpadech se může např. jednat i o zvýšené obsahy kovů v důlních výsypkách).

V této kapitole je nutné posoudit také vypovídací schopnost a nejistoty dostupných informací (zjištěných např. z map reaktivit hornin) - tato zjištění jsou jedním z podkladů pro upřesnění průzkumu realizovaného v rámci analýzy rizik.

2. PRŮZKUMNÉ PRÁCE

Požadavky na náplň této kapitoly obecně vycházejí z vyhlášek MŽP č. 368/2004 Sb., o geologické dokumentaci a č. 369/2004 Sb., o projektování, provádění a vyhodnocování geologických prací, oznamování rizikových geofaktorů a o postupu při výpočtu zásob výhradních ložisek v platném znění a z Metodického pokynu MŽP pro průzkum kontaminovaného území. V relevantních oblastech jsou tyto požadavky upřesněny a doplněny s ohledem na specifický účel a charakter geologických prací prováděných v rámci analýzy rizik.

2.1 Dosavadní prozkoumanost území

Prozkoumanost lokality je vždy dána rozsahem dřívějších průzkumných prací, jejichž výsledky jsou archivovány, a jednak výsledky nově realizovaných prací.

Archivní údaje je potřebné získávat především od majitele (správce) posuzované lokality. Údaje o geologických poměrech je vhodné ověřovat v archivu České geologické služby - Geofond. K informacím o znečištění v okolí lze využívat také databázi SEKM nebo konzultace s vodoprávními úřady a ČIŽP. Zcela nezbytné je před zahájením průzkumných prací ověřit základní archivní údaje detailní terénní rekognoskací. Významným zdrojem indicií o znečišťování a jeho distribuci v minulosti jsou také údaje získané od pamětníků. V popisu dosavadní prozkoumanosti lokality by měly být zahrnuty pouze relevantní a podstatné údaje. Žádoucí je vyhodnotit historické výsledky ve vztahu k současným postupům hodnocení kontaminovaných lokalit (např. srovnání s hodnotami pozadí, srovnání s limitními hodnotami dle platných právních předpisů nebo odůvodněné srovnání s převzatými signálními hodnotami).

4 Vyhláška MZ č. 333/2003 Sb., kterou se stanoví seznam významných vodních toků a způsob provádění činností souvisejících se správou vodních toků

5 Zákon č. 254/2001 Sb. Vodní zákon, ve znění pozdějších předpisů
NV č. 61/2003 Sb. o ukazatelích a hodnotách znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech
NV č. 71/2003 Sb. o stanovení povrchových vod vhodných pro život a reprodukci původních druhů ryb a dalších vodních živočichů a o zjišťování a hodnocení stavu jakosti těchto vod
ČSN 75 7221 Jakost vod - Klasifikace jakosti povrchových vod

2.1.1 Základní výsledky dřívějších průzkumných a sanačních prací na lokalitě

Tato kapitola by měla obsahovat přehled relevantních dřívějších prací, jejím účelem však není automatické převzetí všech dosavadních výsledků, ale hlavně jejich zhodnocení ve vztahu k aktuální situaci na lokalitě a k předpokládanému dalšímu vývoji. Dostupná data by měla být mj. porovnána s požadovými hodnotami a legislativními ukazateli. Z přehledu by měla vyplynout využitelnost archivních dat a požadavky na nutné doplnění informací v rámci nově navrhovaných průzkumů. Kapitola popisuje:

- Chronologický přehled dosavadních průzkumných a sanačních prací (řešitelská organizace, objednatel, důvod, rozsah a doba prací, zásadní závěry, apod.) a zhodnocení relevance a reprezentativnosti dosavadních výsledků, případně jejich reinterpretační.
- Stávající platná rozhodnutí vztahující se k řešení znečištění na posuzovaném území nebo v jeho okolí.
- Aktuální stav prací (zejména v souvislosti s platnými správními rozhodnutími), výsledky terénní rekognoskace.

2.1.2 Přehled zdrojů znečištění

Tato kapitola je základem pro nastavení koncepčního modelu znečištění včetně vytypování prioritních kontaminantů, měla by proto přehledně popsat historii a lokalizaci potenciálních zdrojů (primárních ohnisek) kontaminace na lokalitě a v jejím nejbližším okolí. Uvedeny by měly být také zásadní nejistoty týkající se původních výrobních procesů a dalších potenciálních zdrojů nakládání se závadnými látkami. Kapitola musí zahrnovat:

- Relevantní informace o historii území s ohledem na kontaminující látky, které se na lokalitě mohou vyskytovat v důsledku provozované činnosti.
- Přehled zdrojů znečištění ve sledovaném území - lokalizace a časový průběh jejich působení, souhrnný přehled zjištěných nebo předpokládaných polutantů, s důrazem na zvlášť nebezpečné a jiné závadné látky (např. podle přílohy č. 1 k vodnímu zákonu).
- Dostupné informace o dalších potenciálních zdrojích znečištění v širším okolí, které mohou ovlivňovat sledované území.

2.1.3 Vytypování látek potenciálního zájmu a dalších rizikových faktorů

Tato kapitola přímo navazuje na kapitoly předcházející a na základě posouzení historie lokality a dostupných údajů o kontaminaci území musí definovat látky a faktory prioritního zájmu. Prvním kritériem závažnosti by mělo být prokázání případného překročení limitních hodnot dle platných právních předpisů (včetně limitů stanovených platným rozhodnutím vodoprávních úřadů), dále lze využít srovnání s požadovými případně dalšími odůvodněnými koncentračními hodnotami. V žádném případě nelze akceptovat přebírání obecných seznamů látek a jejich směsí bez vztahu k reálné situaci na posuzované lokalitě.

V kapitole se uvádí:

- Seznam závadných látek potenciálního zájmu a jejich základních fyzikálně-chemických charakteristik (podrobnosti je doporučeno vložit do příloh). Údaje o jednotlivých látkách jsou přebírány z bezpečnostních listů nebo vhodných databází (viz i příloha č. 6). Pro následnou kvantifikaci migračních cest a pro hodnocení nejistot výpočtů je vhodné porovnat relevantní parametry z různých databázových zdrojů. Ve výpočtech je pak nutné uvažovat případné rozmezí udávaných fyzikálně-chemických vlastností.
- Výčet dalších rizikových faktorů, které mohou negativně ovlivňovat zájmové území jinak než expozicí chemickými látkami (např. stabilita skládek, prašnost, eroze v důsledku kontaminace, mikrobiální kontaminace), nebo přirozené faktory, které mohou vyvolat vznik nových cest šíření kontaminace (sesuvy, změny proudění vyvolané provozem vodních děl, atp.).

2.1.4 Předběžný koncepční model znečištění

Předběžný koncepční model znečištění je nezbytnou součástí prováděcího projektu na realizaci průzkumných prací a analýzy rizik. Model musí vycházet z posouzení historie lokality, využití území, dostupných dat o kontaminaci území a ze zhodnocení možných migračních a expozičních cest.

Předběžný koncepční model shrnuje předpokládané expoziční cesty od jednotlivých zdrojů či ohnisek znečištění prostřednictvím reálných transportních cest a realistických scénářů expozice k potenciálním příjemcům rizik. Tento koncepční model je podkladem pro projektování a odůvodnění rozsahu průzkumných a vzorkovacích prací. Základním kritériem pro úplnost a správnost koncepčního modelu lokality je, že nesmí být v rozporu s žádnými známými fakty o lokalitě, naopak musí logicky vysvětlovat aktuální situaci na lokalitě. Předběžný koncepční model (v rozsahu do cca dvou stran) se postupně se doplňuje o všechny aktuálně zjištěné skutečnosti.

Koncepční model je účelné doplnit obrázkovým schématem (mapa, hydrogeologický řez) s orientačním vyznačením expozičních cest. Příklad zpracování koncepčního modelu je uveden v příloze č. 5.

2.2 Aktuální průzkumné práce

Tato kapitola patří mezi nejdůležitější části zprávy, protože uvádí data zásadní pro následné hodnocení rizik. Je nezbytné, aby aktuální průzkumné práce vycházely z vyhodnocení historických dat a byly plánovány podle možnosti etapovitě (v souladu s metodickým pokynem MŽP pro průzkum kontaminovaných území). Současně je nutné na základě zhodnocení dostupných dat a předběžného koncepčního modelu zvážit a v případě potřeby obhájit potřebu, rozsah a metodiku průzkumu.

2.2.1 Metodika a rozsah průzkumných a analytických prací

Při projektování průzkumu je potřebné kombinovat neinvazní a invazní průzkumné metody. Podle charakteru lokality a identifikovaných potřeb může vrtnému (geologickému, hydrogeologickému nebo inženýrsko-geologickému) průzkumu předcházet geofyzikální měření, vzorkování podzemních a povrchových vod z dostupných objektů, resp. profilů, či mělká sondáž. Po ukončení vrtných prací mohou kromě prakticky nezbytných hydrodynamických zkoušek, záměrů hladin a monitoringu následovat karotážní měření, posouzení přirozené atenuace a v případě potřeby další ověřovací průzkum. Součástí prací je zaměření průzkumných objektů. V některých případech je kvůli prostorovým nebo technickým omezením nutné předem počítat s interpolací nebo extrapolací získaných dat.

Při plánování průzkumu, chemických analýz a dalších speciálních prací je nutné vycházet z potřeb identifikovaných při řešení historických dat a rekognoscaci lokality. Výsledky průzkumu musí být využity v dalších etapách analýzy rizik.

V případě, že mezi látkami prioritního zájmu budou ropné látky, měly by být přednostně stanovovány uhlovodíky C_{10} - C_{40} a také prováděny kvalitativní rozborů ropných látek. Pro hodnocení rizik je nicméně nezbytné sledovat hlavně konkrétní látky a směsi, které prokazatelně mají nebo mohou mít toxické či ekotoxické účinky a pro které jsou v renomovaných mezinárodních databázích dostupné kompletní toxikologické charakteristiky.

V případě rozsáhlých akcí může být závěrečná zpráva průzkumných prací s podrobnou specifikací uvedena jako samostatná příloha. V závěrečné zprávě analýzy rizik však musí být uvedeno zdůvodnění rozsahu realizovaných průzkumných nebo vzorkovacích prací a jejich alespoň stručný výčet. Rozsah prací by měl odpovídat požadavkům na kategorii průzkumu B - podrobný průzkum (viz metodický pokyn MŽP č. 12 pro průzkum kontaminovaného území, 2005 a metodický pokyn MŽP pro vzorkovací práce v sanační geologii, 2006). Průzkumy nižší kategorie mohou být obvykle podkladem pouze pro předběžnou analýzu rizik.

Pokud není odkazováno na samostatnou zprávu, uvádí se v této kapitole:

- Zvolené metody, rozsah a lokalizace průzkumu nesaturované zóny ve vztahu k současným znalostem o lokalitě (geofyzikální měření, atmogeochemie, vrtné práce, vzorkování zemin, stavebních substancí či odpadů, rozsah laboratorních analýz apod.).
- Zvolené metody, rozsah a lokalizace průzkumu saturované zóny ve vztahu k současným znalostem o lokalitě (vzorkování stávajících hydrogeologických objektů, geofyzikální měření, vrtné práce - budování a vzorkování nových objektů, záměry hladin, hydrodynamické zkoušky, rozsah laboratorních analýz, opatření proti nežádoucímu propojování kolektorů a zavlékání kontaminace apod.).
- Zvolené metody, rozsah a lokalizace průzkumu povrchových případně odpadních vod ve vztahu k současným znalostem o lokalitě (vzorkování povrchových vod případně dnových sedimentů, záměry hladin a hloubka vody v korytě, měření průtoků, rozsah laboratorních analýz apod.).
- Stručný popis použitých analytických metod (včetně mezí detekce, způsobů manipulace se vzorky apod.).
- Metody a rozsah speciálních terénních prací (např. geodetické zaměření, ventingové zkoušky, kontrolní či referenční vzorky, karotáž či další speciální geofyzikální metody, zkoušky těsnosti, inženýrsko-geologický průzkum, speciální terénní testy apod.).
- Použité statistické metody a způsoby zpracování dat, včetně kvantifikace dostatečnosti dat pro daný účel v rámci hodnocení nejistot.
- Metody řízení jakosti, včetně plnění zákonných požadavků (potřebná povolení k průzkumu, ohlašovací a registrační povinnosti, nakládání s odpady, nakládání s vodami apod., včetně odkazů na povinnou primární dokumentaci).

2.2.2 Výsledky průzkumných prací

Zjištěné koncentrace kontaminantů, resp. další naměřené hodnoty musí být přednostně porovnávány s relevantními legislativními ukazateli, případně s hodnotami přirozeného pozadí. V případě nutnosti a vhodnosti je možné použít i další srovnávací hodnoty. Tato srovnání musí být graficky zaznamenána také v přílohových tabulkách (případně v mapových schématech).

Kromě tabulek musí být výsledky prezentovány také pomocí grafů, map a schémat. Žadující je používat statistická (a trendová) vyhodnocení relevantních souborů dat.

Kapitola obsahuje:

- Upřesnění přírodních podmínek na zájmové lokalitě, kvantitativní a kvalitativní popis výsledků průzkumu (včetně technických prací a měření in situ), srovnání výsledků analýz se stanovenými a zdůvodněnými kritérii - požadovými hodnotami (např. koncentracemi kontaminantů v zeminách v okolí lokality nebo ve vodách na přítokovém profilu), závaznými limitními hodnotami dle platných právních předpisů a dalšími relevantními ukazateli; uvedeny musí být odkazy na přílohovou část (tabulky, grafy, mapy, řezy, technické zprávy, protokoly apod.).
- Popis hydrogeologických poměrů, který je obvykle nutné doplnit interpretovanou mapou hydroizohyps se zohledněním hraničních podmínek (úroveň hladin podzemních a povrchových vod, mocnost zvodní, hloubka vody v korytě toku, nepropustné hranice, drenážní báze, inženýrské sítě, které mohou být preferenčními cestami, vlivy infiltrace či čerpání vod v zájmovém území apod.), a to v přiměřeném rozsahu k řešené problematice a s využitím co největšího počtu dokumentačních bodů.
- Plošné a prostorové vymezení rozsahu kontaminace s důrazem na identifikaci kontaminantů s prokázaným či předpokládaným výskytem na lokalitě ve fázi (LNAPL, DNAPL); uvedeny musí být odkazy na přílohovou část (zejména na interpretační mapy, řezy a schémata).

- Orientační bilance znečištění pro jednotlivé složky životního prostředí.
- Srovnání výsledků průzkumu s předběžným koncepčním modelem a s výsledky starších průzkumů, případně posouzení časového vývoje.
- Vyhodnocení dalších zjištěných informací, s odkazy na přílohovou část.

2.2.3 *Shrnutí plošného a prostorového rozsahu a míry znečištění*

Shrnutí musí být provedeno v textové i grafické podobě (pomocí účelových map a svodných interpretačních schémat dokumentujících hlavní dosažené výsledky). Nezbytné je ohraničení ohnisek zjištěné kontaminace v nesaturované zóně, v saturované zóně a v povrchových vodách - podle charakteru kontaminace. Textová část zahrnuje:

- Souhrn nejdůležitějších informací týkajících se rozsahu a míry (a případně vývoje) kontaminace, s rozlišením jednotlivých kontaminovaných médií a kontaminantů. Vždy je třeba odlišit situaci v ohniscích kontaminace, na jejich okrajích a v místech potenciální expozice.
- Popis případného překročení závazných limitních hodnot dle platných právních předpisů nebo dle platných rozhodnutí vodoprávních úřadů a charakteristiku případného závažného stavu (například prokázaný výskyt fáze ropných látek na hladině podzemních vod nebo při bázi kolektoru).

2.2.4 *Posouzení šíření znečištění*

Pro tuto etapu prací by měl mít zhotovitel průzkumných prací a analýzy rizika již k dispozici kompletní výsledky z průzkumu lokality, nicméně pro ověření nejasností z hlediska možností šíření znečištění je v odůvodněných případech žádoucí realizovat doplňující průzkumné, popř. další práce.

Posuzování šíření znečištění je významnou a složitou záležitostí, rozhodující jsou proto zkušenosti a znalosti odborného řešitele. Koncepce popisu je závislá na geologické stavbě území, na charakteristikách transportního média a na charakteru znečištění, způsobech jeho šíření a transformací. Zpravidla se používá členění do subkapitol níže uvedených. Popis je nicméně vhodné členit tak, aby nedocházelo ke zbytečnému rozdělení jedné kontinuální transportní cesty. Odděleně je pak nutné studovat šíření rozpuštěných kontaminantů a mobilitu omezeně rozpustných látek tvořících samostatnou kapalnou fázi.

Účelem posuzování šíření znečištění je kvantifikace množství znečišťujících látek migrujících daným geologickým prostředím k příjemcům rizik, aby bylo možné následně uzavřít a kvantifikovat transportní cestu. Požadovaným výsledkem je zpravidla koncentrace znečišťující látky v určitém médiu a čase na místě předpokládané expozice (expoziční koncentrace), která je dále využívána při hodnocení scénáře expozice.

Postupy kvantifikace šíření znečištění v transportních cestách jsou založeny na vyhodnocení údajů z nových i starších průzkumných prací. V rámci kvantifikace migrace lze využívat postupy jednoduchých numerických výpočtů až 3-D matematických modelů. Jejich použití se řídí složitostí řešené problematiky transportu a nelze je obecně specifikovat.

Možnost použití jednoduchých výpočtů lze odvozovat z literárních zdrojů a učebnic⁶. Možnosti aplikací matematických modelů je vhodné konzultovat s odbornými pracovišti, vycházet lze také z informací prezentovaných na internetových stránkách⁷.

6 Např. práce Fettera (1999), Bedienta et al. (1999) a Suthersana (1997), Freeze, Cherry (1979), Domenico, Schwarz (1990), Mucha, Šestakov (1987)

7 Např. internetové adresy „<http://water.usgs.gov/software/>“, „<http://www.scisoftware.com/>“ nebo „<http://typhoon.mines.edu/software/igwmcsoft/>“.

Jako příklad pro výpočet lineární retardace toku kontaminačního mraku a následný výpočet rychlosti šíření organických kontaminantů podzemními vodami (při zanedbání vlivu hydrodynamické disperze) lze použít následující rovnice:

Výpočet retardačního faktoru:

$$R = 1 + \frac{\rho_b}{n} K_d$$

R retardační faktor (bezrozměrný)
 ρ_b objemová hmotnost zeminy (g.cm^{-3})
 n pórovitost (%)
 K_d distribuční koeficient ($\text{cm}^3.\text{g}^{-1}$)

Pro distribuční koeficient K_d platí:

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc}$$

K_d distribuční koeficient ($\text{cm}^3.\text{g}^{-1}$)
 K_{oc} dělicí koeficient voda-organický uhlík ($\text{cm}^3.\text{g}^{-1}$)
 f_{oc} podíl organického uhlíku v zemině (%)

Rychlost proudění podzemní vody je možno stanovit pomocí Darcyho zákona:

$$v = -k \cdot I$$

$$v = v / n_e$$

v filtrační rychlost proudění podzemní vody (m.s^{-1})
 k koeficient filtrace (m.s^{-1})
 I hydraulický gradient (bezrozměrný)
 v_s skutečná rychlost proudění podzemní vody (m.s^{-1})
 n_e efektivní pórovitost (%)

Rychlost šíření prioritních kontaminantů:

$$v_r = v_s / R$$

v_r rychlost šíření prioritních kontaminantů v podzemní vodě (m.s^{-1})
 v_s skutečná rychlost proudění podzemní vody (m.s^{-1})
 R retardační faktor (bezrozměrný)

Hodnocení transportních cest je potřebné zakončit také posouzením procesů přirozené atenuace, zejména ve vztahu k hodnocení rizik a následným návrhům nápravných opatření.

