

Radiační ochrana  
DOPORUČENÍ

POSTUPY PŘI VÝPOČTU OZÁŘENÍ OBYVATELSTVA  
PŘÍRODNÍMI RADIONUKLIDY UVOLŇOVANÝMI DO  
ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ A PŘI POSUZOVÁNÍ ZÁSAHŮ  
V OBLASTECH OVLIVNĚNÝCH HORNICKOU ČINNOSTÍ

SÚJB  
2008

RADIAČNÍ OCHRANA  
DOPORUČENÍ

**Postupy při výpočtu ozáření obyvatelstva přírodními radionuklidy uvolňovanými do životního prostředí a při posuzování zásahů v oblastech ovlivněných hornickou činností**

Vydal: Státní úřad pro jadernou bezpečnost, Praha 2008  
Tisk: MORAVIATISK Vyškov spol. s r.o.

Účelová publikace bez jazykové úpravy

# OBSAH

<b>Předmluva</b>	<b>3</b>
<b>Úvod</b>	<b>5</b>
<b>Metodický postup při hodnocení ozáření obyvatelstva</b>	<b>6</b>
<b>1. ANALÝZA ZDROJŮ PŘÍRODNÍ RADIOAKTIVITY A TRANSPORTU RADIONUKLIDŮ ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍM</b>	<b>7</b>
<b>1.1 Analýza uvolňování aktivity do ovzduší</b>	<b>7</b>
<b>1.2 Analýza uvolňování aktivity do vod</b>	<b>13</b>
<b>1.3 Analýza uvolňování radionuklidů ze skládky kontaminovaných materiálů</b>	<b>16</b>
<b>2. TRANSPORT A OBJEMOVÉ AKTIVITY PŘÍRODNÍCH RADIONUKLIDŮ V POTRAVNÍCH ŘETĚZCÍCH</b>	<b>18</b>
<b>2.1 Přestup radionuklidů do rostlin</b>	<b>18</b>
<b>2.2 Přestup radionuklidů do masa a mléka</b>	<b>19</b>
<b>3. EXPOZIČNÍ CESTY A VÝPOČET DÁVEK</b>	<b>21</b>
<b>3.1 Výpočet efektivní dávky od zevního ozáření gama (ve volné přírodě a v budovách)</b>	<b>22</b>
<b>3.2. Vnitřní ozáření v důsledku inhalace produktů přeměny radonu a prachu</b>	<b>23</b>
<b>3.3 Ozáření v důsledku ingesce lokálních zdrojů vody, potravin, případně přímé ingesce půdy</b>	<b>24</b>
<b>4. VLASTNÍ VYMEZENÍ KRITICKÉ SKUPINY – SOUHRN</b>	<b>25</b>
<b>PŘÍLOHY (Tabulky doporučených hodnot parametrů a pozad'ových hodnot)</b>	<b>26</b>
<b>OBRÁZKY</b>	<b>34</b>



## **Předmluva:**

Dne 1. 7. 1997 vstoupil v platnost zákon č. 18/1997 Sb., o mírovém využívání jaderné energie a ionizujícího záření – „atomový zákon“, který společně s vyhláškou č. 184/1997 Sb., o radiační ochraně mj. stanovil podmínky pro vypouštění a jiné uvolňování materiálů, látek a předmětů obsahujících radionuklidy do životního prostředí. Jedním z důležitých podkladů pro posuzování vlivu na životní prostředí, zda a za jakých podmínek mohou být materiály, látky a předměty uvedeny do životního prostředí, je zhodnocení ozáření kritické skupiny obyvatel uvolněnými radionuklidy.

Vzhledem k potřebě co nejdříve zavést správnou praxi i v této oblasti radiační ochrany vydal Státní úřad pro jadernou bezpečnost (dále SÚJB) v roce 2000 Doporučení: „Postupy při výpočtu ozáření kritické skupiny osob v souvislosti s uvolňováním přírodních radionuklidů do životního prostředí a při posuzování zásahů v oblastech s ukončenou hornickou činností“ s cílem sjednotit postupy pro vymezení a hodnocení ozáření kritické skupiny obyvatelstva, zejména při přípravě a posuzování dokumentace vyžadované v rámci povolování uvádění přírodních radionuklidů do životního prostředí – Příloha 1, písm. H Atomového zákona v platném znění.

V průběhu následujících let došlo ke změnám legislativy v oblasti radiační ochrany, které byly vyvolány zejména procesem harmonizace našich právních předpisů souvisejícím se vstupem České republiky do Evropské unie. Rovněž potřeby praxe si vyžádaly některé úpravy přístupů k zajištění požadavků radiační ochrany takže byl v následujících letech novelizován atomový zákon. Novelty tohoto zákona vyvolaly i změny prováděcích předpisů. Významně se změnila vyhláška SÚJB o radiační ochraně, která vstoupila v platnost v roce 2002 pod č. 307/2002 Sb.