2.2.4.1 Šíření znečištění v nesaturované zóně

Kapitola by měla podat přehled o všech ověřených (a potenciálních) zdrojích a ohniscích kontaminace a zaměřit se především na ta ohniska, která jsou zdrojem přímé expozice osob nebo saturované zóny (případně povrchových vod). Ohniska musí být vyznačena do mapových podkladů včetně případných preferenčních migračních cest znečištění. Jde zejména o znečištění zemin a stavebních konstrukcí (případně o charakter odpadů).

Požadovanou náplní této kapitoly je:

- Charakteristika nesaturované zóny (zpevněný a nezpevněný povrch, složení a stratigrafie, celková mocnost) a popis parametrů důležitých pro hodnocení migrace kontaminantů nesaturovanou zónou (zrnatost, vlhkost, propustnost pro vodu a vzduch).
- Popis stavu inženýrských sítí a podzemních staveb, které mohou sloužit jako preferenční cesty šíření kontaminantů (např. kanalizace, kabelová lože, základy objektů atp.).
- Odhad dalšího šíření znečištění (v nesaturované zóně, do ovzduší, do obytných objektů, podzemních a povrchových vod).

2.2.4.2 Šíření znečištění v saturevané zóně

Pro tuto kapitolu jsou stěžejní výsledky hydrogeologického průzkumu, případně geofyzikálních měření. Nutné je vymapovat reálné preferenční cesty šíření kontaminace, a to zejména na základě hydrodynamických zkoušek, záměrů hladin a interpretace výsledků chemických rozborů vzorků vod z hydrogeologických objektů (vrtů, sond, studní, kopaných sond, atd.) lokalizovaných na preferenčních trasách šíření kontaminace (zejména na přítoku a odtoku), resp. v celém prostoru kontaminačních mraků (v jeho ohniscích a na okrajích). V případě potřeby je při průzkumu v této fázi možné použít také karotážní měření na vybraných vrtech nebo měření nabitého tělesa či stopovací zkoušky tak, aby směry a rychlosti šíření kontaminace byly jednoznačněji ověřeny. Speciální pozornost musí být věnována výskytu a chování nerozpuštěných kontaminantů na hladině nebo při bázi kolektoru.

Požadovanou náplní této kapitoly je:

- Charakteristika zvodně a popis parametrů důležitých pro hodnocení migrace kontaminantů saturevanou zónou (koeficient filtrace, pórovitost, transmisivita, případně disperzivita).
- Popis výskytu rozpuštěných kontaminantů a látek tvořících samostatnou kapalnou fázi (na hladině vod či při bázi kolektoru), zhodnocení stability, resp. mobility a hmotnostních toků.
- Popis přírodních i umělých privilegiovaných cest šíření znečištění a drenážních či infiltračních účinků (např. kanalizace, výkopy, pohlbená koryta apod.).
- Odhad dalšího šíření znečištění (zejména k využívaným vodním zdrojům a do vod povrchových).

2.2.4.3 Šíření znečištění povrchovými vodami

Zásadním podkladem je zhodnocení hydrologických a hydrogeologických charakteristik zájmového území a výsledky chemických analýz, geofyzikálního měření či hydrometrování. Důležitá je důsledná konstrukce hydroizohyps (dokumentujících mj. drenážní či infiltrační interakce mezi podzemními a povrchovými vodami), případně doplněných hydrogeologickým řezem napříč korytem toku.

Požadovanou náplní této kapitoly je:

- Charakteristika povrchových vod z hlediska možné migrace kontaminantů mezi saturevanou či nesaturevanou zónou a povrchovými vodami (včetně specifikace mocnosti zvodně podzemních vod a hloubky vody v korytě povrchového toku v případě vzájemné interakce, lokalizace případných zátopových území a zhodnocení vlivu potenciálních záplav na ohniska kontaminace).
- Odhad dalšího šíření znečištění (včetně předpokládaného naředění).

2.2.4.4 Charakteristika vývoje znečištění z hlediska procesů přirozené atenuace

Atenuační procesy jsou rozsáhlým komplexem přirozených procesů, vedoucích ke snižování koncentrací a celkového množství kontaminantů v horninovém prostředí, zahrnujících jak destruktivní mechanismy jako např. biodegradace, abiotická oxidace či hydrolýza, tak nedestruktivní mechanismy jako např. sorpce, ředění, volatilizace a další. Analýza rizik zpravidla není vědeckým dílem a její zpracování je časově omezené, a proto je nutné se soustředit na identifikaci hlavních mechanismů a hodnocení přirozených atenuačních procesů vztáhnout k přínosům pro hodnocení rizik. Zároveň však nesmí být opomenuta často významná rizika plynoucí z atenuačních procesů, např. vznik dceřiných produktů s vyšší nebezpečností než původní sledované látky ve zdroji znečištění. Kromě chemických a fyzikálně-chemických charakteristik proto může být pro hodnocení atenuace důležitý i vývoj ekotoxicity.

Přirozené atenuační procesy probíhající v reaktivní zóně na čele kontaminačního mraku se podílejí na pozvolném snižování kontaminace prostředí. Probíhající procesy nejlépe dokládá rozsah kontaminačního mraku, který po dosažení určité velikosti začne stagnovat a následně se až zmenšovat (pokud dotace kontaminantu do prostředí skončila nebo pokud je rychlost dotace menší než rychlost atenuačních procesů). Reaktivní zóna je vymezena územím, ve kterém jsou zjištěny odlišné hodnoty sledovaných veličin od hodnot přirozeného pozadí.

Hodnocení přirozených atenuačních procesů by mělo objasnit následující okruhy otázek:

- zda kontaminační mrak je ve fázi rozšiřování, stagnace či zmenšování;
- zda v průběhu atenuačních procesů dochází k tvorbě nebezpečných meziproductů, zda tyto meziproducty jsou rychle či pomalu odbourávány;
- jak stabilní je současná situace při kontaminaci toxickými kovy a jaký může být vliv případných změn v podmínkách horninového prostředí (dominantní jsou změny pH a oxidačně-redukčního potenciálu);
- zda jsou případné kontaminující rozpustné anorganické soli využitelné při mikrobiálních procesech (např. dusičnany, dusitany, fosfáty, sírany, amonné ionty), zda se mohou sorbovat či zadržovat v horninovém prostředí (např. chloridy);
- jaké jsou možnosti a rizika stimulování atenuačních procesů v porovnání s přirozeným průběhem atenuace;
- jaký je odhad budoucího chování kontaminačního mraku - charakterizace úbytku a případně rychlosti odbourávání znečištění v horninovém prostředí.

Je zjevné, že v rámci analýzy rizik je většinou možné získat pouze omezené množství dat, zejména pokud jde o jejich časové řady. Z tohoto důvodu je doporučeno používat některý ze screeningových modelů hodnocení přirozené atenuace. Teoretické informace lze čerpat v četných monografiích, příručkách a učebnicích⁸.

2.2.5 *Shrnutí šíření a vývoje znečištění*

Tato kapitola představuje nejdůležitější část závěrečné zprávy o průzkumných pracích realizovaných na lokalitě a musí specifikovat migrační část koncepčního modelu pro hodnocení rizik. Musí proto obsahovat:

- Souhrn nejdůležitějších informací týkajících se šíření znečištění z identifikovaných ohnisek, rekapitulaci hlavních migračních cest z ohnisek kontaminace do míst reálné či potenciální expozice.
- Predikci vývoje znečištění, mj. z hlediska procesů přirozené (nebo stimulované) atenuace.

2.2.6 *Omezení a nejistoty*

Uvádí se nejistoty spojené s průzkumnými pracemi a popisem rozsahu či migrace znečištění s cílem stanovit vypovídací schopnost a časovou platnost výsledků průzkumu. Dále se uvádí doporučení pro snížení nejistot, která by se měla následně promítnout do návrhu doplňkových průzkumných prací nebo nápravných opatření. Do této kapitoly je možné zahrnout pouze takové poznatky, nejasnosti a nejistoty, které nelze ovlivnit, nebo jejichž ověřování by přesáhlo rámec prací projektovaných v rámci analýzy rizik a ta byla jinak zpracována v souladu se zadáním a tímto metodickým pokynem.

Základní hodnocené skupiny nejistot jsou následující:

- Prostorová omezení (např. nepřístupná území z důvodů nepovolání vstupů, frekventované komunikace, nepřístupné technologie a podzemní objekty, atp.).
- Časová omezení (např. nedostatek času k provedení opakovaných měření, vyčkávání na odstávky technologie, atp.).
- Technická omezení (např. nedostatečná citlivost měřících přístrojů, nepřístupná ochranná pásma).
- Finanční omezení (např. financování projektu nedostatečné pro potřebné práce, potřeba nepřiměřeně velkých nákladů k ověření některých parametrů).
- Možné chyby či omezení v programu vzorkování.
- Možné chyby v rámci analytických stanovení (mj. s ohledem na přesnost stanovení a na meze detekce použitých analytických metod).
- Reprezentativnost výsledných dat (zejména s ohledem na dostatečný počet vstupních údajů, použité statistické metody a charakteristiku statistického rozložení a rozptylu dat).

3. **HODNOCENÍ RIZIKA**

K tomuto kroku směřují všechny předchozí rešeršní, průzkumné a vyhodnocovací práce.

3.1 **Identifikace rizik**

Prvním krokem identifikace rizik je porovnání výsledků průzkumu s relevantními legislativními nebo jinými závaznými limity. Potvrzené překročení závazných legislativních limitů je jednoznačným důvodem pro zvažování nutnosti nápravných opatření.

Na základě aktuálně ověřených informací o charakteru a rozsahu kontaminace, po zhodnocení reálných mechanismů migrace i přirozené atenuace a po upřesnění nejdůležitějších transportních cest je nutné upřesnit relevantní scénáře expozice potenciálně ohrožených příjemců (lidské populace i ekosystémů). V této kapitole tedy musí být aktualizován koncepční model znečištění pro hodnocenou lokalitu. Teprve pro tento ověřený model jsou následně hodnocena reálná rizika. Pokud jsou již na základě aktualizovaného koncepčního modelu expoziční rizika vyloučena, není potřeba jejich další hodnocení provádět.

3.1.1 *Určení a zdůvodnění prioritních škodlivin a dalších rizikových faktorů*

Primárně musí být vytvořen přehled (např. tabulka) ukazatelů, které vstupují do dalšího hodnocení rizik, tedy u kterých bylo během průzkumných prací zjištěno překročení legislativních či jiných závazných limitů (zejména pro pitnou či povrchovou vodu, případně podle dalších legislativních podkladů) nebo které mohou mít významný vliv na lidské zdraví či ekosystém. Do přehledu bude také zahrnut výskyt fáze ropných látek, ať už na hladině vod nebo při bázi kolektoru (viz závadný stav na vodách). Reálná rizika jsou pak dalším důvodem, proč se prioritními škodlivinami a dalšími rizikovými faktory dále zabývat. Důvodem není pouhé překročení signálních hodnot kontaminace.

Kapitola musí zahrnovat:

- Určení a zdůvodnění prioritních kontaminantů s ohledem na charakter, míru, rozsah a vývoj kontaminace a na identifikované příjemce znečištění.
- Tabulkový přehled nebo slovní popis základních toxikologických vlastností prioritních kontaminantů včetně použitého zdroje informací (tento popis lze zařadit do přílohové části zprávy).

⁸ Např. literatura Appelo, Postma 1996, Bedient, Rifai, Newell 1999, Boulding 1995, Deutsch 1997, Fetter 1999, Howard 1991, Nyer 1996, Wiedemeier et al. 1999, Šráček, Datel, Mls 2000, 2002, MŽP 2001

- Přehled dalších rizikových faktorů pro danou lokalitu, včetně přehledu prokázaného či potenciálního porušení legislativních norem, zejména zjištění závažného ohrožení nebo znečištění povrchových nebo podzemních vod (tato porušení již sama o sobě indikují nutnost nápravných opatření).

3.1.2 Základní charakteristika příjemců rizik

Během analýzy rizik musí být sestaven reálný koncepční model - upřesněny migrační cesty a expoziční scénáře. Účelem této kapitoly je lokalizovat, charakterizovat a orientačně kvantifikovat ohrožené subjekty a ekosystémy a ověřit chování ohrožených obyvatel ve vztahu k reálné nebo potenciální expozici. Kapitola proto musí obsahovat:

- Přehled a zdůvodnění všech ohrožitelných subjektů (osob, ekosystémů), včetně jejich lokalizace ve vztahu ke zdrojům rizik.
- Reálné modely chování příjemců ve vztahu k potenciální expozici.

3.1.3 Shrnutí transportních cest a přehled reálných scénářů expozice

Tato kapitola je závěrečnou interpretací všech dosud zjištěných skutečností a prezentuje konečné upřesnění koncepčního modelu znečištění. Přehledně musí být shrnuty a na základě výsledků průzkumu zdůvodněny všechny transportní cesty a reálné expoziční scénáře, včetně jednoznačné identifikace expozičních parametrů (nejenom koncentrační hodnoty, ale také další parametry definující způsob a míru expozice). Kapitola musí obsahovat:

- Aktualizovaný koncepční model - shrnutí hlavních mechanismů migrace znečištění s ohledem na příjemce rizik a prognózu dalšího šíření znečištění.
- Výčet reálných expozičních scénářů a jejich parametrů, popis jejich podmíněnosti (současné či budoucí působení, návaznost na změny územního plánu, využití brownfields atp.).
- Výčet expozičních koncentrací podle jednotlivých expozičních cest a míst expozice, tj. přehled reprezentativních vstupních koncentrací, resp. statisticky odůvodněného rozptylu koncentračních hodnot použitých pro následnou kvantifikaci scénářů expozice.

3.2 Hodnocení zdravotních rizik

V této kapitole je nutné vyhodnotit reálný či potenciální vliv zjištěných prioritních kontaminantů na lidské zdraví. **Hodnocení zdravotních rizik se nemusí provádět u látek, jejichž koncentrace při průzkumných pracích prokazatelně přesáhly závazné limity dle platných právních předpisů.** Již tato skutečnost je dostatečným dokladem o závažných zdravotních (ekologických) rizicích a prokazuje existenci závažného stavu, který je nezbytné urychleně řešit. Potřebné je však zabývat se také trendy kontaminace, které mohou k případnému překročení legislativních limitů vést v blízké budoucnosti a rovněž situacemi, kdy velmi výrazné překročení legislativních limitů vyžaduje skutečně urgentní nápravné opatření. Současně je nutné i v případě překročení legislativních limitů zohlednit, že koncentrační hodnoty v jednotlivých médiích neznamenají totéž co expozice na místě příjmu, že překročení limitů nemusí být způsobeno ekologickou zátěží (viz např. zvýšené koncentrace kovů v oblasti ložisek) a že např. závažný stav na vodách může mít i kvalitativní charakteristiku (např. fáze, film, zápach).

V případech, kdy legislativní nebo jiné závazné hodnoty neexistují, 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 hodnocení zdravotních rizik je tedy také nutné znát toxikologické charakteristiky sledovaných kontaminantů nebo jejich směsí včetně vztahu dávka - účinek, parametry reálné expozice (včetně koncentrací kontaminantů v místě expozice) a míru obecně akceptovatelných rizik. Pro některé látky (např. PAU, dioxiny a furany) je pak stanoven přepočtový faktor toxicity, tzv. TEF – Toxic Equivalency Factor, který indikuje stupeň toxicity v porovnání s látkami, pro které jsou dostupná toxikologická data. Na základě využití těchto hodnot je možné stanovit toxický ekvivalent (tzv. TEQ – Toxic Equivalent) směsi vybraných látek. Principy hodnocení zdravotních rizik jsou uvedeny v příloze č. 4.

3.2.1 Hodnocení expozice

Hodnocení expozice se provádí pouze pro reálná rizika odpovídající aktualizovanému koncepčnímu modelu a stávajícímu nebo plánovanému využití daného území.

Pokud nejsou pro hodnocené prostředí stanoveny závazné limity dle platných právních předpisů⁹, provádějí se výpočty expozice (tj. přijatých dávek) podle expozičních rovnic specifických pro jednotlivé expoziční scénáře. Pro kvantifikaci expozice jsou v tomto metodickém pokynu použity predikční modely U.S. EPA. Aktualizované příklady expozičních scénářů, expoziční rovnice a charakteristiky jednotlivých konstant a proměnných jsou podrobněji popsány v příloze č. 4 tohoto metodického pokynu.

9 Zákon č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví a o změně některých souvisejících zákonů, ve znění pozdějších předpisů
 Vyhláška MZd ČR č. 135/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na koupaliště, sauny a hygienické limity písku v pískovištích, ve znění pozdějších předpisů
 Vyhláška MZd č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, ve znění pozdějších předpisů
 Vyhláška MZd č. 432/2003 Sb., kterou se stanoví podmínky pro zařazování prací do kategorií, limitní hodnoty ukazatelů biologických expozičních testů, podmínky odběru biologického materiálu pro provádění biologických expozičních testů a náležitosti hlášení prací s azbestem a biologickými činiteli, ve znění pozdějších předpisů
 Nařízení vlády 178/2001 Sb., kterým se stanoví podmínky ochrany zdraví zaměstnanců při práci, ve znění pozdějších předpisů

Výpočty přijatých či absorbovaných dávek má smysl provádět pouze u reálných expozičních scénářů a také pouze u prioritních kontaminantů a jejich směsí, pro které v renomovaných databázích existují informace o vztahu přijatých dávek a jejich účinků na lidské zdraví, případně faktory TEF. Součástí hodnocení expozice tedy musí být kromě přehledu zdůvodněných vstupních a expozičních parametrů (zejména reprezentativních vstupních koncentrací) i přehled převzatých referenčních dávek či koncentrací (RfD, RfC) u nekarcinogenních účinků resp. faktorů směrnice (SF) 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 pouze orientační srovnání s účinky obdobně působících látek.

Veškeré nejistoty spojené s modelováním či podmíněností expozičních scénářů nebo s omezenou dostupností dat o působení sledovaných kontaminantů na lidské zdraví je nutné specifikovat a vyhodnotit v kapitole 3.5 Omezení a nejistoty.

3.2.2 Odhad zdravotních rizik

V této závěrečné etapě hodnocení zdravotních rizik se vypočteným reálným expozicím přiřazuje míra nebezpečnosti a provádí se další slovní hodnocení zjištěných rizik. Doporučené postupy hodnocení jsou uvedeny v příloze č. 4 tohoto metodického pokynu. Odhad zdravotních rizik není třeba provádět v případě překročení legislativních limitů.

3.3 Hodnocení ekologických rizik

Hodnocení ekologických rizik se neprovádí u látek, jejichž koncentrace při průzkumných pracích přesáhly závazné limity dle platných právních předpisů. Již tato skutečnost je dostatečným dokladem o závažných ekologických rizicích, dokládá existenci závažného stavu, který je nezbytně urychleně řešit.

V případě hodnocení 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 s limity dle platných právních předpisů¹⁰ a podle potřeb i odborných postupů pro hodnocení rizik pro životní prostředí v souladu s příslušnou vyhláškou¹¹.

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.

Veškeré nejistoty spojené s hodnocením ekologických rizik je nutné specifikovat a vyhodnotit v kapitole 3.5 Omezení a nejistoty.

3.4 Shrnutí celkového rizika

V této kapitole musí být uveden výčet a charakteristika zjištěných rizik pro lidské zdraví či jednotlivé složky životního prostředí, která je potřebné nadále monitorovat (ověřit) či eliminovat. I v případě, že lze rizika pro jednotlivé expoziční scénáře kvantifikovat, je nutné rizika a jejich podmíněnost charakterizovat také slovně. Ze shrnutí a slovního popisu by mělo jasně vyplynout, které kontaminanty a expoziční cesty znamenají zásadní rizika pro jednotlivé příjemce a musí být proto přednostně řešeny. Výsledky kvantifikace rizika z předchozí kapitoly se zde diskutují v kontextu s dalšími okolnostmi a vyslovují se závěry, ze kterých se vychází při formulaci cílů a charakteru nápravných opatření.

3.5 Omezení a nejistoty

Do této kapitoly je možné zahrnout pouze takové poznatky, nejasnosti a nejistoty, které nemohl zpracovatel ovlivnit nebo jejichž ověřování by přesáhlo rámec prací projektovaných v rámci předkládané analýzy rizik a ta byla jinak zpracována v souladu se zadáním a tímto metodickým pokynem. V rámci analýzy rizik nelze např. zjistit přímé zdravotní dopady expozice jednotlivým kontaminantům (nebo jejich směsím) a je nutné spoléhat na průběžně aktualizované mezinárodní databáze, které však také poskytují pouze omezený soubor informací. Proto je potřeba v některých případech výsledky extrapolovat s využitím známých (eko)toxikologických charakteristik a modelových případů. Obvykle je v případě nejistot při hodnocení zdravotních rizik akceptován příklon na stranu vyšší bezpečnosti.

V této kapitole je nutné popsat všechny nejistoty spojené s hodnocením zdravotních a ekologických rizik a vyhodnotit jejich dopad na závěry a doporučení analýzy rizik. Mezi základní nejistoty lze zařadit zejména:

- Dopady nejistot z etapy průzkumu (tedy zejména problematiku reprezentativnosti vstupních dat).
- Nejistoty spojené s podmíněností expozičních cest (sanační opatření by neměla být navrhována na základě zcela hypotetických scénářů nebo na základě rizik podmíněných pouze realizací vlastních sanačních prací).

10 Např. nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech

Vyhláška MŽP č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu

Vyhláška MZd č. 376/2000 Sb., kterou se stanoví požadavky na pitnou vodu a rozsah a četnost její kontroly

11 Vyhláška MŽP č. 223/2004 Sb., kterou se stanoví bližší podmínky hodnocení rizika nebezpečných chemických látek pro životní prostředí

- Nejistoty spojené s odvozením expozičních koncentrací v případě, že nelze tyto koncentrace přímo měřit (je nutné uvést všechna omezení týkající se relevance použitých dat a provedených výpočtů).
- Nejistoty týkající se vztahu dávka a účinek (je nutné provést diskusi dat použitých pro odvození referenčních dávek, včetně faktorů nejistoty a modifikujících faktorů).
- Nejistoty spojené s hodnocením synergických účinků různých látek či kombinace dalších rizikových faktorů.

4. DOPORUČENÍ NÁPRAVNÝCH OPATŘENÍ

Návrh nápravných opatření je jedním z hlavních výstupů analýzy rizik, neboť slouží jako odborný podklad pro rozhodování o nutnosti, rozsahu a způsobu sanace, případně pro správní řízení, v němž jsou kompetentním správním orgánem ukládána opatření k nápravě, tedy k odstranění závadného stavu či specifikovaného znečištění, resp. k eliminaci rizik vyplývajících z vlivu kontaminovaného území na lidské zdraví a jednotlivé složky životního prostředí, nebo k jejich snížení na přijatelnou definovanou míru. Vždy je nutno stanovit cíle nápravných opatření a navrhnout reálné způsoby dosažení těchto cílů, tj. doporučit i vhodné technické či administrativní postupy a zohlednit finanční a časovou náročnost.

Doporučení nápravných opatření musí odpovídat výsledku hodnocení rizik. Při zpracování návrhů nápravných opatření je zapotřebí vzít v úvahu a respektovat v plném rozsahu veškerá data a informace o charakteru, rozsahu a závažnosti kontaminace a o reálných, případně potenciálních rizicích zjištěných v průběhu zpracování analýzy rizik. Rovněž je nutné zohlednit specifické podmínky dané lokality a definované faktory nejistoty. K interpretaci dat je zapotřebí přistupovat s jistým empirickým nadhledem ke zjištěným absolutním číselným údajům (naměřené koncentrace, převzaté tabulkové hodnoty, konstanty, výsledky matematických modelů a podobně) a se snahou tato data citlivě využít v konkrétních podmínkách hodnoceného kontaminovaného území.

4.1 Doporučení cílových parametrů nápravných opatření

Cílový stav eliminace negativních vlivů a rizik z kontaminovaného území je možno determinovat ve dvou rovinách:

Stanovení a zdůvodnění cílů nápravných opatření

Tyto cíle se přímo odvíjejí od současného a plánovaného způsobu využívání území nebo naopak definují budoucí způsob využívání území s ohledem na možnost ponechání zbytkového znečištění. Jedná se o formulaci a zdůvodnění kvalitativních cílů, kterých by mělo být dosaženo realizací nápravných opatření, např.:

- Odstranit závadný stav na vodách, případně zabránit vzniku závadného stavu na vodách.
- Zamezit dalšímu plošnému a prostorovému šíření kontaminace mimo definované hranice.
- Zamezit promývání nesaturované zóny srážkovými a jinými povrchovými vodami.
- Obnovit původní kvalitu podzemních vod vodohospodářsky významného kolektoru.
- Eliminovat možnost úniku nebezpečných látek ze starých technických zařízení a podzemních rozvodů.
- Zabezpečit prostor proti vstupu nepovolaných osob.
- Předejít ekologické újmě.
- Eliminovat zdravotní rizika související s identifikovanou expozicí (např. z ingesce, inhalace, dermálního kontaktu...).
- Zamezit používání vody z kontaminovaného zdroje.
- Ověřit vývoj znečištění na lokalitě za účelem upřesnění jeho potenciálních negativních vlivů, atp.

Odvození cílových parametrů

Cílové parametry představují kvantitativní (zpravidla číselné) vyjádření definovatelných, měřitelných a interpretovatelných charakteristik cílů nápravných opatření a měly by odpovídat požadovanému jakostnímu stavu sledovaného média v konkrétně definovaném místě a ve specifikovaném čase. Pokud nelze pro stanovení cílových parametrů přímo použít závazné limity dle platných právních předpisů¹⁹, odvozují se dalšími relevantními dostupnými metodami a metodikami (hydrotechnickými či jinými výpočty, odvozením či výpočtem od reálných expozičních scénářů, odvozením z matematických modelů a v odůvodněných případech i odborným odhadem). Způsoby výpočtu, odvození či odhadu musí být věcně a odborně zdůvodněny.

Odvozování cílových parametrů sanace pomocí tzv. obrácené úlohy z výsledku kvantifikace rizik se používá pouze pro kontaminanty, u kterých bylo v reálných expozičních scénářích prokázáno překročení přijatelné míry rizik. Pro výpočet cílových parametrů přitom musí být použity původní expoziční scénáře a parametry a vypočtené hodnoty proto vždy odpovídají konkrétnímu způsobu a místu expozice. Kromě kvantifikace - odvození cílových parametrů výpočtem - musí být uvedeno i slovní zdůvodnění, zahrnující např. nejistoty při odhadu rizik, synergické efekty působení jednotlivých rizikových faktorů či reálnou dosažitelnost navržených parametrů.

Pokud se místo expozice, resp. místo se stanovenými cílovými parametry neshoduje s ohniskem kontaminace resp. s místem předpokládaného sanačního zásahu, je nutné od cílových parametrů odvodit specifické **sanační limity** pro sanované oblasti. Při tomto odvození musí být zohledněny konkrétní podmínky dané lokality, zejména charakter migrace znečištění v daných přírodních poměrech (včetně technických omezení, fyzikálně-chemických procesů, faktorů přirozené atenuace či časových hledisek), možnosti prevence migrace znečištění či možnosti přerušení migračních cest a technologické možnosti použitelných sanačních metod.

Cílové parametry sanace ani sanační limity nelze odvozovat od signálních hodnot kontaminace. Při navrhování cílových parametrů a sanačních limitů musí být vždy zohledněny specifické podmínky konkrétního řešeného případu.

V případě, že se bude jednat o látky převyšující svými koncentracemi legislativní limity, jsou cílovými parametry nápravných opatření tyto legislativní limity, popřípadě hodnoty od nich odvozené (například v situaci, kdy jsou sice překročeny limity pro pitnou vodu, ale daná oblast má zaveden vodovod, mohou být limity zvýšeny, např. na úroveň limitů pro zálivku, nebo může být navrženo nápravné opatření spočívající v přerušení expozičních cest).

V případě, že legislativní limity neexistují a přesto vznikne potřeba cílový parametr definovat, odvodí se výhradně zpětným výpočtem z vyhodnocených expozičních scénářů. Zpětný výpočet bude přílohou předložené analýzy rizik a musí být kdykoliv zopakovatelný tak, aby bylo možné zvolený postup prověřit a transparentně doložit jeho správnost. Příloha bude tedy obsahovat všechny podkladové údaje potřebné pro možnost transparentního zopakování výpočtu a pro zdůvodnění cílových parametrů sanace.

Cílovým parametrem může být rovněž odstranění fáze kontaminantu (LNAPL nebo DNAPL). V těchto případech musí být součástí návrhu definice, co se pod pojmem fáze rozumí a jak bude prokázáno, že je stanovený parametr splněn. Aby mohla být fáze odstraněna, musí být v některých případech také odstraněna kontaminovaná zemina, limit pro její odstranění tedy nevyplyne z hodnocení rizik, ale např. z navrhovaného technologického postupu opatření k nápravě. V tom případě bude limitem pro zeminy taková koncentrace závadné látky, která již nepovede ke vzniku fáze. I tento výpočet musí být uveden v přílohách analýzy rizik, aby mohl být následně kdykoliv zopakovatelný a bylo možné zvolený postup prověřit a transparentně doložit jeho správnost.

Lze připustit také použití tzv. technických limitů (například u kyanidů při odstraňování kontaminace zemin PAU). Tyto limity lze například odvodit z podmínek pro biodegradovatelnost kontaminovaných zemin apod.

Technickým kritériem dosažení cílového stavu může být také např. odstranění starých technologií obsahujících nebezpečné látky nebo rekonstrukce porušené kanalizace.

Cílovým parametrem pro monitoring může například být klesající nebo stagnující trend vývoje kontaminace v určených monitorovacích objektech a v určeném období.

Cílové parametry a sanační limity se vyjadřují:

- koncentrací kontaminantu ve sledovaném prostředí (voda, zemina, vzdušina, výluh, atp.) a v jednoznačně definovaném místě (na odtokovém profilu, v sanovaném ohnisku atp.);
- jinými fyzikálně-chemickými nebo biologickými jednotkami či ukazateli (např. pH, četnost mikroorganismů ve sledovaném médiu);
- technickými jednotkami, veličinami a parametry (např. technické parametry pasivních či reaktivních sanačních metod).

Zejména v případech, kdy lokalita má znaky heterogenity (z hlediska geologických a hydrogeologických podmínek či s ohledem na rozdílnou úroveň rizik pro různě ohrožené subjekty či objekty), je třeba volit nejen plošnou, ale i prostorovou diverzifikaci cílových parametrů, například:

- pro intravilány a extravilány průmyslových areálů;
- pro oblasti a objekty vyžadující zvýšenou ochranu z hlediska vodohospodářských zájmů (např. pro odtokový profil podzemních vod), z hlediska ochrany zdraví obyvatel (pro místa potenciální expozice) apod.;
- pro lokality a ohniska, která jsou zabezpečena prvky aktivní či pasivní ochrany (hydraulické bariéry, pasivní či reaktivní podzemní stěny apod.).

Cíle nápravných opatření a cílové parametry by měly být stanoveny v konsensuální dohodě všech zainteresovaných stran - především správních a kontrolních orgánů v oblasti ochrany životního prostředí (zejména MŽP, ČIŽP, KÚ, obce s rozšířenou působností), ochrany veřejného zdraví (zejména SZÚ a orgány hygienické služby) a územního plánování (regionální a místní úřady), vlastníků pozemků a zpracovatelů analýzy rizik. V případě, že rozhodnutí o dalším postupu nebude akceptovat závěry analýzy rizik, musí být neakceptování těchto závěrů jasně zdůvodněno.

Nedílnou součástí každého návrhu cílových parametrů sanace musí být jejich zdůvodnění napsané tak, aby bylo využitelné při tvorbě rozhodnutí o nápravných opatřeních.

4.2 Doporučení postupu nápravných opatření s odhadem finančních nákladů

Postup dalších opatření musí odpovídat rizikům zjištěným analýzou rizik a vyhodnocené kategorii priority kontaminovaných míst. U složitějších a nákladnějších opatření je doporučeno realizovat studii proveditelnosti jako další etapu prací.

Nápravná opatření je nutno věcně a časově definovat v proveditelných etapách, které odpovídají úrovni poznání z analýzy rizik, aktuálním vědeckým poznatkům i reálným technologickým a ekonomickým možnostem.

Nápravná opatření se zpravidla skládají ze dvou částí, tj. ze sanačního zásahu a monitoringu po ukončení sanace. Sanační zásah může být zcela nebo částečně nahrazen administrativními opatřeními (omezení nebo změna využití kontaminovaného území, atp.), alternativními opatřeními (např. náhradní zdroj vody, náhradní bydlení). Případný odklad řešení problematiky kontaminovaného území z jakýchkoliv důvodů je nutno chápat jako specifický případ administrativního opatření.

Návrh monitoringu bez aktivní sanace území se zpravidla navrhuje v jednoduchých případech, kdy:

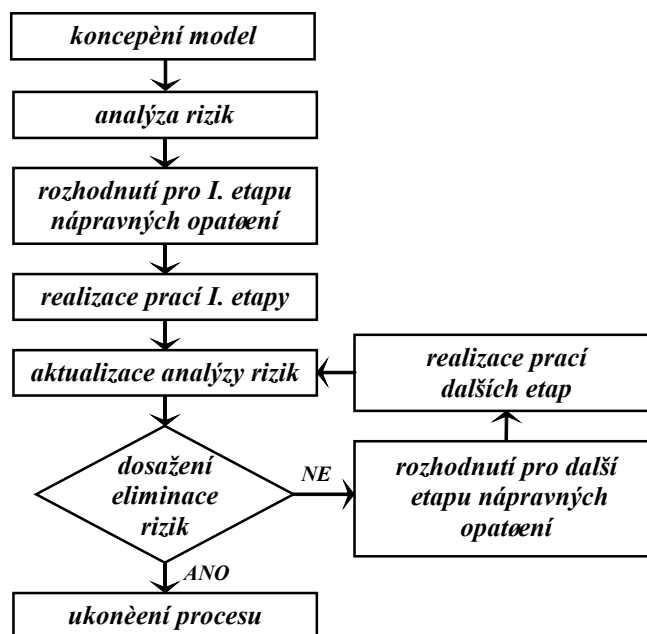
- k eliminaci stanovených rizik z kontaminovaného území v přiměřeném čase postačují přirozené atenuační procesy;
- plošný rozsah je stabilizován nebo koncentrace nebezpečných látek jsou pod sanačními limity a zároveň v cestě migrace nedochází k akutnímu ohrožení příjemců rizik;
- znečištění v kontaminovaném území je přirozené nebo uměle izolované či zakonzervované a za standardních podmínek nepředstavuje riziko, nicméně jsou důvody pro sledování jeho dalšího vývoje.

V případech, kdy aktuální úroveň poznání problému nedovoluje exaktně definovat návrhy opatření směřující k definitivnímu dosažení cílů nápravných opatření, je nezbytné zvolit etapovitý přístup, především u sanačních opatření. Tento etapovitý přístup by měl být v daných případech v analýze rizika navržen a následně zakotven v rozhodnutích správních orgánů (případně i v požadavcích nebo postupech soukromých investorů, pokud není sanace podmíněna správním rozhodnutím). Etapovitost nápravných opatření je nutné zvolit především u následujících typů kontaminovaných území:

- rozsáhlá lokalita s větším spektrem významných kontaminantů;
- nehomogenní geologické prostředí (puklinové prostředí, významné preferenční transportní cesty, atp.);
- vysoká rizika pro snadno zasažitelné objekty a subjekty;
- významné faktory nejistoty;
- jiné závažné skutečnosti.

Přednostně musí být realizována opatření eliminující akutní ohrožení lidského zdraví.

Sanační zásah pak obvykle probíhá podle následujícího schématu:



Pod pojmem realizace prací se rozumí nápravná opatření realizovaná zpravidla v delším časovém úseku (sanační práce, monitoring). Při realizaci prací v jednotlivých etapách se předpokládá pozitivní změna distribuce znečištění v kontaminovaném území směrem k celkovému snížení kontaminace nebo omezení migračních cest. Obdobné pozitivní či negativní změny však mohou nastat i při neočekávaných událostech (např. povodně), změnou využití území či po dlouhodobém přerušení prací. Takovéto události je pak potřebné považovat za neřízené etapy realizace prací a před dalším nakládáním s kontaminovaným územím je potřebné zpracovat aktualizaci analýzy rizik.

Text kapitoly 4.2 by měl v relevantním rozsahu obsahovat následující body:

Koncepce postupu nápravných opatření

Určení jednotlivých postupných kroků, které je potřebné realizovat k dosažení cílů nápravných opatření, včetně komunikace zjištěných rizik s dotčenou veřejností.

Návrh nápravných opatření nebo srovnání alternativních postupů odstranění závadného stavu, resp. omezování či eliminace prokázанных rizik

U kontaminovaných území, kde nelze navrhnout jednoznačné nápravné opatření, se navrhuje variantní postupy. V tom případě musí být navržené varianty zhodnoceny ze všech relevantních hledisek (účinnost, kontrolovatelnost, ekonomická a časová náročnost, vyvolaná rizika během sanace, sekundární vlivy na životní prostředí, sociální a psychologické aspekty - zejména vnímání rizik a možností jejich eliminace a chápání společenských potřeb). Rovněž je nutné řádně zdůvodnit případnou nepřijatelnost ostatních diskutovaných variant.

Několik variantních řešení nápravných opatření bez určení priority je navrhováno za předpokladu, že před vydáním správního rozhodnutí bude zpracována studie proveditelnosti¹², která určí konečnou variantu řešení nápravných opatření. Studie proveditelnosti musí být v závěrech analýzy rizik v daném případě doporučena.

Návrh cílových parametrů a sanačních limitů

Návrhy nápravných opatření musí zahrnovat věcný rozměr (sanační limity nebo cílové parametry zaručující potřebnou minimalizaci rizik nebo přerušení expozičních cest, prostorový rozsah sanace), místa sledování koncentrací polutantů (plošná síť, sanační či výstupní profily, místa expozice) a časový rámc (lhůty, termíny realizace).

Zatímco v přecházející kapitole je popisováno odvození cílových parametrů a sanačních limitů z legislativních požadavků nebo z jednotlivých expozičních scénářů, při konečném návrhu sanačních limitů je nutné kromě prostorové diverzifikace uvažovat i závažnost jednotlivých expozičních scénářů, časová hlediska a jednotlivé varianty sanačních postupů.