SÚJB vydal proto v roce 2003 „Doporučení o požadavcích radiační ochrany pro organizace provozující hornickou činnost, která může vést k ozáření pracovníků, obyvatel nebo životního prostředí“. Cílem je seznámit pracovníky organizací provozující hornickou činnost se změnami týkajícími se nakládání s materiály kontaminovanými radionuklidy z hornické činnosti, procesu povolování těchto činností, předkládané dokumentace, regulace ozáření osob, programů monitorování a také vlivu dané činnosti na životní prostředí.

Další novelizace atomového zákona a vyhlášky SÚJB o radiační ochraně pod č. 499/2005 Sb. a nutnost zohlednit poznatky z novější vědecko-technické literatury vedly také k přepracování Doporučení „Postupy při výpočtu ozáření kritické skupiny osob v souvislosti s uvolňováním přírodních radionuklidů do životního prostředí a při posuzování zásahů v oblastech s ukončenou hornickou činností“ z roku 2000.

Postupy pro hodnocení ozáření obyvatelstva uvedené v Doporučení mohou být využity nejen při zpracování dokumentace pro povolení uvolňování radionuklidů do životního prostředí či povolení provozu pracovišť III.kategorie v uranovém průmyslu, ale i v dalších případech, jako na příklad rozhodování o provedení zásahů v oblastech s ukončenou hornickou činností nebo při hodnocení ozáření obyvatelstva z pracovišť se zvýšeným rizikem ozáření přírodními radionuklidy označovanou jako NORM (Naturally Occurring Radioactive Materials) a případně též pro potřeby procesu EIA.

Pokud se držitel nebo žadatel o povolení podle atomového zákona bude řídit tímto Doporučením, bude tento postup SÚJB považovat za vyhovující a splňující požadavky právních předpisů. Toto doporučení přitom neomezuje zpracovatele v možnosti použít postup jiný – v takovém případě však musí vycházet z principů obecně používaných v radiační ochraně. Vítráme proto všechny připomínky, které přispějí k vylepšení předloženého textu.



Ing. Karla Petrová  
náměstkyně pro radiační ochranu



## Úvod:

Dále uvedené postupy výpočtu ozáření obyvatelstva i tzv. kritické skupiny v důsledku uvolňování přírodních radionuklidů do životního prostředí jsou koncipovány co nejobecněji tak, aby umožňovaly řešit jak případy, kdy již došlo k uvolnění přírodních radionuklidů do životního prostředí a kontaminace je známá nebo je měřitelná, tak případy, kdy k uvolnění aktivity teprve dojde a úroveň kontaminace je nutné stanovit na základě modelů a předpokládaných emisí. Řada případů je ve skutečnosti kombinací uvedených situací, tj. ke kontaminaci již došlo, ale další část aktivity teprve uvolněna bude. Lze se také setkat s případy, kdy kontaminace je – v případě některých radionuklidů obtížně měřitelná a je ji třeba posoudit na základě modelu. Návod je proto koncipován flexibilně tak, aby umožňoval použít různé přístupy, a je chápán jako základní vodítko pro zpracování a posuzování studií expozice obyvatelstva v důsledku uvolňování přírodních radionuklidů do životního prostředí.

Doporučení se problematikou výběru a testování modelů nezabývá, lze je však použít při procesu kontroly výsledků – některé vstupní údaje (např. přechodové koeficienty, hodnoty přírodního pozadí, údaje o spotřebě potravin apod.), které jsou uvedeny v příloze, jsou považovány za standardní, pokud předkladatel modelu nepředloží údaje kvalifikovanější.

Návod neomezuje zpracovatele, aby předložil detailnější zpracování problematiky a použil přesnější a prokazatelnější údaje při výpočtech. Naopak je zřejmé, že data vstupující do výpočtů, jako jsou konstanty, konverzní faktory, hodnoty přírodního pozadí a další nezbytné údaje (včetně možností jejich stanovení) bude třeba postupně upřesňovat a aktualizovat zejména s ohledem na specifickou situaci v ČR.

K hodnocení ozáření kritických skupin obyvatelstva lze v zásadě přistoupit dvojím způsobem:

- 1) použít některý ze standardních **modelů** pro šíření radionuklidů a výpočet dávek se zadáním konkrétních údajů posuzovaného případu,
- 2) provést **postupnou analýzu** s využitím modelů dílčích procesů a přihlédnout ke konkrétním výsledkům měření u zdrojů, v prostředí a případně v potravních řetězcích.

Podstatná část Doporučení je věnována právě druhému způsobu hodnocení, tj. metodice postupné analýzy s využitím modelů dílčích procesů s přihlédnutím ke konkrétním výsledkům měření.

## Metodický postup při hodnocení ozáření obyvatelstva

Obecný metodický postup musí v zásadě vycházet z následujících podkladů:

1. z inventury zdrojů přírodní radioaktivity, možných způsobů jejího uvolňování včetně kvantifikace (analýza zdroje),
2. z analýzy transportu radioaktivity (tj. analýzy předpokládaných cest šíření radionuklidů) a stanovení koncentrace radionuklidů ve složkách životního prostředí včetně potravních řetězců,
3. z inventury jednotlivých expozičních cest a vymezení skupin obyvatelstva, které přicházejí v úvahu jako „kritické skupiny“ (kritická skupina definovaná Atomovým zákonem je modelová skupina osob fyzických osob, která představuje ty jednotlivce z obyvatelstva, kteří jsou z daného zdroje a danou cestou ozáření nejvíce ozařováni),
4. z vymezení kritické skupiny osob (kritického radionuklidu a kritické cesty) a výpočtu/odhadu individuálních a kolektivních dávek.

Následující kapitoly Doporučení sledují toto členění s tím, že analýza zdrojů, transportu a koncentrování radionuklidů v prostředí je zpracována z praktických důvodů společně v oddíle 1. V oddíle 2 je pojednáno samostatně o potravních řetězcích a v oddíle 3 jsou zpracovány expoziční cesty a výpočet dávek. V příloze jsou shrnuty standardní parametry, hodnoty přírodního pozadí apod.

Doporučení popisuje principy hodnocení zdrojového členu, transportu radionuklidů i expozice, a to jak na základě teoretického výpočtu (odhadu) z jednoduchých modelů, tak na základě skutečného měření jednotlivých veličin. Předpověď vycházející z teoretického modelu je účelné, je-li to možné, ověřovat měřením. Z praxe je však známo, že v některých případech nelze obojí zajistit. Pro použití modelu nemusí být k dispozici dostatečné podklady nebo jejich pořízení by bylo neúměrně nákladné, v jiném případě je měření koncentrací některých radionuklidů vzhledem ke vzdálenosti (> 1 km) od zdroje úniku obtížné. Překážkou je úroveň přirozené (pozařové) aktivity radionuklidů v životním prostředí a citlivost dostupných metod měření. V takovém případě nezbyvá než použít dostupný způsob hodnocení, důvody absence druhého rozboru by však měly být komentovány.

Obecně je třeba vycházet z těchto principů :

- věrohodně změřené hodnoty mají při hodnocení větší váhu než hodnoty teoreticky odhadnuté,
- integrální nebo trvalé kontinuální měření má přednost před náhodným bodovým měřením, jeho výsledky mají vyšší váhu také při hodnocení,
- citlivost měřících metod musí být volena tak, aby umožňovala stanovit spolehlivě a s dostatečnou přesností zejména obsah radionuklidů, které jsou významné z hlediska ozáření kritické skupiny,
- stanovená měřidla musí být ověřena podle zákona o metrologii

Ve snaze o co největší jednoduchost a snížení nároků a nákladů na zpracování studií je Doporučení zpracováno tak, aby umožňovalo provést jednoduché konzervativní odhady i složitější upřesňující výpočty. Důvod tohoto přístupu je zřejmý: pokud i při jednoduchém konzervativním odhadu dávek jsou splněna požadovaná kritéria, není třeba provádět další složitě a nákladně analýzy.



# 1. ANALÝZA ZDROJŮ PŘÍRODNÍ RADIOAKTIVITY A TRANSPORTU RADIONUKLIDŮ ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍM

V této části jsou shrnuta základní pravidla stanovení zdrojového členu, který vstupuje do modelových výpočtů (tj. aktivity uvolňované za jednotku času) a pravidla pro popis transportu radionuklidů v životním prostředí s výjimkou potravních řetězců, které jsou samostatně popsány v oddíle 2.

Zdrojový člen lze v některých případech stanovit přímo (např. při kontrolovaném vypouštění známých objemů a objemových aktivit radionuklidů do vody nebo vzduchu). V některých případech přímé stanovení možné není a k odvození je nutno použít modelového výpočtu nebo odhadu (např. v případě exhalace radonu z haldy, odkaliště apod.).

V praxi se jedná vždy o uvolňování radioaktivity následujícími způsoby:

1. do ovzduší,
2. do povrchových i podzemních vod (i když o podzemních vodách se zde detailně nepojednává),
3. uložení pevných nebo kapalných látek (do půdy, na skládky, do podzemních prostor apod.)