V některých případech může být například zásadní zdravotní riziko spojené s konzumací kontaminované vody eliminováno zrušením domovních studní a jejich nahrazením veřejným vodovodem. Pro projektování vlastního sanačního zásahu pak může být rozhodující jiný (méně závažný) expoziční scénář.

Je také zjevné, že jiné sanační limity mohou být stanoveny např. pro metodu ventingu in situ a jiné pro alternativní metodu selektivní těžby kontaminovaných zemin.

Z časového hlediska se pak bude např. zásadně lišit termín dosažení sanačních limitů u metody prostého sanačního čerpání a metod řízeného propařování horninového prostředí či chemické oxidace in situ (kdy je také například vhodné rozšířit škálu dříve odvozených sanačních limitů o produkty transformace aromatických či chlorovaných uhlovodíků, přestože se dosud na lokalitě nemusely vyskytovat).

Konečný návrh sanačních limitů tedy musí kromě závažnosti jednotlivých expozičních scénářů zohlednit i postupy a možnosti odpovídajících sanačních technologií.

V případech, kdy je předpokládán či probíhá sanační zásah etapovitě, je vhodné v úvodních etapách volit spíše měkčí, technologicky dosažitelné sanační limity a vytvořit věcný i procesní rámc pro jejich zpřesňování či modifikaci na základě zkušeností a informací získaných v průběhu jednotlivých etap prací. Pokud není uvažováno dočištění zájmového území přirozenými atenuačními procesy, musí sanační limity poslední etapy sanace zaručovat dosažení cílových parametrů.

Zároveň se sanačními limity musí být navržen optimální způsob průkazu jejich dosažení.

Identifikace a zhodnocení možných sanačních rizik

U navržených nápravných opatření, především při aktivní sanaci, je potřebné zhodnotit také případná sanační rizika včetně rizika vzniku ekologické újmy, např. při manipulaci s nebezpečnými chemickými látkami (nutnost používání speciálních ochranných prostředků), při možnosti zvýšení mobility, toxicity či nebezpečnosti znečištění, atp.

Doporučení opatření pro snížení míry nejistot

Analýza rizik je zpracovávána v určitém stupni prozkoumanosti lokality. Ten v některých případech neumožňuje dostatečně podrobné vmapování znečištění nutné pro potřeby projekce a schválení celého sanačního zásahu (ohniska kontaminace pod budovami a podzemními objekty typu nádrží či jámek dosud obsahujících rizikové látky nebo jsou-li navrženy sanační metody, jejichž účinnost nelze předem dokladovat, resp. není dostatek dat k optimalizaci metody). V těchto případech, kdy žádný před-sanační průzkum již nemůže přinést zásadní nové informace, je nutné navrhnout etapový sanační zásah nebo opatření ke snížení stupně nejistot, např.:

- Sanační či doplňkový průzkum v úvodní fázi sanace pro ověření prostorových a koncentračních parametrů indikovaných ohnisek kontaminace nebo specifický sanační monitoring nutný pro zařazení těžných kontaminovaných médií.
- Pilotní modelové poloprovozní či provozní zkoušky navržených sanačních technologií za účelem jejich optimálního technického nastavení.
-

Doporučení metodiky monitoringu

Nedílnou součástí analýzy rizik je návrh sanačního a postsanačního monitoringu (metodika, rozsah, četnost, návrh bodů nebo sítě monitorovacích objektů, sledované parametry atp.) včetně principu hodnocení dosažení cílů nápravných opatření, cílových parametrů, resp. sanačních limitů.

Odhad finančních nákladů doporučených variant

V této kapitole je posuzována celková cena doporučených opatření nebo jejich variant. V samostatné příloze analýzy rizik je zpracována kalkulace, resp. odborný odhad (výkaz výměr) veškerých nákladů nutných pro realizaci a bezpečné ukončení navržených sanačních opatření v jednotlivých doporučených variantách.

12 Metodický pokyn MŽP Zásady zpracování studie proveditelnosti opatření pro nápravu závadného stavu kontaminovaných lokalit, MŽP, červen 2007

5. ZÁVĚRY A DOPORUČENÍ

V závěrečné kapitole zprávy musí být přehledně shrnuty nejdůležitější výsledky průzkumných prací a hodnocení rizik a doporučen návrh dalších opatření včetně cílových parametrů. Výsledky budou také použity pro aktualizaci priorit kontaminovaných míst.

Kapitola by měla obsahovat:

- Přehled hlavních výsledků geologických prací a jejich vyhodnocení ve vztahu k cílům analýzy rizik.
- Rekapitulaci hlavních závěrů z kapitoly 3.4 (Shrnutí celkového rizika).
- Shrnutí zásadních doporučení z kapitol 4.1 (Doporučení cílových parametrů) a 4.2 (Doporučení postupu nápravných opatření s odhadem finančních nákladů).
- Popis využitelnosti výsledků s ohledem na záměr, pro který byly práce prováděny, popřípadě návrh na další řešení související problematiky (zejména ve vztahu k odstranění případných nejistot).

Za textem závěrečné zprávy analýzy rizik musí být uvedeno datum zpracování a jméno, podpis a razítko odpovědného řešitele.

POUŽITÁ LITERATURA

PŘEHLED POUŽITÝCH ZKRATEK

SEZNAM PŘÍLOH

Příloha 4

Principy hodnocení zdravotních rizik

Tato příloha slouží jako rámcový přehled postupů pro hodnocení zdravotních rizik v rámci analýzy rizik starých ekologických zátěží. V příloze č. 6 jsou pak uvedeny odkazy na zdroje informací o základních metodách a zásadách hodnocení zdravotních rizik.

Hodnocení zdravotního rizika (Health Risk Assessment) je součástí procesu rizikových analýz kontaminovaných území a nedílnou součástí rozhodovacích procesů v otázkách preventivních opatření. Vlastní hodnocení zdravotního rizika vychází z předpokladu, že za určitých daných podmínek existuje riziko poškození lidského zdraví, přičemž míra rizika od nulového až do maximálního je daná druhem činnosti, resp. pobytu na lokalitě a stavem životního prostředí (například mírou kontaminace půdy, vody, ovzduší, potravin). Dosažení nulového zdravotního rizika není prakticky možné a není ani nezbytné, nehledě na enormní ekonomické náklady, které by musely být na takovýto cíl vynaloženy. Naproti tomu neúnosná rizika musí být na základě přijatých opatření minimalizována na úroveň přijatelnou z hlediska zdravotních a ekologických rizik.

Hodnocení zdravotních rizik v rámci analýzy rizik kontaminovaných území a z tohoto hodnocení často vyplývající sanační opatření jsou ekonomicky náročnými procesy. Proto je nutné vyvarovat se faktorů, které mohou negativně ovlivňovat výsledek tohoto hodnocení a zvyšovat tak nejistotu rozhodování. Pokud nemohou být zdravotní rizika hodnocena na základě srovnání míry kontaminace půd a dalších médií s legislativně stanovenými hodnotami, je nutno na základě reálného a logického úsudku zvážit priority pro hodnocení zdravotních rizik dle významu sledované lokality a očekávaného zdravotního dopadu. Při odběru vzorků expozičních médií je pak důležité dodržovat správné postupy (volba vhodného místa, odpovídající typ a počet vzorků) a rovněž při vlastním hodnocení zdravotních rizik musí být používány jednotné metodiky a správné, aktuálně platné referenční hodnoty případně faktory TEF.

Metodika hodnocení zdravotních rizik zahrnuje šest základních kroků:

1. identifikace nebezpečnosti (hazard identification)
2. určení vztahu dávka - účinek (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)

Tento metodický pokyn se zabývá především prvními čtyřmi kroky.

1. Identifikace zdravotních rizik (identifikace nebezpečnosti)

Na základě aktuálně ověřených informací o charakteru a rozsahu kontaminace a po zhodnocení všech reálných mechanismů migrace i atenuace je potřebné upřesnit nejdůležitější transportní cesty a následně upřesnit i relevantní scénáře expozice potenciálně ohrožených příjemců. V rámci identifikace rizik musí být aktualizován koncepční model znečištění pro hodnocenou lokalitu. Teprve pro tento ověřený model je následně zpracováváno hodnocení reálných zdravotních rizik. Pokud jsou již na základě aktualizovaného koncepčního modelu expoziční rizika vyloučena, není potřeba jejich další hodnocení provádět.

Identifikace zdravotních rizik zahrnuje:

Určení a zdůvodnění prioritních škodlivin a dalších rizikových faktorů

- Určení a zdůvodnění prioritních kontaminantů s ohledem na charakter, míru, rozsah a vývoj kontaminace a na identifikované příjemce znečištění.
- Tabulkový přehled nebo slovní popis základních toxikologických vlastností prioritních kontaminantů včetně použitého zdroje informací (tento popis lze zařadit do přílohové části zprávy).

- Přehled dalších rizikových faktorů pro danou lokalitu, včetně přehledu prokázaného či potenciálního porušení legislativních norem, zejména zjištění závažného ohrožení nebo znečištění povrchových nebo podzemních vod (tato porušení již sama o sobě indikují nutnost nápravných opatření).

Základní charakteristika příjemců rizik

- Přehled a zdůvodnění všech ohrožitelných subjektů (s důrazem na zvýšeně vnímavé populační skupiny), včetně jejich lokalizace ve vztahu ke zdrojům rizik.
- Reálné modely chování příjemců ve vztahu k potenciální expozici.

Shrnutí transportních cest a přehled reálných scénářů expozice

- Aktualizovaný koncepční model - shrnutí hlavních mechanismů migrace znečištění s ohledem na příjemce rizik a prognózu dalšího šíření znečištění.
- Výčet reálných expozičních scénářů a jejich parametrů, popis jejich podmíněnosti (současné či budoucí působení, návaznost na změny územního plánu, využití brownfields atp.).
- Výčet expozičních koncentrací podle jednotlivých expozičních cest a míst expozice, tj. přehled reprezentativních vstupních koncentrací resp. statisticky odůvodněného rozptylu koncentračních hodnot použitých pro kvantifikaci scénářů expozice.

2. Určení vztahu dávka - účinek

Znalost vztahu dávka - účinek je základem pro hodnocení zdravotních rizik. Při tomto hodnocení jsou aplikovány dva základní přístupy, které se odvíjejí od předpokladu prahových či bezprahových účinků.

Koncepce hodnocení látek s prahovým (nekarcinogenním) účinkem

V případě chemických látek, které se vyznačují jiným než karcinogenním účinkem, se předpokládá, že existuje řada fyziologických, adaptačních a reparačních procesů, jejichž prostřednictvím se organismus úspěšně vyrovnává s expozicí nejrůznějším toxickým látkám. Teprve když jsou tyto mechanismy vyčerpány, začnou se projevovat účinky - předpokládá se tedy existence prahové dávky. Protože chemické látky nebo směsi různých látek mohou mít řadu různých účinků, obvykle se metody odhadování rizika soustřeďují na tzv. kritický účinek, za který je obvykle považován ten, který je pozorován při nejnižších expozičních úrovních. Předpokládá se, že když se nedostaví kritický účinek, expozice (dávka) je natolik nízká, že se nedostaví ani jiné účinky vyžadující dávku větší než účinek kritický.

Vztah dávky a účinku zahrnuje úvahu o toxických účincích látky při různé dávce. Při vyhodnocování vztahu dávky a účinku se obvykle používá metoda, která zahrnuje užití faktorů bezpečnosti (faktorů nejistoty). Pro všechny toxické látky s výjimkou genotoxických látek je stanovena expozice, pod níž je minimální nebo žádná pravděpodobnost vzniku nepříznivého účinku látky. Tato hodnota se nazývá prahovou hodnotou.

Prahová hodnota, označovaná jako NOAEL (No Observed Adverse Effect Level), je úroveň expozice, při které není pozorován nepříznivý účinek, a může být určena i z pokusu na zvířeti. Alternativně jsou používány i hodnoty LOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level) odpovídající nejnižším dávkám, při kterých byly negativní vlivy na zdraví zjištěny. Z uvedených dávek jsou pak přiřazováním faktorů nejistoty UF (Uncertainty Factors), popřípadě modifikujících faktorů MF (Modifying Factors) odvozovány například akceptovatelné denní dávky látky ADI (Acceptable Daily Intake) nebo referenční dávky RfD (Reference Dose). Faktory nejistoty mají kompenzovat všechny nejistoty a variabilitu při zjišťování hodnot NOAEL, resp. LOAEL:

UF ₁	(hodnota 10)	zohledňuje různorodost populace a zajišťuje ochranu citlivých skupin;
UF ₂	(hodnota 10)	zohledňuje nejistoty extrapolace zjištěných účinků na zvířata na člověka;
UF ₃	(hodnota 10)	zohledňuje využití výsledků subchronické místo chronické studie;
UF ₄	(hodnota 10)	zohledňuje použití hodnoty LOAEL místo NOAEL;
MF	(hodnota 1 - 10)	zohledňuje nejistoty vycházející z profesionálního úsudku.

Výsledkem výpočtu RfD je tedy dávka, která je obvykle o několik řádů nižší než výchozí NOAEL nebo LOAEL. RfD je odhad (s přesností možná jednoho řádu) každodenní expozice lidské populace (včetně citlivých populačních skupin), která velmi pravděpodobně nepředstavuje žádné riziko nepříznivých účinků pro lidské zdraví, ani když trvá po celý život jedince. Hodnoty RfD se většinou udávají v $\text{mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$ a v renomovaných databázích IRIS, PPRTV, ATSDR, RAIS případně dalších jsou většinou vztaženy k **ingesční / orální expozici** (viz i příloha č. 6). Chronické orální RfD se většinou používají k hodnocení nekarcinogenních účinků při expozici přesahující 7 let (přibližně 10 % délky života).

Dermálně přijaté referenční dávky RfD_{ABS} se v některých případech (např. EPA, 2004) odvozují z referenční dávky pro orální expozici RfD_o , a to pomocí následující rovnice:

$$\text{RfD}_{\text{ABS}} (\text{mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}) = \text{RfD}_o (\text{mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}) \times \text{ABS}_{\text{GI}}$$

kde ABS_{GI} je frakce kontaminantu absorbovaná v gastrointestinálním traktu (hodnoty ABS_{GI} lze rovněž dohledat v databázích uváděných v příloze č. 7). Tento postup však nelze použít u některých kontaminantů, které působí přímo na místě expozice - např. kontakt s benzo(a)pyrenem může přímo vyvolat rakovinu kůže. Před použitím jakýchkoliv korekčních faktorů je však třeba ověřit, že daná korekce již není zahrnuta v referenčních toxikologických datech použité databáze. Primárně by pak měla být používána databáze IRIS.

V současnosti je pro **inhalační expoziční scénáře** používána místo RfD tzv. referenční koncentrace RfC (mg.m^{-3}). Pro přepočtení této referenční koncentrace na referenční dávku může být použita rovnice vycházející z předpokládané expozice dospělého člověka o váze 70 kg kontaminantem v koncentraci odpovídající RfC při celodenní expozici $20 \text{ m}^3.\text{den}^{-1}$ vzduchu:

$$\text{RfD} (\text{mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}) = \text{RfC} (\text{mg.m}^{-3}) \times 20 \text{ m}^3.\text{den}^{-1} \times 70 \text{ kg}^{-1}.$$

V případě nejasností nebo u kombinace více expozičních cest je místo kvantitativního výpočtu doporučeno provést pouze kvalitativní hodnocení rizik nebo konzultovat hodnocení rizik se Státním zdravotním ústavem případně kanceláří ECAO (U.S. EPA Environmental Criteria and Assessment Office).

Koncepce hodnocení látek s bezprahovým (karcinogenním) účinkem

U karcinogenních látek se předpokládá, že pouze několik málo změn na molekulární úrovni může vést k nekontrolovatelné proliferaci jediné buňky, což může vyústit až ke vzniku maligního onemocnění - neexistuje dávka, která by nebyla asociovaná s rizikem vzniku zhoubného novotvaru. K hodnocení vztahu dávka - účinek je všeobecně nejrozšířenější využití faktoru směrnice SF (Slope Factor), kterým se obecně rozumí biologicky možný horní okraj odhadu pravděpodobnosti vzniku zhoubného novotvaru vztažený na jednotku průměrné denní dávky přijímané po celý život. Určování faktoru směrnice je problematické pro nedostatek dat o rizicích spojených s expozicí v oblasti nízkých dávek. Z těchto důvodů se používají řady extrapoláčnických modelů, jejichž výběr modelu musí vycházet ze znalosti karcinogenního mechanismu. Hodnoty SF (nejčastěji pro **ingesční expozici**) jsou pro vybrané kontaminanty dostupné v renomovaných databázích (viz příloha č. 6).

Pro **dermální expozici** lze dle EPA (2004) odvodit dermální faktor směrnice SF_{ABS} přepočtem z orálního faktoru směrnice SF_o a koeficientu ABS_{GI} podle rovnice:

$$\text{SF}_{\text{ABS}} (\text{mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1})^{-1} = \text{SF}_o (\text{mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1})^{-1} \times \text{ABS}_{\text{GI}}^{-1}.$$

SF je vztahován k jednotkovému příjmu daného kontaminantu, jedná se tedy o riziko karcinogenního působení dané látky při velikosti orálního příjmu $1 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$ a SF je tedy udáván v jednotkách $(\text{mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1})^{-1}$.

Pro **inhalační expozici** je používán tzv. Inhalation Unit Risk (riziko inhalační jednotky) IUR, odpovídající horní hranici pravděpodobnosti celoživotního rizika vzniku rakoviny při stálé expozici látky o koncentraci 1 mg.m^{-3} vzduchu, a uvádí se proto v jednotkách $(\text{mg.m}^{-3})^{-1}$.

Referenční dávky a referenční koncentrace, resp. faktory směrnice a rizika inhalační jednotky se pro potřeby analýzy rizik přebírají z databázových pramenů - vždy je nutné ověřit v relevantních databázích aktuální platnost potřebných dat.

Ve výjimečných případech (pokud databáze potřebný údaj neposkytují a stav znečištění na kontaminovaném území je natolik závažný, že pro další řešení nápravných opatření je dokončení procesu stanovení dávka - účinek nezbytné) lze uvážit možnost odvození přibližných nebo nových hodnot RfD nebo SF. V tomto případě se postupuje podle specifických předpisů¹³ a odvození hodnot musí být dostatečně odůvodněno.

3. Hodnocení expozice

V případě překročení závazných limitních hodnot dle platných právních předpisů (pro vodu, zemědělskou půdu, pracovní prostředí apod.) není potřebné hodnotit (počítat) potenciálně přijaté dávky, protože již tato skutečnost je dostatečným dokladem o závažných zdravotních rizicích. Důvodem nápravných opatření je v daném případě dosažení nezbytného souladu s platnou legislativou.

Pokud se nejedná o hodnocení expozic v prostředích s legislativně stanovenými limitními koncentracemi¹⁴, provádějí se výpočty expozice, tj. přijatých dávek, a to podle expozičních rovnic specifických pro jednotlivé expoziční scénáře a vycházejících z predikčních modelů U.S. EPA. Příklady expozičních scénářů a popisy používaných konstant a proměnných jsou uvedeny v závěru této přílohy.

Výpočty přijatých či absorbovaných dávek má smysl provádět pouze u reálných expozičních scénářů a také pouze u prioritních kontaminantů nebo jejich směsí, pro které v renomovaných databázích existují informace o vztahu přijatých dávek a jejich účinků na lidské zdraví (viz předcházející kapitola), protože bez znalosti vztahu dávka - účinek nelze kvantifikaci rizik na lidské zdraví dokončit. U ostatních kontaminantů je možné provést pouze kvalitativní hodnocení, případně orientační srovnání s účinky obdobně působících látek.