Při posuzování uvolňování přírodní radioaktivity je nejprve třeba provést **inventuru** možných přírodních radionuklidů coby zdrojů. Je třeba popsat, které radionuklidy přicházejí v úvahu, v jakých koncentracích a v jakém fyzikálním a chemickém složení. Za standardně posuzované radionuklidy při posuzování zdroje je třeba považovat:

- přírodní uran (případně samostatně U-234, U-238, U-235 pokud lze očekávat narušení rovnováhy),
- členy uran-radiové řady : Th-230, Ra-226, Rn-222, Pb-210, Po-210,
- thorium a členy thoriové řady Th-232, Ra-228, Th-228, Rn-220,
- další (Ac-227, Pa-231).

Při hodnocení je třeba vzít v úvahu, zda uvolňování probíhá v **rovnovážném stavu** (procesy v jednotlivých složkách prostředí a transport radionuklidů mezi nimi jsou a budou dostatečně dlouhou dobu neměnné), nebo zda se stav systému mění. Při analýze zdrojových členů je nutné kromě aktuálního stavu uvolňované aktivity uvažovat i **prognózu možných změn ve vývoji uvolňované aktivity v budoucnosti** v případě ukončení kontroly nad zdrojem v krátkodobém nebo v dlouhodobém horizontu (ztráta povědomosti o existenci přírodního zdroje záření). Jde například o změny (možný nárůst) koncentrace v důlních vodách při zatápění důlních děl, změny úniku do ovzduší v případě odkrytí lokality a pod.

## 1.1 Analýza uvolňování aktivity do ovzduší

Úvodní poznámka:

Jde o posouzení řízeného i neřízeného uvolnění přírodních radionuklidů ve formě plynu (radonu, příp. thoronu), aerosolů (d. p. radonu a d. p. thoronu) a kontaminovaného prachu do ovzduší, jejich transportu a stanovení koncentrace v ovzduší a ve spadu v daném místě. Z těchto údajů bude poté provedena analýza expozičních cest a dávek skupin obyvatelstva (viz oddíl 2).

Obecný postup je založen na následujících krocích, uvedených heslovitě:

### 1.1.1 Analýza „zdrojového členu“

V tomto kroku se provede:

a) **inventura** uvolňovaných radionuklidů, tj. teoretická kvalitativní a kvantitativní analýza resp. kvalifikovaný odhad toho, jaké radionuklidy lze očekávat, jaké budou mít fyzikální a chemické složení (chemická forma, složení aerosolů, rozdělení velikosti částic, prašnost), jaké bude množství uvolňovaných radionuklidů (některé případy jsou popsány níže),

- b) **měření** objemových aktivit uvolňovaných radionuklidů v místě úniku, včetně stanovení fyzikálního a chemického složení a toku nosného média ( $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ,  $\text{kg} \cdot \text{s}^{-1}$ ),
- c) **porovnání** teoreticky odhadnutých a skutečně naměřených hodnot (případně vysvětlení rozporů).

### 1.1.2 Analýza transportu radionuklidů v prostředí

V tomto kroku se provede:

a) **teoretická analýza** transportu a **odhad** koncentrací radionuklidů v ovzduší včetně odhadu rychlosti spadu (od jednoduchých odhadů ke složitější analýze) postupně na základě:

- triviálního předpokladu – koncentrace v prostředí je totožná s koncentrací u zdroje (tj. nedochází k ředění), spad je odhadnut z konzervativní rychlosti spadu,
- reálného odhadu – šíření podle gaussovského modelu (viz dále), rychlost spadu je odhadnuta obdobně,
- **rozptylové studie** zahrnující konkrétní geografické a meteorologické údaje, tato studie má zásadní význam v případě, kdy jednoduché odhady poskytují příliš konzervativní odhady,
- součástí analýzy depozice by vedle stanovení velikosti spadu za jednotku času (roční spad) měl být také rozbor dlouhodobé kumulace aktivity v důsledku depozice v půdě.

b) **přímé měření** objemových aktivit radionuklidů (včetně jejich fyzikálních a chemických vlastností) a toků v ovzduší a přímé měření rychlosti spadu,

c) **porovnání** teoreticky vypočtených a přímo měřených hodnot.

### 1.1.3. Podrobnosti a poznámky k vybraným otázkám uvolňování a šíření přírodních radionuklidů v ovzduší

#### Uvolňování radonu

Pokud se jedná o neřízené uvolňování radonu z plochy (halda, odkaliště, apod.) a pro výpočet šíření v prostředí (viz dále) je třeba stanovit zdrojový člen (tj. celkové množství uvolňované za jednotku času), je přijatelné stanovit jej integrací distribuce rychlosti plošné exhalace na ploše, ze které probíhá uvolňování radonu. Plošnou rychlost exhalace lze stanovit:

- **měření**m sady reprezentativních vorků za reprezentativních podmínek,

- **výpočtem** ze známých parametrů zdrojového materiálu. Uvolňování radonu z materiálu závisí na řadě faktorů. Především na měrné aktivitě Ra-226 a emanačním koeficientu materiálu (ten je závislý na vlhkosti, mineralogických vlastnostech a **zrnitosti** materiálu atd.), difúzních vlastnostech materiálu, překrytí materiálu jinou vrstvou, na vlastnostech povrchu, meteorologických parametrech a dalších. Při výpočtu exhalace plynu (Rn-222) se používá zpravidla difúzní model. Pro získání hrubého odhadu rychlosti plošné exhalace lze vyjít z předpokladu, že difúzní tok  $J$  [ $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ] z homogenní nepokryté kontaminované plochy lze odhadnout ze vztahu:

$$J = a_{Ra} \cdot \rho \cdot e \cdot \sqrt{\lambda \cdot D}$$

kde je :

$a_{Ra}$  měrná aktivita Ra-226 [ $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ ],

$\rho$  hustota materiálu [ $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ],

$e$  emanační koeficient, bezrozměrný,

$\lambda$  přeměnová konstanta Rn-222 [ $s^{-1}$ ],

$D$  efektivní difúzní koeficient pro radon v daném materiálu [ $m^2 \cdot s^{-1}$ ].

Měrnou aktivitu radia lze stanovit laboratorními rozbory reprezentativních vzorků, nebo interpretací měření in situ nebo výsledků letecké spektrometrie. V případech překrytí aktivního materiálu jednou nebo více vrstvami překryvu je třeba odhad upravit, jak je uvedeno např. v dokumentech<sup>1,2</sup>. Doporučené hodnoty jednotlivých parametrů jsou uvedeny v příloze.

### Uvolňování aerosolů

Mezi nejčastější případy uvolňování radionuklidů do ovzduší patří neřízené uvolňování např. resuspenze materiálu z hald, při dopravě nebo v důsledku prašných pracovních procesů, dále emise prachu/aerosolů z řízených výpustí (výroby, dolů apod.).

Pokud se jedná o řízené výpusti, je pro výpočet šíření (odhad zdrojového členu) třeba stanovit objemovou aktivitu jednotlivých radionuklidů a objemovou rychlost proudění vzduchu, který tento materiál odnáší, přitom je důležité analyzovat i fyzikální a chemické vlastnosti aerosolů (např. distribuci aktivity na aerosolu pro analýzu spadu apod.).

Pokud se jedná o neřízené uvolňování aerosolů (halda, odkaliště, transport, apod.) je výpočet i odhad zdrojového členu obtížný, neboť množství uvolněné aktivity závisí kromě měrné aktivity kontaminovaného materiálu na fyzikálních a chemických vlastnostech materiálu a také na dalších obtížně kvantifikovatelných okolnostech (typu činnosti, vlhkosti materiálu, meteorologických poměrech apod.). V takovém případě je možné pro další analýzu (viz dále) alespoň stanovit objemové aktivity radionuklidů a rychlosti toku média v bezprostředním okolí zdroje, a to:

#### - **přímým měřením objemových aktivit jednotlivých radionuklidů ve vzduchu**

(přednost mají integrální nebo kontinuální odběry, přípouští se i bodové reprezentativní odběry vzorků),

#### - **výpočtem - konzervativním odhadem objemových aktivit radionuklidů**

ve vzduchu na základě znalosti měrných aktivit radionuklidů ve zdrojovém materiálu a známé prašnosti (hmotnostní koncentrace respirabilních aerosolů). Součástí analýzy by měla být úvaha o složení směsi, o případné radioaktivní rovnováze nebo o obohacení směsi v určitém místě nebo při určité činnosti.