4. Odhad zdravotního rizika (charakterizace rizika)

V této konečné etapě analýzy rizik se vypočteným reálným expozicím (přijatým, resp. absorbovaným dávkám) přiřazuje míra rizika a provádí se i další slovní hodnocení zjištěných rizik.

Odhad zdravotních rizik pro látky s prahovým (nekarcinogenním) účinkem

Pro výpočet rizika expozice látkám s nekarcinogenním účinkem se používá porovnání přijaté či absorbované dávky s toxikologicky akceptovatelným příjmem dané látky, tj. s referenčními dávkami RfD, resp. porovnání zjištěné koncentrace kontaminantu ve vzduchu při kontinuální inhalační expozici s referenční koncentrací. Při odhadu zdravotních rizik je nezbytné odlišovat akutní, subchronickou a chronickou expozici a používat odpovídající referenční dávky či referenční koncentrace. Míru rizika pak reprezentuje tzv. kvocient nebezpečnosti HQ (Hazard Quotient, bezrozměrný), vypočtený prostřednictvím jednoduché rovnice:

$$HQ = E / RfD$$

E průměrná denní absorbovaná dávka ADD nebo průměrná celoživotní denní absorbovaná dávka LADD, resp. chronický denní příjem CDI ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{den}^{-1}$)

RfD referenční dávka ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{den}^{-1}$)

Pro inhalační expozici platí:

$$HQ = CA / RfC \times 1000 \text{ mg} \cdot \text{mg}^{-1}, \text{ resp. } HQ = EC / RfC \times 1000 \text{ mg} \cdot \text{mg}^{-1}$$

CA naměřená koncentrace kontaminantu ve vzduchu při akutní expozici ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$)

EC průměrná expoziční koncentrace při delší - subchronické či chronické - expozici ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$)

RfC referenční koncentrace / hodnota toxicity ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$)

14 Zákon č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví a o změně některých souvisejících zákonů, ve znění pozdějších předpisů
Vyhláška MZd ČR č. 135/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na koupaliště, sauny a hygienické limity písku v pískovištích, ve znění pozdějších předpisů
Vyhláška MZd č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, ve znění pozdějších předpisů
Vyhláška MZd č. 432/2003 Sb., kterou se stanoví podmínky pro zařazování prací do kategorií, limitní hodnoty ukazatelů biologických expozičních testů, podmínky odběru biologického materiálu pro provádění biologických expozičních testů a náležitosti hlášení prací s azbestem a biologickými činiteli, ve znění pozdějších předpisů.
Nařízení vlády 178/2001 Sb., kterým se stanoví podmínky ochrany zdraví zaměstnanců při práci, ve znění pozdějších předpisů

Při současném působení více kontaminantů je pak nezbytné uvažovat sumární kvocient nebezpečnosti:

$$HQ_s = HQ_a + HQ_b + HQ_c + \dots + HQ_n$$

Nebezpečnost konkrétní expozice je signalizována hodnotami $HQ > 1$.

Doporučeno je počítat samostatně kvocienty nebezpečnosti pro chronické účinky, subchronické účinky a pro krátkodobé expozice. V řadě případů totiž dochází ke krátkodobé avšak vysoké expozici (dávce), která z dlouhodobého hlediska nepředstavuje ohrožení, může však představovat akutní ohrožení zdraví až smrt. Z toho důvodu je potřebné při uvádění toxikologických vlastností uvádět i vlastnosti způsobující akutní ohrožení (např. akutní toxicita, žíravost atp.). Tyto parametry jsou potřebné mj. pro prevenci rizik v pracovním prostředí (pro volbu adekvátních preventivních opatření a ochranných pomůcek), zejména při realizaci nápravných opatření.

Odhad zdravotních rizik pro karcinogenní látky

Pro výpočet nadměrného celoživotního karcinogenního rizika ELCR - Excess Lifetime Cancer Risk (bezrozměrný ukazatel odpovídající pravděpodobnosti vzniku rakoviny při celoživotní expozici) pro látky kategorie A, B1, B2 lze obecně použít jednoduchou rovnici:

$$ELCR = CDI \times SF \text{ resp. } ELCR = LADD \times SF,$$

CDI chronický denní příjem, resp. průměrnou denní dávku LADD vztaženou na celoživotní expozici v délce 70 let ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{den}^{-1}$)

SF faktor směrnice ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{den}^{-1}$)⁻¹

Tento výpočet platí pro malá rizika do hodnoty 0,01 (pravděpodobnost vzniku rakoviny u jednoho člověka ze sta). Pro vysoká rizika je doporučeno používat upravenou rovnici:

$$ELCR = 1 - \exp^{(-CDI \times SF)}$$

Pro inhalační expozici se adekvátně násobí zjištěná, resp. vypočtená expoziční koncentrace kontaminantu ve vzduchu a IUR:

$$ELCR = CA \times IUR, \text{ resp. } ELCR = EC \times IUR$$

EC průměrná expoziční koncentrace ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$)

IUR riziko inhalační jednotky ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$)⁻¹

Vzhledem k uvažované 95% pravděpodobnosti účinků je vypočtená hodnota ELCR většinou horní hranicí rizika a skutečné riziko by nemělo být větší.

Za přijatelnou míru rizika jsou považovány tyto hodnoty ELCR:

- **$1 \cdot 10^{-6}$** (pravděpodobnost vzniku rakoviny u 1 člověka z milionu) při hodnocení regionálních vlivů - obvykle nad 100 ohrožených osob
- **$1 \cdot 10^{-5}$** (pravděpodobnost vzniku rakoviny u 1 člověka ze 100 000) při hodnocení lokálních vlivů - řádově mezi 10 a 100 ohroženými osobami
- **$1 \cdot 10^{-4}$** (pravděpodobnost vzniku rakoviny u 1 člověka z 10 000) při hodnocení jednotlivců do 10 osob

U látek, pro které není SF stanoven, nebo u kombinace více expozičních cest je místo kvantitativního výpočtu doporučeno provést pouze kvalitativní hodnocení rizik nebo konzultovat hodnocení rizik se Státním zdravotním ústavem, případně kanceláří ECAO (U.S. EPA Environmental Criteria and Assessment Office). Při možném současném působení více kontaminantů je pak obdobně jako u nekarinogenních účinků nutné počítat s jejich synergickým účinkem a tento fakt zohlednit při kvalitativním hodnocení rizik.

Shrnutí celkového rizika

V závěru hodnocení rizik musí být uveden výčet a charakteristika zjištěných rizik, která je potřebné nadále monitorovat (ověřit) či eliminovat. I v případě, že lze rizika pro jednotlivé expoziční scénáře kvantifikovat, je nutné rizika a jejich podmíněnost charakterizovat také slovně. Ze shrnutí a slovního popisu by mělo jasně vyplynout, které kontaminanty a expoziční cesty znamenají zásadní rizika pro jednotlivé příjemce a musí být proto přednostně řešeny. Výsledky kvantifikace rizika z předchozí kapitoly se zde diskutují v kontextu s dalšími okolnostmi a vyslovují se závěry, ze kterých se vychází při formulaci cílů a charakteru nápravných opatření.

Omezení a nejistoty

V této kapitole je nutné popsat všechny nejistoty spojené s hodnocením zdravotních a ekologických rizik a vyhodnotit jejich dopad na závěry a doporučení analýzy rizik. Mezi základní nejistoty lze zařadit zejména:

- Dopady nejistot z etapy průzkumu (tedy zejména problematiku reprezentativnosti vstupních dat).
- Nejistoty spojené s podmíněností expozičních cest (sanační opatření by neměla být navrhována na základě zcela hypotetických scénářů nebo na základě rizik podmíněných pouze realizací vlastních sanačních prací).
- Nejistoty spojené s odvozením expozičních koncentrací v případě, že nelze tyto koncentrace přímo měřit (je nutné uvést všechna omezení týkající se relevance použitých dat a provedených výpočtů).
- Nejistoty týkající se vztahu dávka a účinek (je nutné provést diskusi dat použitých pro odvození referenčních dávek, včetně faktorů nejistoty a modifikujících faktorů).
- Nejistoty spojené s hodnocením synergických účinků různých látek či kombinace dalších rizikových faktorů.

PŘÍKLADY EXPOZIČNÍCH SCÉNÁŘŮ

V následujícím textu je uveden přehled běžných scénářů expozice při působení kontaminantů na lidské zdraví. Uvedeny jsou rovněž základní rovnice pro výpočet člověkem přijatých či absorbovaných dávek a charakterizovány, případně doporučeny jednotlivé konstanty a proměnné používané v těchto rovnicích.

Přehled scénářů nelze považovat za úplný a neměnný, vždy je potřebné hodnotit reálné možnosti i způsoby expozice na každé konkrétní lokalitě a vycházet ze všech dostupných informací i aktuálních poznatků z vědeckých výzkumů.

Scénáře expozice jsou přitom pouze koncovou částí expoziční cesty, která zahrnuje i transportní cestu od ohniska kontaminace k místu expozice. Scénáře proto nelze vztahovat pouze k naměřeným terénním hodnotám nebo ztotožňovat s transportními cestami. Cestu kontaminace z ohniska či monitorovaného místa k místu expozice a změny charakteristik kontaminace při transportu je nutné hodnotit samostatně, v závislosti na konkrétních přírodních podmínkách (geologie, hydrogeologie, hydrologie, teplotní a srážkové poměry apod.) a na podmínkách technických a technologických (např. antropogenní predispozice, přístupnost místa expozice, informovanost a ochrana potenciálního příjemce kontaminace aj.).

Zpracovatel analýzy rizik musí tedy jasně identifikovat expoziční cesty a scénáře, které jsou pro posuzovanou lokalitu skutečně relevantní, a jednoznačně zdůvodnit použité parametry. Ve většině případů není totiž expozice přímo měřitelná a expoziční scénáře nemusí zahrnovat výpočty koncentrací kontaminantů v jednotlivých expozičních médiích na místě potenciální expozice. Adekvátnost výsledků výpočtů proto vždy závisí na reálné situaci na konkrétní lokalitě, na kvalitě naměřených či odvozených vstupních dat a na odborné zkušenosti zpracovatele analýzy rizik. Reprezentativnost vstupních koncentračních dat, resp. použitého rozmezí a volba dalších parametrů pro danou expoziční cestu musí být zpracovatelem jednoznačně definována a odůvodněna.

- K přehledu expozičních scénářů je možné přistupovat z několika hledisek. Mezi nejběžnější patří kategorizace scénářů:
- podle expozičního média (půda a další pevné substance, voda, vzduch, potraviny);
 - podle typu expozice (ingesce, inhalace, dermální kontakt; případně radioaktivní působení);
 - podle využití území (obytné, rekreační, průmyslové, zemědělské, případně smíšené) a případně s dalším upřesněním podle exponované populace (dospělí /muži, ženy/, děti, případně těhotné ženy a jiné citlivé skupiny) či podle charakteru činnosti, při které dochází k expozici (odpočinek a nenáročná činnost, běžné pracovní, eventuálně rekreační aktivity, vysoce náročné pracovní či sportovní aktivity apod.);
 - podle typu kontaminantů případně i podle typu jejich vzájemné interakce (např. organické, anorganické, těkavé, netěkavé, rozpustné, nerozpustné, karcinogenní, nekarcinogenní apod.).

Každý realistický scénář pak musí být charakterizován kombinací všech výše uvedených faktorů a dále upřesněn podle relevantních specifikací (zejména popisem činností, při kterých dochází či může dojít k expozici).

V následující tabulce 4.1 je uvedena matrice nejběžnějších scénářů, hlavní rozdělení zde bylo provedeno podle typu expozice (ingesce, dermální, inhalace). Navazující popis jednotlivých scénářů je řazen primárně podle typu kontaminovaného média a následně podle jednotlivých typů relevantní expozice.

U parametrů jednotlivých expozičních scénářů jsou uvedeny obvyklé hodnoty nebo jejich rozmezí. Tyto parametry však musí být upřesněny a zdůvodněny podle reálné situace na zájmové lokalitě (zejména doba, frekvence a trvání expozice, mj. s ohledem na klimatické podmínky).

Tab. 4.1 *Přehled běžných expozičních scénářů*

Typ expozice	Expoziční médium	Využití území	Příklad expozičního scénáře	Popis na straně
INGESCE	„pitná“ voda	rezidenční rekreační	pití vody a nápojů z vody (celodenní)	35
		průmyslové zemědělské	pití vody a nápojů z vody (částečné)	35
	ostatní voda	rezidenční rekreační	náhodné požití vody při plavání	36
		rezidenční rekreační	náhodné požití vody při sprchování či koupání	36
	zemina či prach	rezidenční rekreační	náhodná ingesce zemin při venkovním pobytu (dospělí, děti)	39
		zemědělské	náhodná ingesce zemin či prachu při sezónních pracích	39
		průmyslové	náhodná ingesce zemin či prachu při zemních či sanačních pracích	39
	ovoce a zelenina	rezidenční zemědělské	konzumace vlastní produkce	45
	maso	rezidenční zemědělské	konzumace vlastní produkce	45
	mléčné výrobky	rezidenční zemědělské	konzumace vlastní produkce	45
	ryby	rezidenční	konzumace lokálně ulovených ryb	45
DERMÁLNÍ KONTAKT	voda	rezidenční rekreační	dermální kontakt při plavání	37
		rezidenční rekreační	dermální kontakt při koupání či sprchování	38
		průmyslové zemědělské	dermální kontakt při mytí	38
		průmyslové zemědělské	dermální kontakt při zemních či sanačních pracích	38
	zemina	průmyslové	dermální kontakt při zemních případně sanačních pracích	40
		rezidenční rekreační	dermální kontakt (např. děti při hře, dospělých při zahradních pracích)	40

INHALACE	atmosférický vzduch	rezidenční rekreační	inhalace kontaminovaného vzduchu ve vnitřním či venkovním prostředí	42
		průmyslové zemědělské	inhalace kontaminovaného vzduchu v pracovním prostředí	42
	půdní vzduch	průmyslové zemědělské	inhalace při zemních případně sanačních pracích	42
	páry a vzduch uvolněný z vody	rezidenční rekreační	inhalace uvolněných par při koupání či sprchování	43
		rezidenční rekreační zemědělské	inhalace uvolněných par při zalévání zahrad	44

INGESCE VODY PŘI PITÍ

$$CDI = CW \times IR \times EF \times ED / (BW \times AT)$$

CDI	chronický denní příjem (mg.kg ⁻¹ .den ⁻¹)
CW	koncentrace kontaminantu ve vodě (mg.l ⁻¹)
IR	množství požití vody (l.den ⁻¹)
EF	frekvence expozice (den.rok ⁻¹)
ED	trvání expozice (rok)
BW	váha těla (kg)
AT	doba průměrování (den)
	pro nekarcinogenní: ED (rok) x 365 dní.rok ⁻¹ , pro karcinogenní: 70 let x 365 dní.rok ⁻¹

MOŽNÉ SCÉNÁŘE:

Obyvatelé - rezidenční a rekreační pobyt / pití vody a nápojů z vody připravených

IR	obvyklá konzumace dospělí: 1,4 až 2,0 l.den ⁻¹ ; je vhodné uvážit podíl z kontaminovaných zdrojů (např. spotřeba 60 % doma, 40 % v práci) obvyklá konzumace děti do 6 let: 1,0 l.den ⁻¹
EF	obvyklá frekvence rezidenční expozice: 335 až 350 dní.rok ⁻¹ (15 až 30 dní pobytu mimo domov) obvyklá frekvence při rekreačním pobytu: 75 dní.rok ⁻¹
ED	celoživotní expozice: 70 let maximální trvání expozice - doba pobytu na jedné lokalitě: 30 let (rozmezí 20 až 40 let), průměrná doba rekreačního pobytu na jedné lokalitě: 9 let trvání expozice dětí (do věku 6 let): 6 let (průměrně 3 roky)
BW	průměrná váha dospělý: 70 kg průměrná váha dítě od 1 do 6 let: 15 kg (je možné využít specifické hodnoty podle věku)

Zaměstnanci v průmyslových a obchodních areálech, resp. v zemědělství / pití vody a nápojů z vody připravených (není uvažována konzumace balené vody)

IR	obvyklá konzumace dospělí: 1,0 l.den ⁻¹ , v zemědělství 2,0 l.den ⁻¹ , v horkých a venkovních provozech: 4,0 - 11,0 l.den ⁻¹
EF	obvyklá frekvence expozice: 225 až 250 dní.rok ⁻¹ (u „rodinných farem“ až 350 dní.rok ⁻¹)
ED	celoživotní expozice: 70 let předpoklad pobytu na jednom pracovním místě: 25 let
BW	průměrná váha dospělý: 70 kg

$$CDI = CW \times CR \times ET \times EF \times ED / (BW \times AT)$$

CDI	chronický denní příjem (mg.kg ⁻¹ .den ⁻¹)
CW	koncentrace kontaminantu ve vodě (mg.l ⁻¹)
CR	množství požití vody (l.hod ⁻¹)
ET	doba expozice (hod.den ⁻¹)
EF	frekvence expozice (den.rok ⁻¹)
ED	trvání expozice (rok)
BW	váha těla (kg)
AT	doba průměrování (den)
	pro nekarcinogenní: ED (rok) x 365 dní.rok ⁻¹ , pro karcinogenní: 70 let x 365 dní.rok ⁻¹

MOŽNÉ SCÉNÁŘE:

Obyvatelé - rezidenční či rekreační pobyt / náhodné požití vody při plavání

CR	obvyklá konzumace: 0,05 l.hod ⁻¹
ET	obvyklá doba expozice (při jedné události): 1 až 2,7 hod.den ⁻¹
EF	obvyklá frekvence expozice: 7 až 45 dní.rok ⁻¹
ED	celoživotní expozice: 70 let
	maximální trvání expozice - doba pobytu na jedné lokalitě: 30 let (rozmezí 20 - 40 let)
	průměrná doba rekreačního pobytu na jedné lokalitě: 9 let
	trvání expozice dětí (do věku 6 let): 6 let (průměrně 3 roky)
BW	průměrná váha dospělý: 70 kg
	průměrná váha dítě od 1 do 6 let: 15 kg (je možné využít specifické hodnoty podle věku)

Obyvatelé - rezidenční či rekreační pobyt / náhodné požití vody při sprchování či koupání

CR	obvyklá konzumace: 0,05 l.hod ⁻¹
ET	obvyklá doba expozice (při jedné události): 0,25 až 0,58 hod.den ⁻¹ u dospělých; resp. 0,33 až 1,0 hod.den ⁻¹ u dětí
EF	obvyklá frekvence rezidenční expozice: 335 až 350 dní.rok ⁻¹
	obvyklá frekvence expozice u rekreačního pobytu: 45 - 75 dní.rok ⁻¹
ED	trvání expozice - celoživotní: 70 let
	maximální trvání expozice - doba pobytu na jedné lokalitě: 30 let (rozmezí 20 - 40 let)
	průměrná doba rekreačního pobytu na jedné lokalitě: 9 let

DERMÁLNÍ KONTAKT S VODOU

$$ADD / LADD = CW \times SA \times K_p \times ET \times EF \times ED \times CF / (BW \times AT)$$