Jako konzervativní odhad objemové aktivity ve vzduchu  $C_v$  [ $Bq \cdot m^{-3}$ ] lze použít součin měrné aktivity přírodních radionuklidů v kontaminovaném materiálu  $a_m$  [ $Bq \cdot kg^{-1}$ ] a reálnou prašnost  $S$  [ $kg \cdot m^{-3}$ ] při dané činnosti a faktoru  $f$ , který zohledňuje možnou odlišnost měrné aktivity přírodních radionuklidů v respirabilního aerosolu  $a_p$  od měrné aktivity původního zdrojového materiálu.

$$c_v = S \cdot a_p$$

kde

$$a_p = f \cdot a_m$$

<sup>1</sup> Technical Report Series No. 333 „Measurement and Calculation of Radon Releases from Uranium Mill Tailings“, IAEA, Vienna 1992

<sup>2</sup> Dochází-li v materiálu ke konvektivnímu proudění (např. propustné haldy), únik konvekci může překročit očekávanou exhalaci  $1 Bq \cdot m^{-2} \cdot s^{-1} / Bq \cdot g^{-1}$  uváděnou na př. v dokumentu „Modellierung der atmosphärischen Ausbreitung von Radon und Schwebstaub aus bergbaulichen Hinterlassenschaften“, GRS-A-3152 (2003)

Přednostně se použije reálně změřená měrná aktivita a **prašnost odpovídající respirabilnímu aerosolu**. Pokud nejsou tyto hodnoty známy (změřeny), je možné použít standardní hodnoty. Pro prašnost (běžné případy venkovního ovzduší)  $S = 10^{-7} [\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}]$ .

V místě zdroje prašnosti při některých pracovních činnostech (těžba, doprava) může být až o řád vyšší, za standardní se pak považuje  $S = 10^{-6} [\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}]$ . Pokud není změřena měrná aktivita respirabilního aerosolu, je třeba uvážit, že může být podstatně vyšší než měrná aktivita zdrojového materiálu a z důvodu nepodcenění expozice se předpokládá faktor  $f = 5$ .

### Transport radionuklidů v ovzduší

Při analýze šíření radionuklidů v prostředí (viz obrázek 1) a výpočtu resp. odhadu koncentrace radionuklidů v zájmovém místě se z praktických důvodů doporučuje vycházet nejprve z jednoduchých konzervativních odhadů (modelů). Pokud se ukáže, že i při použití jednoduchého konzervativního odhadu vyhovuje expoziční situace legislativním kritériím, není třeba provádět další (často nákladné a přitom zbytečné) výpočty. Jednotlivé modely – úrovně odhadu – jsou tyto:

#### První úroveň (nejkonzervativnější předpoklad):

Předpokládá, že objemová aktivita radionuklidů v uvažovaném místě bude rovna jejich objemovým aktivitám ve vypouštěném vzduchu:

$$C_v = C_0 \cdot f$$

kde je:

$C_v$  objemová aktivita radionuklidu v uvažovaném místě [ $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ],

$C_0$  objemová aktivita radionuklidu ve výpusti [ $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ]

$f$  četnost výskytu směru větru kdy vítr vane k místu příjmu radionuklidu, bezrozměrný.

Druhá úroveň (základní model šíření a ředění ve vzduchu - parametry dosazované do modelu jsou stanoveny konzervativně, předpokládá se znalost zdrojového členu).

Nejrozšířenějším modelem šíření radionuklidů ve vzduchu je gaussovský model šíření ve směru větru. Umožňuje odhadovat koncentraci radionuklidu ve vzdušné masě a povrchovou kontaminaci v různé vzdálenosti od zdroje. Odhad je závislý na řadě meteorologických faktorů (směr a rychlost větru, atmosférická stabilita). Jeho použití je omezeno tvarem okolního terénu.

Roční průměrnou objemovou aktivitu v různých bodech okolo zdroje výpusti lze stanovit pomocí rozdělení okolí na sektory se specifickými hodnotami atmosférických parametrů.

Pro odhad průměrné roční objemové aktivity radionuklidu pro místo ve vzdálenosti  $x$  od zdroje v ose šíření radionuklidu lze použít vztahů<sup>3</sup>:

$$\Delta C_v = Q \cdot f \cdot P(x, H) / u$$

kde je:

$$P(x, H) = (2.032/x \sigma_z) \exp[-0.5(H/2 \sigma_z)^2]$$

$\Delta C_v$  přírůstek průměrné objemové aktivity radionuklidu v místě příjmu [ $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ],

$Q$  emise radionuklidu ze zdroje [ $\text{Bq}\cdot\text{s}^{-1}$ ],

$f$  podíl doby, po kterou vítr vane k místu příjmu<sup>4</sup> radionuklidu, bezrozměrný.

<sup>3</sup> IAEA: Safety Report Series No. 19, Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment, Vienna (2001)

$P(x,H)$  koeficient ředění pro 8 základních směrů větru, výšku zdroje  $H$  a vzdálenost  $x$ [m]  
 $u$  střední rychlost větru ve výšce výdechu [ $m \cdot s^{-1}$ ],  
 $\sigma_z$  vertikální rozptylový parametr [m], které jsou funkcí vzdálenosti  $x$  a atmosférické stability.