ADD/LADD	průměrná denní / celoživotní denní absorbovaná dávka (mg.kg ⁻¹ .den ⁻¹)
CW	koncentrace kontaminantu ve vodě (mg.l ⁻¹)
SA	povrch kůže (cm ²)
K _p	koeficient permeability průniku kůží (cm.hod ⁻¹)
ET	doba expozice (hod.den ⁻¹)
EF	frekvence expozice (den.rok ⁻¹)
ED	trvání expozice (rok)
CF	konverzní faktor (0,001 l.cm ⁻³)
BW	váha těla (kg)
AT	doba průměrování (den)
	pro nekarcinogenní: ED (rok) x 365 dní.rok ⁻¹ , pro karcinogenní: 70 let x 365 dní.rok ⁻¹

Výše uvedená zjednodušená rovnice je platná pro většinu anorganických látek a vysoce ionizované látky organické. Pro zbývající kontaminanty EPA (2004) doporučuje uvažovat při výpočtech mj. i zpoždění průniku kontaminantu dané různou propustností zrohovatělé části a živých buněk pokožky, molekulovou vahou i dobou působení kontaminantu. Při výpočtech jsou pak používány následující rovnice (upraveno):

$$DAD = DA_{ev} \times EV \times EF \times ED \times SA / (BW \times AT),$$

kde DA_{ev} ($mg \cdot cm^{-2} \cdot \text{případ}^{-1}$) se odvozuje zvlášť pro krátkodobé a dlouhodobé působení:

krátkodobé působení ($T_{ev} \leq T_{st}$):

$$DA_{ev} = 2 FA \times K_p \times CW \times CF \times (6 t \times T_{ev} / p)^{1/2}$$

nebo dlouhodobé působení ($t_{event} > t_{st}$):

$$DA_{ev} = FA \times K_p \times CW \times CF \times ((T_{ev} / (1 + B)) + (2 t \times (1 + 3 B + 3 B^2) / (1 + B^2)))$$

DAD	dermální absorbovaná dávka ($mg \cdot kg^{-1} \cdot \text{den}^{-1}$)
DA_{ev}	absorbovaná dávka při jednom případě ($mg \cdot cm^{-2} \cdot \text{případ}^{-1}$)
EV	počet případů za den ($\text{případ} \cdot \text{den}^{-1}$)
EF	frekvence expozice ($\text{den} \cdot \text{rok}^{-1}$)
ED	trvání expozice (rok)
SA	povrch kůže (cm^2)
BW	váha těla (kg)
AT	doba průměrování (den)
FA	absorbovaný podíl (0 až 1, bezrozměrný)
K_p	koeficient permeability průniku kůží ($cm \cdot \text{hod}^{-1}$)
CW	koncentrace kontaminantu ve vodě ($mg \cdot l^{-1}$)
CF	konverzní faktor ($0,001 l \cdot cm^{-3}$)
T_{ev}	trvání případu ($\text{hod} \cdot \text{případ}^{-1}$); pozn.: $ET (\text{hod} \cdot \text{den}^{-1}) = EV (\text{případ} \cdot \text{den}^{-1}) \times T_{ev} (\text{hod} \cdot \text{případ}^{-1})$
t	doba zpoždění ($\text{hod} \cdot \text{případ}^{-1}$)
T_{st}	čas potřebný k dosažení rovnovážného stavu (hod); $T_{st} = 2,4 t$
B	poměr K_p pro průchod zrohovatělou částí a živými buňkami pokožky (bezrozměrný); pro stanovení tohoto koeficientu je doporučováno použít aproximační vztah:

$$B = K_p \times MW^{1/2} / 2,6$$

kde MW je molekulová váha ($g \cdot \text{mol}^{-1}$)

Pozn.: Doporučené parametry K_p , B, t, t_{st} , BAFA pro vybrané látky jsou uvedeny v manuálu EPA (2004; tabulka B-3), současně s příkladem výpočtů DA a DAD pro modelový příklad dermálního kontaktu při sprchování a včetně porovnání absorbovaných dávek z dermální a orální (ingesční) expozice.

MOŽNÉ SCÉNÁŘE:

Obyvatelé - rezidenční a rekreační pobyt / dermální kontakt s vodou při plavání

SA	obvykle udávaný povrch kůže: 18 000 cm^2 až 20 000 cm^2 (ženy: 16 900 cm^2 , muži: 19 400 cm^2) povrch kůže dětí (do 6 let): 6 600 (podrobněji viz tabulka 4.2)
K_p	pro anorganické látky odpovídá přibližně permeabilitě vody: 0,001 $cm \cdot \text{hod}^{-1}$, pro organické látky je analogie s vodou použitelná omezeně - U.S. EPA (2004) doporučuje vycházet z Flynnovy databáze pro jednotlivé látky a používat predikované hodnoty K_p (viz EPA, 2004, tabulka B-3)
ET	obvyklá doba expozice (při jedné události): 1 až 2,7 $\text{hod} \cdot \text{den}^{-1}$
EF	obvyklá frekvence expozice: 7 až 45 $\text{dní} \cdot \text{rok}^{-1}$
ED	celoživotní expozice: 70 let maximální trvání expozice - doba pobytu na jedné lokalitě: 30 let (rozmezí 20 - 40 let) průměrná doba rekreačního pobytu na jedné lokalitě: 9 let trvání expozice dětí (do věku 6 let): 6 let (průměrně 3 roky)

CF konverzní faktor pro přepočet litrů na cm^3 : $0,001 \text{ l.cm}^{-3}$
 BW průměrná váha dospělý: 70 kg
 průměrná váha dítě od 1 do 6 let: 15 kg (je možné využít specifické hodnoty podle věku)

Obyvatelé - rezidenční a rekreační pobyt / dermální kontakt s vodou při koupání či sprchování

SA obvykle udávaný povrch kůže: $18\,000 \text{ cm}^2$ až $20\,000 \text{ cm}^2$ (ženy: $16\,900 \text{ cm}^2$, muži: $19\,400 \text{ cm}^2$)
 povrch kůže dětí (do 6 let): $6\,600$ (podrobněji viz tabulka 4.2)
 ET obvyklá doba expozice (při jedné události): $0,25$ až $0,58 \text{ hod.den}^{-1}$ (15 až 35 minut)
 u dospělých; $0,33$ až $1,0 \text{ hod.den}^{-1}$ (20 - 60 minut) u dětí (EPA, 1997, 2004)
 v některých starších zdrojích je uváděno jednotně $0,2 \text{ hod.den}^{-1}$ (např. EPA, 1990)
 EF obvyklá frekvence rezidenční expozice: $335 - 350 \text{ dní.rok}^{-1}$
 obvyklá frekvence expozice u rekreačního pobytu: $45 - 75 \text{ dní.rok}^{-1}$
 ED celoživotní expozice: 70 let
 maximální trvání expozice - doba pobytu na jedné lokalitě: 30 let (rozmezí 20 - 40 let)
 průměrná doba rekreačního pobytu na jedné lokalitě: 9 let
 trvání expozice dětí (do věku 6 let): 6 let (průměrně 3 roky)

Zaměstnanci v průmyslových, obchodních a zemědělských areálech / dermální kontakt s vodou při mytí

SA uvažujeme-li pouze ruce a předloktí: cca $2\,000 \text{ cm}^2$ (viz tabulka 4.2)
 ET obvyklá doba expozice: cca $0,2 - 0,5 \text{ hod.den}^{-1}$
 EF obvyklá frekvence expozice: 225 až 250 dní.rok^{-1} (u „rodinných farem“ až 350 dní.rok^{-1})
 ED celoživotní expozice: 70 let
 předpoklad pobytu na jednom pracovním místě: 25 let

Zaměstnanci - dermální kontakt s vodou při zemních případně sanačních pracích

SA uvažujeme-li pouze ruce a převážné zastoupení mužů: cca $1\,000 \text{ cm}^2$ (viz tabulka 4.2)
 ET obvyklá doba expozice při jedné události: $4 - 8 \text{ hod.den}^{-1}$
 EF frekvence expozice: specificky podle charakteru prací
 při zemních pracích obvykle první desítky dní.rok^{-1} (nejčastěji 20 dní.rok^{-1})
 při sanačních pracích až 250 dní.rok^{-1}
 ED celoživotní expozice: 70 let
 předpoklad pobytu na jednom pracovním místě: 25 let, při sanačních pracích 1 rok

Tab. 4.2 Povrch kůže podle vybraných částí těla (cm^2 / 50. percentil)

Dospělí	Muži	Ženy	Průměr
Celkem	19 400	16 900	18 150
Obličej	433	370	402
Předloktí	1 310	1 035	1 173
Ruce	990	817	904
Nohy (od kolen)	2 560	2 180	2 370
Chodidla	1 310	1 140	1 225
Děti	do 6 let	6 - 18 let	Průměr
Celkem	6 560	13 120	9 840
Obličej	326	425	376
Předloktí	393	787	590
Ruce	358	700	529
Nohy (od kolen)	650	1 610	1 130
Chodidla	451	949	700

$$CDI = CS \times IR \times CF \times FI \times EF \times ED / (BW \times AT)$$

CDI	chronický denní příjem (mg.kg ⁻¹ .den ⁻¹)
CS	koncentrace kontaminantu v zemině, resp. v prachu (mg.kg ⁻¹)
IR	množství požití zeminy nebo prachu za den (mg.den ⁻¹)
CF	konverzní faktor pro přepočet jednotek kg a mg (10 ⁻⁶ kg.mg ⁻¹)
FI	podíl požití zeminy z kontaminovaných zdrojů (0 - 1, bezrozměrný)
EF	frekvence expozice (den.rok ⁻¹)
ED	trvání expozice (rok)
BW	váha těla (kg)
AT	doba průměrování (den) pro nekarcinogenní: ED (rok) x 365 dní.rok ⁻¹ , pro karcinogenní: 70 let x 365 dní.rok ⁻¹

MOŽNÉ SCÉNÁŘE:

Obyvatelé - rezidenční a rekreační pobyt / náhodná ingesce zemin či prachu

IR	obvyklé množství požití zeminy děti: 100 až 250 mg.den ⁻¹ (ve věku 1 - 6 let), nejčastěji používáno 200 mg.den ⁻¹ obvyklé množství požití zeminy dospělí: venkovní pobyt 50 až 480 mg.den ⁻¹ , nejčastěji používáno 100 mg.den ⁻¹ obvyklé množství požití prachu děti: 50 až 100 mg.den ⁻¹ (do 2,5 let), 3 mg.den ⁻¹ (6 let) obvyklé množství požití prachu dospělí - obytný prostor: 0,56 mg.den ⁻¹ obvyklé množství požití prachu dospělí - půdy, sklepy: 110 mg.den ⁻¹
CF	konverzní faktor pro přepočet kg na mg: 10 ⁻⁶ kg.mg ⁻¹
FI	množství požití zeminy z kontaminovaných zdrojů: 0 - 1 podle lokality (bezrozměrný)
EF	obvyklá frekvence expozice při rezidenčním pobytu (podle lokality je nutné uvažovat mrazové dny, dny se sněhovou pokrývkou, deštivé dny + dny pobytu mimo lokalitu): obvyklá maximální doba rezidenční expozice při venkovním pobytu: 274 dní.rok ⁻¹ venkovní pobyt intenzivní (vyšší expozice - práce na zahradě apod.): 43 dní.rok ⁻¹ venkovní aktivity dětí: 130 až 152 dní.rok ⁻¹ obytný prostor - prach: 335 až 350 dní.rok ⁻¹ skladové prostory (půda, sklep) - prach: 12 dní.rok ⁻¹ obvyklá frekvence expozice při rekreačním pobytu: 45 - 75 dní.rok ⁻¹
ED	celoživotní expozice: 70 let obvyklé trvání expozice - doba pobytu na jedné lokalitě dospělý: 24 let (+ 6 let dětství) průměrná doba rekreačního pobytu na jedné lokalitě: 9 let trvání expozice dětí (do věku 6 let): 6 let (průměrně 3 roky)
BW	průměrná váha dospělý: 70 kg průměrná váha dítě od 1 do 6 let: 15 kg (je možné využít specifické hodnoty podle věku)

Zaměstnanci - zemědělství / náhodná ingesce zemin při sezónních pracích

IR	obvyklé množství požití zeminy dospělí: 100 mg.den ⁻¹
EF	frekvence expozice: specificky podle sezónního charakteru prací (dní.rok ⁻¹), obvyklé rozmezí 225 - 274 dní.rok ⁻¹
ED	trvání expozice - celoživotní: 70 let předpoklad pobytu na jednom pracovním místě: 25 let

Zaměstnanci - průmyslové areály / náhodná ingesce zemin při zemních či sanačních pracích

IR	obvyklé množství požití zeminy dospělí: 50 - 480 mg.den ⁻¹ , v běžných průmyslových areálech 50 mg.den ⁻¹
EF	frekvence expozice: specificky podle charakteru prací obvykle první desítky dní.rok ⁻¹ při nárazových výkopových pracích (nejčastěji 20 dní.rok ⁻¹) pro stabilní charakter prací doporučuje EPA používat hodnotu 225 - 250 dní.rok ⁻¹
ED	celoživotní expozice: 70 let předpoklad pobytu na jednom pracovním místě: 25 let předpoklad běžné expozice při sanačních pracích: 1 rok

$$ADD / LADD = CS \times CF \times SA \times AF \times ABS_d \times EF \times ED / (BW \times AT)$$

ADD/LADD průměrná denní / celoživotní denní absorbovaná dávka (mg.kg⁻¹.den⁻¹)

CS koncentrace kontaminantu v zemině (mg.kg⁻¹)

CF konverzní faktor pro přepočítání kg a mg (10⁻⁶ kg.mg⁻¹)

SA exponovaný povrch kůže (cm².den⁻¹, eventuálně cm².případ⁻¹)

AF adhezenční faktor specifický podle typu zeminy a exponované části těla (mg.cm⁻²)

ABS_d dermální absorpční faktor (0 až 1, bezrozměrný)

EF frekvence expozice (den.rok⁻¹, eventuálně případ.rok⁻¹)

ED trvání expozice (rok)

BW váha těla (kg)

AT doba průměrování (den)

pro nekarcinogenní: ED (rok) x 365 dní.rok⁻¹

pro karcinogenní: 70 let x 365 dní.rok⁻¹

Alternativně (EPA, 2004) jsou používány dvě následující rovnice, které nicméně odpovídají rovnici výše uvedené a liší se pouze doplněním parametru EV (případ.den⁻¹). V původní rovnici byl uvažován jeden případ denně.

$$DAD = DA_{ev} \times SA \times EV \times EF \times ED / (BW \times AT)$$

kde:

$$DA_{ev} = CS \times CF \times AF \times ABS_d$$

DAD dermálně absorbovaná dávka (mg.kg.den⁻¹)

DA_{ev} dávka absorbovaná v daném případě (mg.cm².případ⁻¹)

EV frekvence případů (případ.den⁻¹)

MOŽNÉ SCÉNÁŘE:

Zaměstnanci - průmyslové areály / dermální kontakt se zeminou při zemních, případně sanačních pracích

CF konverzní faktor pro přepočítání kg a mg: 10⁻⁶ kg.mg⁻¹

SA obvykle je předpokládán kontakt s odkrytými částmi těla: hlava + předloktí + ruce + nohy od kolen - celkem průměrně 5 700 cm² (viz i tabulka 4.2); v případě průmyslového a obchodního využití území je doporučeno používat hodnotu 3 300 cm² (EPA, 2004), stejná hodnota by měla být používána jako maximální i při sanačních pracích s ohledem na povinné používání ochranných pomůcek

AF adhezenční faktor specifický podle typu zeminy a exponované části těla, např. pro kontakt rukou s běžnou ornici bylo dříve uváděno 1,45 mg.cm⁻², pro kaolinický jíl 2,77 mg.cm⁻² (EPA, 1989); aktuálně EPA (2004) doporučuje pro pracovníky používat průměrnou hodnotu 0,2 mg.cm⁻² (resp. rozmezí cca 0,07 - 0,6 mg.cm⁻², podle charakteru prací i zeminy; další podrobnosti viz tabulka C-3 v EPA, 2004)

ABS_d dermální absorpční faktor - specifická hodnota pro jednotlivé chemikálie; nejsou-li dostupné informace, je doporučeno používat konzervativní odhady a kvalitativní hodnocení; doporučené hodnoty pro vybrané kontaminanty jsou uvedeny v tabulce 4.3 převzaté z EPA (2004), případně v databázích uvedených v příloze č. 7 (RAIS, 2003) v případě nedostatku jiných dat lze používat hodnoty 0,001 pro anorganické látky a 0,01 pro organické látky (EPA, 1992b)

EF frekvence expozice: specificky podle charakteru prací
obvykle první desítky dní.rok⁻¹ při nárazových výkopových pracích (nejčastěji 20 dní.rok⁻¹)
pro stabilní charakter prací doporučuje EPA používat hodnotu 225 - 250 dní.rok⁻¹

ED celoživotní expozice: 70 let
předpoklad pobytu na jednom pracovním místě: 25 let
předpoklad běžné expozice při sanačních pracích: 1 rok

BW průměrná váha dospělý: 70 kg

Děti a dospělí / dermální kontakt se zeminou při rezidenčním a rekreačním využití území

SA pro kontakt dětí do 6 let s kontaminovanou zeminou je doporučeno používat hodnotu 2 800 cm²; pro kontakt dospělých 5 700 cm² (EPA, 2004)

EF obvyklá frekvence expozice (podle lokality je nutné uvažovat mrazové dny, dny se sněhovou pokrývkou, deštivé dny + dny pobytu mimo lokalitu):

obvyklá maximální doba expozice při venkovním pobytu: 274 dní.rok⁻¹

venkovní pobyt intenzivní (vyšší expozice - práce na zahradě apod.): 43 dní.rok⁻¹

venkovní aktivity dětí: 130 až 152 dní.rok⁻¹

obvyklá frekvence expozice při rekreačním pobytu: 45 - 75 dní.rok⁻¹

ED celoživotní expozice: 70 let

obvyklé trvání expozice - doba pobytu na jedné lokalitě dospělý: 30 let

průměrná doba rekreačního pobytu na jedné lokalitě: 9 let

trvání expozice dětí (do věku 6 let): 6 let (průměrně 3 roky)

AF adhezenční faktor specifický podle typu zeminy a exponované části těla; EPA (2004) doporučuje pro děti do 6 let používat hodnoty v rozmezí 0,04 až 0,2 mg.cm⁻² (0,2 mg.cm⁻² pro blátivé zeminy), pro dospělé rezidenty hodnoty v rozmezí 0,01 až 0,07 mg.cm⁻²

Tab. 4.3 Doporučené hodnoty ABS pro dermální kontakt se zemínou (EPA, 2004)

Compound	ABS	Reference
Arsenic	0,03	Wester et al. (1993a)
Cadmium	0,001	Wester et al. (1992a), U.S. EPA (1992a)
Chlordane	0,04	Wester et al. (1992b)
2,4-Dichlorophenoxyacetic acid	0,05	Wester et al. (1996)
DDT	0,03	Wester et al. (1990)
TCDD and other dioxins - if soil organic content is > 10 %	0,03 0,001	U.S. EPA (1992a)
Lindane	0,04	Duff and Kissel (1996)
Benzo(a)pyrene and other PAHs	0,13	Wester et al. (1990)
Aroclors 1254/1242 and other PCBs	0,14	Wester et al. (1993b)
Pentachlorophenol	0,25	Wester et al. (1993c)
Semivolatile organic compounds	0,1	-

INHALACE KONTAMINOVANÉHO VZDUCHU

$$CDI = CA \times IR \times ET \times EF \times ED / (BW \times AT)$$

CDI chronický denní příjem (mg.kg⁻¹.den⁻¹)

CA koncentrace kontaminantu ve vzduchu (mg.m⁻³)

pozn.: při převodu z koncentrací v zemínách či vodách je nutné používat speciální výpočty

IR inhalované množství (m³.hod⁻¹)

ET doba expozice (hod.den⁻¹)

EF frekvence expozice (den.rok⁻¹)

ED trvání expozice (rok)

BW váha těla (kg)

AT doba průměrování (den)

pro nekarcinogenní: ED (rok) x 365 dní.rok⁻¹, pro karcinogenní: 70 let x 365 dní.rok⁻¹

V následujícím textu jsou uvedeny obvyklé parametry nejčastějších expozičních scénářů, které lze použít pro výpočet příjmu podle výše uvedené rovnice. Přístup k hodnocení inhalačních rizik byl však revidován a nadále je doporučováno posuzovat rizika přímo na základě porovnání (dozimetricky) naměřených koncentrací kontaminantů ve vzduchu a odvozených hodnot inhalační toxicity (viz EPA, 2009).

U karcinogenních kontaminantů je touto hodnotou **IUR** - Inhalation Unit Risk (riziko inhalační jednotky), definovaná jako „horní hranice pravděpodobnosti celoživotního rizika vzniku rakoviny při stálé expozici látky o koncentraci 1 mg.m⁻³ vzduchu“, a uvádí se proto v jednotkách (mg.m⁻³)⁻¹.

U nekarcinogenních kontaminantů je touto hodnotou referenční koncentrace **RfC** definovaná jako „odhad stálé inhalační expozice (včetně expozice citlivých skupin), která pravděpodobně nemá hodnotitelné negativní následky v průběhu celého života“. Tato koncentrace se uvádí v mg.m⁻³.

Pro možnosti porovnání expoziční koncentrace **EC** s hodnotami **IUR** je nezbytné posoudit reálné expoziční scénáře a použít časově vážené hodnoty. K jejich odvození lze použít obdobnou rovnici jako při výpočtu denního příjmu (bez uvažování inhalovaného množství a tělesné hmotnosti):

$$EC = CA \times ET \times EF \times ED / AT$$

EC	expoziční koncentrace (mg.m ⁻³)
CA	koncentrace kontaminantu ve vzduchu (mg.m ⁻³)
ET	doba expozice (hod.den ⁻¹)
EF	frekvence expozice (den.rok ⁻¹)
ED	trvání expozice (rok)
AT	doba průměrování (hod) = doba života v rocích x 365 dní.rok ⁻¹ x 24 hod.den ⁻¹

Pro možnosti porovnání expoziční koncentrace **EC** s hodnotami **RfC** je rovněž nezbytné vycházet z reálných expozičních scénářů a dále samostatně hodnotit akutní expozici (méně jak 24 hodin), subchronickou expozici (opakovaná expozice od cca 30 dnů po cca desetinu délky života, tedy 7 let) či chronickou expozici (delší než desetina délky života, tedy delší než 7 let). Krátkodobé expozice po dobu 1 až 30 dní jsou většinou hodnoceny s příklonem na stranu vyšší bezpečnosti jako subchronické. U akutní expozice se expoziční koncentrace rovná koncentraci naměřené. V ostatních případech je nutné použít shodnou rovnici, jako při řešení karcinogenních rizik s tím, že:

AT	doba průměrování (hod) = trvání expozice (ED) v rocích x 365 dní.rok ⁻¹ x 24 hod.den ⁻¹
----	---

MOŽNÉ SCÉNÁŘE:

Obyvatelé - rezidenční a rekreační pobyt / inhalace kontaminovaného vzduchu

IR	inhalované množství pro dospělé: obvykle je udáváno 20 m ³ .den ⁻¹ , tedy 0,83 m ³ .hod ⁻¹ ; lze ale rozlišovat také podle charakteru činnosti v rozmezí cca 0,3 - 4,8 m ³ .hod ⁻¹ (viz tabulka 4.4 níže) inhalované množství u dětí do 6 let: v rozmezí 0,3 - 1,9 m ³ .hod ⁻¹
ET	doba expozice - celodenní pobyt: 21 - 24 hod.den ⁻¹ resp. průměr 16,43 hod.den ⁻¹ (je nutné rozlišovat podle pobytu ve vnitřním a vnějším prostředí, resp. v závislosti na místě kontaminace vzduchu a charakteru činnosti)
EF	frekvence expozice při rezidenčním pobytu: obvykle 335 - 350 dní.rok ⁻¹ při rekreačním pobytu: 45 - 75 dní.rok ⁻¹
ED	celoživotní expozice: 70 let maximální trvání expozice - doba pobytu na jedné lokalitě: 30 let (rozmezí 20 - 40 let) průměrná doba rekreačního pobytu na jedné lokalitě: 9 let trvání expozice dětí (do věku 6 let): 6 let (průměrně 3 roky)
BW	průměrná váha dospělý: 70 kg průměrná váha dítě od 1 do 6 let: 15 kg (je možné využít specifické hodnoty podle věku)

Zaměstnanci - průmyslové či zemědělské areály / inhalace v pracovním prostředí nebo kontakt s půdním vzduchem při zemních nebo sanačních pracích

IR	inhalované množství pro dospělé: průměrně 20 m ³ .den ⁻¹ , tedy 0,83 m ³ .hod ⁻¹ , ale při středně těžké a těžké práci je vhodné uvažovat vyšší hodnoty cca v rozmezí 2,1 - 3,9 m ³ .hod ⁻¹ (viz tabulka 4.4)
ET	doba expozice: obvykle 8 hod.den ⁻¹ (je však nutné rozlišovat délku pobytu v kontaminovaném území a mimo něj)
EF	frekvence expozice: obvykle 225 - 274 dní.rok ⁻¹ (při nárazových zemních pracích obvykle pouze desítky dní ročně podle charakteru těchto prací, naopak při zemědělském využití - v „rodinných“ farmách až 350 dní.rok ⁻¹)
ED	celoživotní expozice: 70 let předpoklad pobytu na jednom pracovním místě: 25 let předpoklad běžné expozice při sanačních pracích: 1 rok
BW	průměrná váha dospělý: 70 kg

Tab. 4.4 Inhalované objemy podle charakteru aktivit (m³.hod⁻¹)

Příjemce / aktivita	odpočinek (a)	lehká (b)	střední (c)	těžká (d)
Dospělí				
muži	0,7	0,8	2,5	4,8
ženy	0,3	0,5	1,6	2,9
průměr	0,5	0,6	2,1	3,9
Děti				
věk 6 let	0,4	0,8	2,0	2,3
věk 10 let	0,4	1,0	3,2	3,9

Vysvětlivky:

- (a) zahrnuje např. sledování televize, čtení, spánek
 (b) zahrnuje např. většinu domácích prací a běžné péče, koníčky a drobné domácí opravy
 (c) zahrnuje např. velký úklid, větší domácí opravy, chůze po schodech apod.
 (d) zahrnuje těžkou fyzickou práci, cvičení, chůzi po schodech se zátěží apod.

INHALACE PAR PŘI KONTAKTU S KONTAMINOVANOU VODOU

Pozn.: lze uvažovat pro těkavé kontaminanty s Henryho konstantou 2×10^{-7} atm/m³/mol nebo vyšší.

$$CDI = CA \times IR \times ET \times EF \times ED / (BW \times AT)$$

- CDI chronický denní příjem (mg.kg⁻¹.den⁻¹)
 CA koncentrace kontaminantu ve vzduchu (mg.m⁻³)
 IR inhalované množství (m³.hod⁻¹)
 ET doba expozice (hod.den⁻¹)
 EF frekvence expozice (den.rok⁻¹)
 ED trvání expozice (rok)
 BW váha těla (kg)
 AT doba průměrování (den)
 pro nekarcinogenní: ED (rok) x 365 dní.rok⁻¹, pro karcinogenní: 70 let x 365 dní.rok⁻¹

MOŽNÉ SCÉNÁŘE:

Obyvatelé - rezidenční a rekreační pobyt / inhalace par při koupání či sprchování

- CA nejde-li přímo měřit koncentraci kontaminantu ve vzduchu, je nutné použít orientační přepočty z koncentrací kontaminantu ve vodě - viz např. zjednodušená rovnice dle Risk*Assistant:

$$CA = (CW \times f \times F \times t) / V / 2$$

- CW koncentrace ve vodě (mg.l⁻¹)
 f frakce uvolnitelného kontaminantu (0 - 1, bezrozměrný); obvykle 0,75
 F průtok vody (l.hod⁻¹); obvykle 600 l.hod⁻¹
 t délka sprchování (hod); obvykle 0,2 hod
 V objem koupelny (m³); obvykle 9 m³

- IR inhalované množství při sprchování: 0,6 m³.hod⁻¹

ET	obvyklá doba expozice při inhalaci par z kontaminované vody při sprchování: 0,25 až 0,58 hod.den ⁻¹ (15 až 35 minut) u dospělých; 0,33 až 1,0 hod.den ⁻¹ (20 - 60 minut) u dětí (EPA, 1997, 2004) v některých starších zdrojích je uváděno jednotně 0,2 hod.den ⁻¹ (např. EPA, 1990)
EF	frekvence expozice při rezidenčním pobytu: obvykle 335 - 350 dní.rok ⁻¹ frekvence expozice při rekreačním pobytu: 45 - 75 dní.rok ⁻¹
ED	celoživotní expozice: 70 let maximální trvání expozice - doba pobytu na jedné lokalitě: 30 let (rozmezí 20 - 40 let) průměrná doba rekreačního pobytu na jedné lokalitě: 9 let trvání expozice dětí (do věku 6 let): 6 let (průměrně 3 roky)
BW	průměrná váha dospělý: 70 kg průměrná váha dítě od 1 do 6 let: 15 kg (je možné využít specifické hodnoty podle věku)

Obyvatelé - rezidenční či rekreační pobyt, zemědělské využití / inhalace uvolněných par při zalévání zahrad

CA	nejde-li přímo měřit koncentraci kontaminantu ve vzduchu, je nutné použít orientační přepočty z koncentrací kontaminantu ve vodě, např. podle zjednodušené rovnice dle Risk*Assistant:
----	--

$$CA = ((2/p)^{1/2}) \times (X^{(1-b)} / (a \times (1-b))) \times (Q/u), \text{ kde}$$

$$Q = (CW \times f \times FI) / (X^2 \times 3600 \text{ s/hod})$$

<i>Q</i>	vydatnost zdroje (mg.s ⁻¹ .m ⁻²)
<i>CW</i>	koncentrace kontaminantu ve vodě (mg.l ⁻¹)
<i>f</i>	frakce uvolnitelného kontaminantu (0 - 1, bezrozměrný); obvykle 0,5
<i>FI</i>	průtok zavlažovací vody (l.hod ⁻¹); obvykle 600 l.hod ⁻¹
<i>X</i>	strana zhruba čtvercové zavlažované plochy (m)
<i>CA</i>	koncentrace kontaminantu ve vzduchu (mg.m ⁻³)
<i>p</i>	Ludolfovo číslo; $p = 3,141592$
<i>a, b</i>	konstanty vztahující vertikální disperzi ke stabilitě atmosféry; $a = 0,15$; $b = 0,75$
<i>u</i>	přípovrchová rychlost větru (m.s ⁻¹); obvykle používáno 2.0 m.s ⁻¹

IR	inhalované množství vzduchu při zalévání: 1,4 - 1,67 m ³ .hod ⁻¹
ET	obvyklá doba expozice: 0,44 - 3,0 hod.den ⁻¹ (nižší hodnota odpovídá ročnímu průměru cca 3 hodin týdně, při zohlednění nižší aktivity v zimě a vyšší v létě)
EF	frekvence expozice: obvykle 90 - 120 dní (resp. 335 - 350 dní, pokud je v době expozice ET zohledněno vegetační období - jaro až podzim bez deštivých dnů)
ED	celoživotní expozice: 70 let maximální trvání expozice (doba pobytu na jedné lokalitě): 30 let (rozmezí 20 - 40 let), průměrná doba pobytu na jedné lokalitě: 9 let trvání expozice dětí (do věku 6 let): 6 let (průměrně 3 roky)
BW	průměrná váha dospělý: 70 kg průměrná váha dítě od 1 do 6 let: 15 kg (je možné využít specifické hodnoty podle věku)

INGESCE KONTAMINOVANÝCH POTRAVIN

$$CDI = C \times IR \times FI \times EF \times ED / (BW \times AT)$$

CDI	chronický denní příjem (mg.kg ⁻¹ .den ⁻¹)
C	koncentrace kontaminantu v potravinách (mg.kg ⁻¹)
IR	množství požitých potravin (kg.jídlo ⁻¹)
FI	množství konzumovaných potravin z kontaminovaných zdrojů (0 - 1, bezrozměrný)
EF	frekvence expozice (jídlo.rok ⁻¹)
ED	trvání expozice (rok)
BW	váha těla (kg)
AT	doba průměrování (den) pro nekarcinogenní: ED (rok) x 365 dní.rok ⁻¹ , pro karcinogenní: 70 let x 365 dní.rok ⁻¹

MOŽNÉ SCÉNÁŘE:

Konzumace ryb, ovoce a zeleniny, masa, mléčných výrobků, vajec

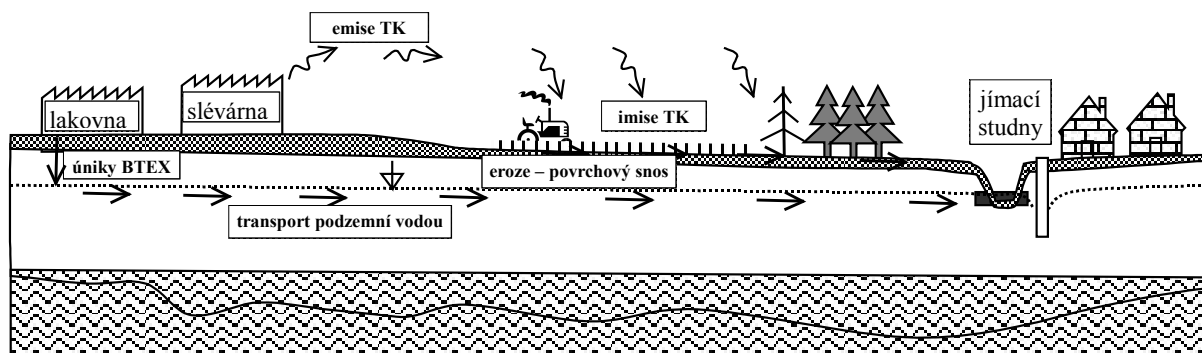
IR	obvyklé množství požitých potravin: 0,03 - 0,054 kg/jídlo u ryb 0,1 kg/jídlo u hovězího 0,14 kg/jídlo u ovoce 0,2 kg/jídlo u zeleniny 0,4 kg/jídlo u mléčných výrobků 0,064 - 0,15 kg/jídlo u vajec
FI	množství konzumovaných potravin z kontaminovaných zdrojů: 0,44 - 0,75 u hovězího 0,2 - 1,0 u ryb 0,2 - 0,3 u ovoce 0,25 - 0,4 u zeleniny 0,4 - 0,75 u mléčných produktů
EF	frekvence expozice: 48 jídel/rok u ryb 73 - 250 u ovoce a zeleniny 350 u mléčných výrobků a masa
ED	trvání expozice: 20 - 30 let u mléčných výrobků a masa 9 - 30 let u ovoce a zeleniny a ryb
BW	průměrná váha dospělý: 70 kg průměrná váha dítě od 1 do 6 let: 15 kg (je možné využít specifické hodnoty podle věku)

Příloha 5

Příklady koncepčního modelu

Základem koncepčního modelu je tabulka se soupisem všech uvažovaných expozičních cest, pro které je projektován rozsah prací na analýze rizik. Vhodným doplňkem je schematický řez, mapka nebo blokdiagram, který schematicky zobrazuje jednotlivé transportní cesty a dává představu o situaci na lokalitě.

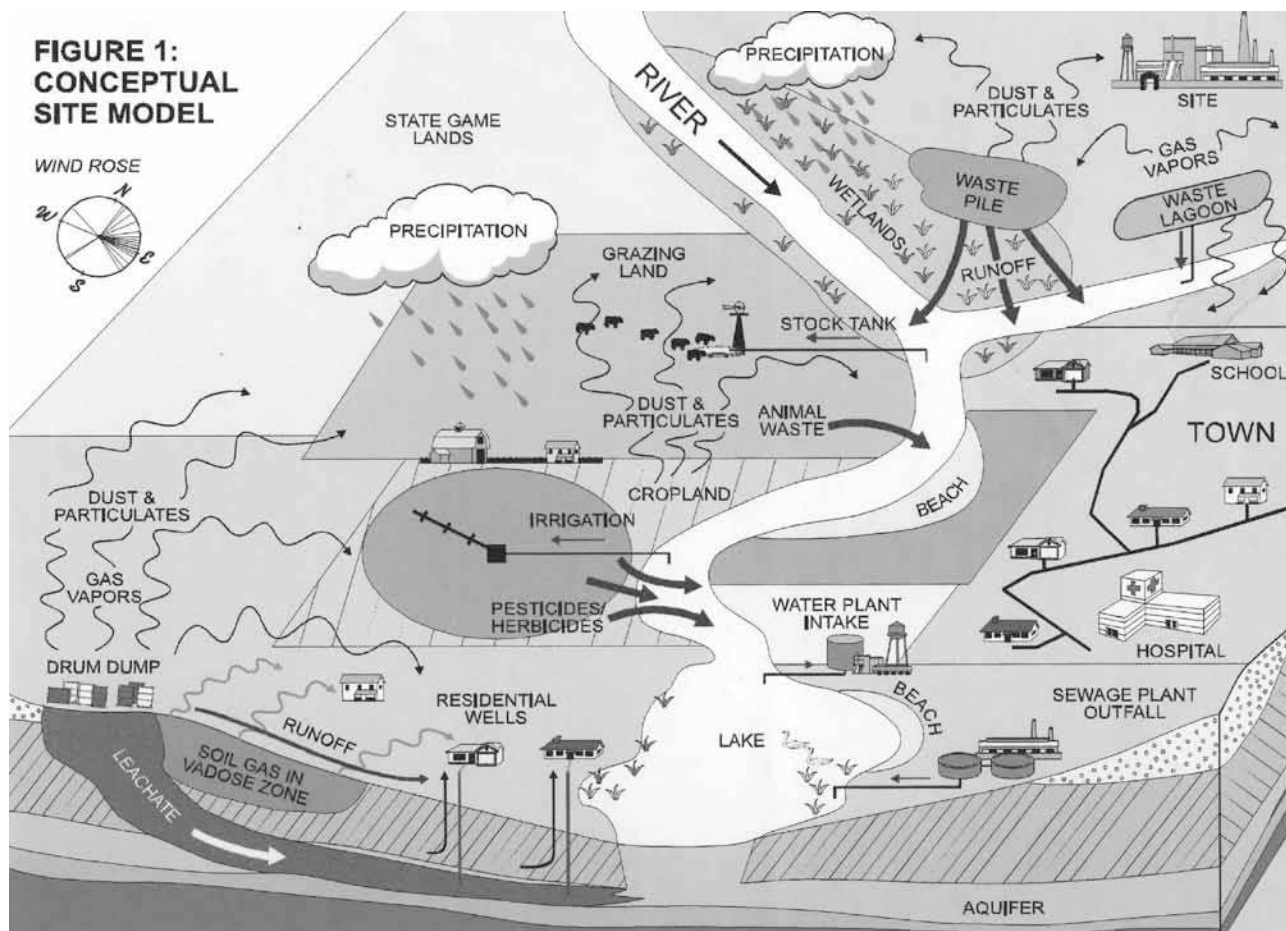
Příklad koncepčního modelu 1



Expoziční cesta č.	Ohnisko znečištění	Transportní cesta	Příjemce rizik	Poznámka
1	Lakovna	Únik rozpouštědel a rozpouštění do podzemní vody → transport podzemní vodou → drenáž do potoka	Povrchový tok a lidé spojení s rybařením (expozice ingescí)	Pokud není hladina podzemní vody významně snižována (zakleslá) jímáním podzemních vod
2	Lakovna	Únik a rozpouštění do podzemní vody → transport podzemní vodou → jímání vod studněmi	Obyvatelstvo obce (pitná voda - expozice ingescí, dermální a inhalační)	Pokud není veškerá kontaminace drénována potokem
3	Slévárna	Emise prachu s toxickými kovy do ovzduší → imisní spad na ornou půdu → snížení úrodnosti a kontaminace plodin	Obyvatelstvo (konzumenti plodin - expozice ingescí)	
4	Slévárna	Emise prachu s toxickými kovy do ovzduší → imisní spad na lesní půdu	Lesní ekosystém	Riziko se již naplnilo - část stromů již odumřela
5	Slévárna	Emise prachu s toxickými kovy do ovzduší → imisní spad na lesní půdu → kontaminace lesních plodin	Obyvatelstvo obce (konzumace lesních plodin - expozice ingescí)	
6	Slévárna	Emise prachu s toxickými kovy do ovzduší → imisní spad na zemědělskou a lesní půdu → zvýšená eroze → snos kontaminovaných zemin do potoka	Povrchový tok, především sedimenty a lidé spojení s rybařením (expozice ingescí)	

Příklad koncepčního modelu 2 (ekologická rizika)

U.S. EPA, 1997, Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessments, Interim Final; Appendix A - Example Ecological Risk Assessment for Hypothetical Sites



Potenciální zdroje:

- nebezpečné odpady (sesuv pevných odpadů, laguna, emise),
- skládka barelů (povrchový splach, úniky do podloží),
- zemědělství (povrchový splach, prach a částice).