Pro neutrální stabilitu atmosféry je pro rozptylový parametr použit následující vztahu:

$$\sigma_z = \frac{0,06x}{\sqrt{1+0,0015x}}$$

Koeficient ředění  $P(x,h)$  vypočtený podle výše uvedených vztahů pro neutrální stabilitu atmosféry je uveden v tabulce:

vzdálenost	Výška úniku H (m)				
	x (m)	0-5	6-15	16-25	26-35
100	2.E-03	8.E-04	-	-	-
200	5.E-04	4.E-04	2.E-04	6.E-05	-
400	1.E-04	1.E-04	1.E-04	7.E-05	4.E-05
800	4.E-05	4.E-05	4.E-05	3.E-05	3.E-05
1000	3.E-05	3.E-05	2.E-05	2.E-05	2.E-05
2000	8.E-06	8.E-06	8.E-06	8.E-06	8.E-06
4000	3.E-06	3.E-06	3.E-06	3.E-06	3.E-06
8000	1.E-06	1.E-06	9.E-07	9.E-07	9.E-07
10000	7.E-07	7.E-07	7.E-07	7.E-07	7.E-07

Koeficient ředění  $P(x,h)$  může být ve vzdálenosti menší než  $5 \cdot H$  vlivem rozměrů zdroje větší než odpovídá výše uvedenému vztahu.

Poznámka:

Emisi z plošného zdroje konečných rozměrů<sup>5</sup> (halda, odkaliště)  $Q$  [Bq/s] je možné simulovat řadou  $n$  bodových zdrojů  $Q/n$  rozložených rovnoměrně po ploše zdroje.

Třetí úroveň (v úvahu vzaty konkrétní reálné parametry dané lokality).

Jde o zpracování rozptylové studie pro konkrétní lokalitu na základě konkrétních geografických, meteorologických a dalších parametrů. Některé modely používané při zpracování **rozptylové studie** jsou popsány v literatuře<sup>6,9</sup>.

### Stanovení měrné aktivity ve spadu

Stanovení měrné plošné aktivity přírodních radionuklidů je přijatelné na základě :

- přímého měření spadu (suchého a mokrého) některou z ověřených metod,
- odhadu suchého spadu ze změřených/odhadnutých měrných aktivit ve vzduchu a depoziční rychlosti.

<sup>4</sup> Větrné růžice udávají ze kterého a nikoliv do kterého směru vítr vane

<sup>5</sup> IAEA Safety series No. 90 : The Application of the Principles for Limiting Releases of Radioactive Effluents in the Case of the Mining and Milling of Radioactive Ores, Vienna 1989

<sup>6</sup> Bezpečnost jaderných zařízení 5/1984: Metódy výpočtu šírenia radioaktivnych látok z JEZ a ožiarenia okolitého obyvateľstva.

*(V případě suchého spadu je nutné znát fyzikální vlastnosti prachu/aerosolu, tj. velikostní rozdělení, hustotu):*

$$C_d = v_d \cdot C_v$$

kde je:

$C_d$  rychlost depozice aktivity [ $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ],

$C_v$  objemová aktivita ve vzduchu [ $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ] (změřená nebo vypočtená),

$v_d$  rychlost depozice [ $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ].

Rychlost depozice v případě suchého spadu je v rozmezí  $10^{-2} - 10^{-3} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ , není-li známo velikostní rozdělení aerosolu doporučuje se jako standardní hodnota  $1 \cdot 10^{-2} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ .

Součástí analýzy spadu by měl být - kromě stanovení spadu za jednotku času (roční spad) - také rozbor dlouhodobé kumulace aktivity, zejména v půdě.

## 1.2 Analýza uvolňování aktivity do vod

Úvodní poznámka :

Jde o posouzení řízeného i neřízeného uvolnění přírodních radionuklidů do povrchových vod, jejich další transport a stanovení koncentrace ve vodních tocích a sedimentech v daném místě. Z těchto údajů bude poté provedena analýza expozičních cest a dávek skupinám obyvatelstva (viz obr.2).

Obecný standardní postup je založen na následujících krocích:

### 1.2.1 Analýza „zdrojového členu“

V tomto kroku se provede:

- a) **inventura** uvolňovaných radionuklidů (tj. teoretická kvalitativní a kvantitativní analýza resp.kvalifikovaný odhad toho, jaké radionuklidy lze očekávat, jaké budou mít fyzikální a chemické vlastnosti, jaké bude množství uvolňovaných izotopů (některé případy jsou popsány níže),
- b) **měření** objemových aktivit uvolňovaných radioizotopů v místě úniku, včetně stanovení fyzikálních a chemických vlastností a rychlosti přísunu nosného média,
- c) **porovnání** teoreticky odhadnutých a skutečně naměřených hodnot (případně vysvětlení rozporů).