Potenciální expoziční cesty:

- ingesce (odpady obsažené na skládce, půda v prostoru a okolí skládky a skládky barelů),
- inhalace (prach a částice ze skládek i zemědělské činnosti),
- přímý dermální kontakt (zemina poblíž skládek, oblast zemědělské činnosti, povrchová voda pod zdroji kontaminace).

Potenciální migrační cesty:

- vzduch (částice a plyny z oblasti skládky barelů i zemědělské činnosti),
- půda (povrchový splach z oblasti skládek a z oblastí zemědělské činnosti),
- povrchové vody - řeka a jezero (průnik nebezpečných odpadů ze skládek, splach z oblastí zemědělské činnosti),
- podzemní vody (úniky ze skládek).

Potenciální příjemci:

- vegetace a fauna mokřad v kontaktu s kontaminovanou zemínou a povrchovou vodou,
- vegetace a fauna říčního a jezerního systému ohrožená splachy, průniky kontaminovaných podzemních vod a kontaminací zemín.

Příloha 6

Doporučené zdroje informací

Oblast průzkumu a sanace znečištění

- API (2007): API Interactive LNAPL Guide, version 2.0.4, American Petroleum Institute, Washington D.C., <http://www.api.org/ehs/groundwater/lnapl/>.
- Appelo C.A.J., Postma D. (1996): *Geochemistry, Groundwater and Pollution*, Revised edition, A.A. Balkema, Rotterdam.
- Aziz C.E., Newell C.J., Gonzales A.R., Haas A.R., Clement T.P., Sun Y. (1999): *Biochlor, Natural Attenuation Decision Support System User's Manual*, Ada, OK, Robert S. Kerr Environmental Research Center.
- Bedient P.B., Rifai H.S., Newell C.J. (1999): *Ground Water Contamination, Transport and Remediation*, 2nd Edition, Prentice Hall PTR, Upper saddle River, NJ 07458.
- Bockelmann A., Ptak T., Teutsch G. (v tisku): An Analytical Quantification of Mass Discharges and Natural Attenuation Rate Constants at a Former Gasworks Site, přijato do *Journal of Contaminant Hydrology*.
- Borden R.C., Gomez C.A., Becker M.T. (1995): *Geochemical Indicators of Intrinsic Bioremediation, Groundwater*, Vol. 33, No. 2, pp. 180 - 189.
- Boulding, J.R. (1995): *Practical Handbook of Soil, Vadose Zone and Ground Water Contamination: Assessment, Prevention and Remediation*, CRC Press, Florida.
- British Columbia MoE (2010): *Protocol 12 for Contaminate Sites, Determining the Presence and Mobility of Nonaqueous Phase Liquids and Odorous Substances*.
- Clement T.P., Sun Y., Hooker B.S., Petersen J.N. (1998): Modeling Multispecies Reactive Transport in Ground water, *Ground Water Monitoring and Remediation*, 18(2), pp. 79-92.
- Cohen R.M., Mercer J.W. (1993): *DNAPL Site Evaluation*, CRC Press, Florida.
- Deutsch W.J. (1997): *Groundwater Geochemistry, Fundamentals and Applications to Contamination*, Lewis Publishers, Boca Raton, New York.
- European Commission (2003): *Guidance Document on the Assessment of the Relevance of Metabolites in Groundwater of Substances Regulated under Council Directive 91/414/EEC, Sanco/221/2000 – rev. 10 – final*, Health & Consumer Protection Directorate General, Directorate E, E1 – Plant Health.
- Fetter, C.W. (1999): *Contaminant Hydrogeology*, 2nd Edition, Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ 07458.
- Gilmore T., Looney B., Riha B., Sink C. H., Waugh J. (2004): *Characterization and Monitoring Strategy for MNA and Enhanced Passive Remediation. Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds. The Fourth International Conference*. Monterey, California. USA.
- Howard, P.H. et al. (1991): *Handbook of Environmental Degradation Rates*, CRC Press, Florida.
- ITRC (2008): *In Situ Bioremediation of Chlorinated Ethene: DNAPL Source Zones, Technical/Regulatory Guidance*, Interstate Technology & Regulatory Council, DNAPL Team, Washington D.C.
- ITRC (2004): *Strategies for Monitoring the Performance of DNAPL Source Zone Remedies, Technical/Regulatory Guidance*, Interstate Technology & Regulatory Council, DNAPL Team, Washington D.C.
- ITRC (2010): *Use and Measurement of Mass Flux and Mass Discharge*, Interstate Technology & Regulatory Council, Integrated DNAPL Site Strategy Team, Washington D.C.

Kao C.M., Wang Y.S. (2001): Field Investigation of Natural Attenuation and Intrinsic Biodegradation Rates at Underground Storage Tank Site, *Environmental Geology* 40 (4-5), pp. 622-631.

- MŽP (2001): Monitorovaná přirozená atenuace ropných uhlovodíků a chlorovaných alifatických uhlovodíků v podzemní vodě, projekt OEŠ MŽP VaV/550/1/98.
- MŽP (2005): Metodický pokyn MŽP pro průzkum kontaminovaného území.
- MŽP (2006): Metodický pokyn MŽP - Vzorovací práce v sanační geologii.
- MŽP (2007): Metodický pokyn MŽP Zásady zpracování studie proveditelnosti opatření pro nápravu závadného stavu kontaminovaných lokalit.
- MŽP (2010): Metodická příručka MŽP pro použití oxidačních technologií in situ.
- MŽP (2011): Metodický pokyn MŽP k plnění databáze Systém evidence kontaminovaných míst včetně hodnocení priorit.
- Newell, C.J., McLeod, R.K., Gonzales, J.R. (1998): Bioscreen, Natural Attenuation Decision Support, Version 1.4 Revisions, Ada, OK, Robert S. Kerr Environmental Research Center.
- Nyer E.K., Duffin M.E. (1997): The State of the Art of Bioremediation, Ground Water Monitoring and Remediation, Spring 1997, 64-69.
- Nyer, E.K. et al. (1996): In Situ Treatment Technology, CRC Press, Florida.
- Palmer C.D., Puls R.W. (1994): Natural Attenuation of Hexavalent Chromium in Groundwater and Soils, U.S. EPA Issue papers, EPA/540/5-94/505.
- Pankow J.F., Cherry J.A. (1996): Dense Chlorinated Solvents and other NAPLs in Groundwater, Waterloo Press, Ontario, Canada.
- Pitter Pavel (1999): Hydrochemie, Vydavatelství VŠCHT, Praha.
- Pluskal, Vaněček (1980): Výpočet zásob nerostných surovin, Univerzita Karlova v Praze, Fakulta přírodovědecká, SPN Praha.
- Rifai H.S., Newell C.J., Gonzales J.R., Dendrou S., Dendrou B., Kennedy L., Wilson J.T. (1998): BIOPLUME III, Natural Attenuation Decision Support System, User's Manual Version 1.0, 282 p.
- Semprini L., Kitanidis P.K., Kampbell D.H., Wilson J.T. (1995): Anaerobic Transformation of Chlorinated Aliphatic Hydrocarbons in a Sand Aquifer Based on Spatial Chemical Distributions, *Water Resour. Res.* 31, pp. 1051-1062.
- Sinke, A.J.C., Heimovaara, T.J., Tonnaer, H., a Van Veen, J.H. (2001): Simple Natural Attenuation System - SINAS demo software. TNO Institute of Environmental Sciences, Energy Research and Process Innovation in collaboration with IWACO and TAUW. TNO-MEP, Apeldoorn, the Netherlands.
- Sinke A.J.C., et al. (2002): Improved Remediation and Management of Contaminated Soils and Groundwater, TNO Environment, Energy and Process Innovation, The Netherlands.
- Šráček O., Datel J., Mls J. (2000, 2002): Kontaminační hydrogeologie, Nakladatelství Karolinum, Praha.
- Suthersan S.S. (1997): Remediation Engineering Design Concepts, CRC Press, Florida.
- U.S. EPA (2000): BioChlor, Natural Attenuation Decision Support System, User's Manual, Version 1, EPA/600/R-00/008, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, Cincinnati, OH.
- U.S. EPA (1996): Bioplume III, Natural Attenuation Decision Support System, User's Manual, Version 1, EPA/600/R-98/010, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, Cincinnati, OH.

- U.S. EPA (2007): RemChlor, Remediation Evaluation Model for Chlorinated Solvents, User's Manual, Version 1, EPA-A/600/C-08/001, National Risk Management Research Laboratory, Robert S. Kerr Environmental Research Centre, ADA, OK.
- U.S. EPA (1996): Bioscreen, Natural Attenuation Decision Support System, User's Manual, Version 1.3, EPA-A/600/R-96/087, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, Cincinnati, OH.
- U.S. EPA (2002): Calculating Upper Confidence Limits for Exposure Point Concentrations at Hazardous Waste Sites, OSWER 9285.6-10, Office for Emergency and Remedial Response, Washington D.C.
- U.S. EPA (2008): FootPrint, A Screening Model for Estimating the Area of a Plume Produced from Gasoline Containing Ethanol, Version 1.0, EPA/600/R-08/058, Center for Subsurface Modeling and Support Ground Water and Ecosystem Restoration Division, ADA, OK.
- U.S. EPA (2007): Monitored Natural Attenuation of Inorganic Contaminants in Ground Water, Volume 1 – EPA-A/600/R-07/139, Volume 2 – EPA/600/R-07/140, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, Cincinnati, OH.
- U.S. EPA (2008): Performance Monitoring of MNA Remedies for VOCs in Ground Water, EPA/600/R-04/027, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, Cincinnati, OH.

Wiedemeier, T.H., Rifai, H.S., Newell, C.J., Wilson, J.T. (1999): Natural Attenuation of Fuels and Chlorinated Solvents in the Subsurface, John Wiley & Sons, New York.

Wilson R.D. et al. (2005): CoronaScreen: Process-Based Models for Natural Attenuation Assessment, Guidance for the Application of NA Assessment Screening Models, Groundwater Protection and Restoration Group of Civil and Structural Engineering University of Sheffield, UK, Energy Research and Process Innovation TNO Institute of Environmental Sciences, The Netherlands, CORONA project, funded by the EC under the Fifth Framework programme.

Wisconsin, Department of Natural Resources (1999): Interim Guidance on Natural Attenuation for Petroleum Releases. Bureau for Remediation and Redevelopment. Wisconsin's Department of Natural Resources, USA, PUB-RR-614.

Zheng C., Wang P.P. (1998): MT3DMS, A Modular Three-Dimensional Transport Model, Technical Report, U.S. Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

Oblast hodnocení rizik

CCME (2008): Canada-Wide Standard for Petroleum Hydrocarbons (PHC) in Soil, User Guidance, Canadian Council of Ministers of the Environment, PN 1398.

Commission Regulation (EC) No. 1488/94 of June 1994 laying down the principles for the assessment of risks to man and the environment of existing substances in accordance with Council Regulation (EEC) No. 793/93 (Text with EEA relevance).

ECOS (2007): Identification and Selection of Toxicity Values / Criteria for CERCLA and Hazardous Waste Site Assessment in the Absence of IRIS Values, Risk Assessment Provisional Values Subgroup Issue Paper, ECOS-DoD Sustainability Workgroup-Emerging Contaminants Task Group.

Environment Agency UK (2005): The UK Approach for Evaluating Human Health Risks from Petroleum Hydrocarbons in Soils, Science Report P5-080/TR3, Bristol.

European Commission (2004): Guidance Document on Dermal Absorption, Sanco/222/2000 rev. 7, DG Health and Consumer Safety.

ITRC (2008): Use of Risk Assessment in Management of Contaminated Sites, Overview Document, Interstate Technology & Regulatory Council, Risk Assessment Resource Team, Washington D.C.

MADEP (2002): Characterizing Risks Posed by Petroleum Contaminated Sites: Implementation of the MADEP VPH/EPH Approach, Final Policy, Massachusetts Dept. of Environment Protection, Boston, MA.

- MADEP (2003): Updated Petroleum Hydrocarbon Fraction Toxicity Values for VPH/EPH /APH Methodology - Final, Massachusetts Dept. of Environment Protection, Boston, MA.
- STSC (2002): Derivation Support Document for Total Petroleum Hydrocarbons – PPTRV Support Issue SRC SF 01-031/10-16-2002, EPA Superfund Technical Support Centre, Cincinnati, OH.
- SZÚ Praha (2000): Manuál prevence v lékařské praxi, příloha 2 Vybrané kapitoly z hodnocení expozice.
- SZÚ Praha (2000): Manuál prevence v lékařské praxi, VIII. Základy hodnocení zdravotních rizik.
- U.S. DOE (1999): Guidance for Conducting Risk Assessments and Related Risk Activities for the DOE-ORO Environmental Management Program, BJC/OR-271, University of Tennessee.
- U.S. EPA (2005): Aging and Toxic Response: Issues Relevant to Risk Assessment, EPA/600/P-03/004A
- U.S. EPA (2008): Child-Specific Exposure Factors Handbook, EPA/600/R-06/096F.
- U.S. EPA (1989, 1997): Exposure Factors Handbook, EPA, August 1997.
- <http://www.epa.gov/ncea/pdfs/efh/efh-complete.pdf>
- U.S. EPA (2006): A Framework for Assessing Health Risks of Environmental Exposures to Children, EPA/600/R-05/093F.
- U.S. EPA (2005): Guidelines for Carcinogen Risk Assessment, EPA/630/P-03/001F.
- U.S. EPA (1998): Guidelines for Ecological Risk Assessment, EPA/630/R-95/002F.
- <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=12460>
- U.S. EPA (1992): Guidelines for Exposure Assessment. <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=15263>
- U.S. EPA (1998): Human Health Risk Exposure Model, RAIS.
- U.S. EPA (2003): Human Health Toxicity Values in Superfund Risk Assessments, OSWER Directive 9285.7-53, Office of Solid Waste and Emergency Response
- U.S. EPA (1991): Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I: Human Health Evaluation Manual. Supplemental Guidance “Standard Default Exposure Factors”. Interim Final. <http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/pdf/OSWERdirective9285.6-03.pdf>
- U.S. EPA (1989, 1999): Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part A, Baseline Risk Assessment). Interim Final. http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/ragsa/pdf/rags-vol1-pta_complete.pdf
- U.S. EPA (1991): Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part B, Development of Risk-based Preliminary Remediation Goals). Interim. <http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/ragsb/index.htm>
- U.S. EPA (1991): Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part C, Risk Evaluation of Remedial Alternatives). Interim. <http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/ragsc/index.htm>
- U.S. EPA (2001): Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part D, Standardized Planning, Reporting, and Review of Superfund Risk Assessment). Final. <http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/ragsd/index.htm>
- U.S. EPA (2004): Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment). Final. http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/ragse/pdf/part_e_final_revision_10-03-07.pdf

U.S. EPA (2009): Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part F, Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment, Final). <http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/ragsf/index.htm>

U.S. EPA (2001): Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume III - Part A, Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment.

<http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/rags3adt/index.htm>

U.S. EPA (1996): Soil Screening Guidance: Technical Background Document, EPA/540/R95/128.

U.S. EPA (1997): Superfund Today. Focus on Risk Assessment.

U.S. EPA (2005): Supplemental Guidance for Assessing Susceptibility from Early-Life Exposure to Carcinogens, EPA-A/630/R-03/003F.

Verbruggen E.M.J. (2004): Environmental Risk Limits for Mineral Oil (Total Petroleum Hydrocarbons), RIVM Report 601501021/2004, National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven.

Významné internetové zdroje informací

Ecological Risk Analysis (ORNL) - Odkazy na metodiky hodnocení rizik pro ekosystémy:

<http://www.esd.ornl.gov/programs/ecorisk/ecorisk.html>

European Exposure Factors Sourcebook (ExpoFacts) – databáze, reference a literatura

<http://expofacts.jrc.ec.europa.eu/>

Guide to Current Literature on Exposure Factors:

<http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=29187>

Integrated Risk Information System (IRIS) - Databáze toxikologických parametrů pro lidské zdraví spravovaná US EPA:

<http://www.epa.gov/iris/index.html>

International Agency for Research on Cancer (IARC) - Databáze karcinogenních látek:

<http://www.iarc.fr/en/websites/databases.php>

International Ground Water Modeling Center (IGWMC) - Modely pro hydrogeologii:

<http://igwmc.mines.edu/software/igwmcsoft/>

Ministerstvo životního prostředí - odbor ekologických škod, metodiky:

http://www.mzp.cz/cz/metodiky_ekologicke_zateze

The Risk Assessment Information System (RAIS) - Měsíčně aktualizovaná databáze toxikologických dat a modelů pro výpočet rizik:

<http://risk.lsd.ornl.gov/>

http://rais.ornl.gov/cgi-bin/tools/TOX_search?select=chem

Scientific Software Group - Databáze software a modelů pro životní prostředí:

<http://www.scisoftware.com/>

Systém evidence kontaminovaných míst: <http://sekm.cenia.cz/portal/>

Systém evidence kontaminovaných míst II:

<http://download.progeo-sys.cz/index.php?dir=SEKM/SEKM2TEST>

U.S. EPA Human Health Risk Assessment Guidance: http://rais.ornl.gov/guidance/epa_hh.html

U.S. EPA Risk Assessment Guidelines:

<http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=55907>

U.S. Geological Survey (USGS): Databáze software a modelů využitelných v hydrogeologii:

<http://water.usgs.gov/software/>

Ústav pro jazyk český - jazyková poradna: <http://prirucka.ujc.cas.cz/>