### 1.2.2 Analýza transportu radionuklidů v prostředí

V tomto kroku se provede:

- a) **teoretická analýza** transportu a odhad koncentrací radionuklidů v tocích a sedimentech (od jednoduchých odhadů ke složitější analýze) v těchto krocích:

- triviální předpoklad – koncentrace v tocích je totožná s koncentrací ve výpusti (tj. nedochází k ředění),
- jednoduché ředění v poměru průtoků (viz dále),
- detailní analýza se zahrnutím podrobných hydrologických údajů.

K analýze procesu sedimentace patří i rozbor dlouhodobé kumulace aktivity v sedimentech případně možnosti uvolňování ze sedimentů, pohyb sedimentů a vymezení záplavového pásma. Může-li dojít ke kontaminaci podzemních vod (studní, nebo podzemního rezervoáru) je třeba provést hydrogeologický průzkum.

- b) **měření** objemových aktivit radionuklidů (včetně jejich fyzikálních a chemických vlastností) ve vodě a v sedimentech a rychlosti přísunu nosného média,
- c) **porovnání** teoreticky vypočtených a skutečně naměřených hodnot.

### 1.2.3. Podrobnosti a poznámky k vybraným otázkám uvolňování a šíření přírodních radionuklidů ve vodách

#### Uvolňování do povrchových vod

Při stanovení zdrojového členu má přednost přímé měření objemových aktivit radionuklidů v uvolňované vodě a stanovení objemové rychlosti uvolňování vody ( $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ). V některých případech (např. průsaky z haldy) nelze však některou z těchto veličin spolehlivě stanovit. V takovém případě se připouští odhadnout ze známých měrných aktivit jednotlivých radionuklidů v materiálu

a fyzikálních a chemických vlastností kontaminovaného materiálu (vyluhovatelnosti) objemové aktivity radionuklidů ve vodách, z meteorologických a hydrometeorologických dat v lokalitě a z distribuce srážek současně objem těchto vod.

V některých případech lze provést kvalifikovaný odhad koncentrací radionuklidů v uvolňované vodě na základě podobnosti se známým analogickým případem v jiné lokalitě.

### **Ředění a šíření kontaminace vodami**

Základními mechanismy, které ovlivňují šíření radionuklidů v povrchových vodách, především v řekách, je způsob jejich vstupu do vodního toku, způsob ředění, transport s vodní masou, přestup mezi médii (voda, sedimenty), proudění vody a difúze. Vodní tok - za místem vypouštění po směru toku řeky - lze tedy rozdělit na počáteční úsek, ve kterém hraje při ředění kontaminantu dominantní roli charakter výpusti a způsob vypouštění do vodního toku, a úsek, přesněji řečeno následující část toku řeky (až po ústí řeky), kde je dominantním procesem proudění a difúze. V tomto úseku je rozhodující tvar řečiště, průtok a vnitřní cirkulace vodní masy. Uvedené skutečnosti jsou zohledněny v řadě jednoduchých či složitějších modelů<sup>7</sup>.

Při analýze šíření radionuklidů ve vodě a výpočtu (resp. odhadu) koncentrace radionuklidů v zájmovém místě se podobně jako při šíření do ovzduší doporučuje vycházet nejprve z jednoduchých konzervativních odhadů. Pokud se ukáže, že i při použití jednoduchého konzervativního odhadu vyhovuje expoziční situace legislativním kritériím, není třeba provádět další nákladné a složité výpočty. Jednotlivé modely úrovně odhadu – jsou následující:

První úroveň (nejkonzervativnější předpoklad):

Předpokládá, že koncentrace radionuklidů v toku bude rovna jejich koncentraci ve vypouštěné vodě:

$$C_i = C_0$$

kde je:

$C_i$  objemová aktivita radionuklidu ve vodě [ $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ],

$C_0$  objemová aktivita radionuklidu ve výpusti [ $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ].

### Druhá úroveň

Obecný model ředění ve vodě, parametry dosazované do modelu jsou stanoveny konzervativně.

Jestliže je znám průtok vodního toku, do kterého je aktivita vypouštěna, je objemovou aktivitu radionuklidů ve vodě  $C_i$  [ $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ] v toku možné odhadnout jako:

$$C_i = \frac{C_0 \cdot q_0 + C_i^P \cdot Q_0}{Q_0 + q_0}$$

kde je

$C_i$  objemová aktivita radionuklidu v toku pod výpustí [ $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ],

$C_i^P$  přírodní (pozařová) objemová aktivita radionuklidu v toku nad místem vypouštění [ $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ],

$C_0$  objemová aktivita výpustí [ $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ],

$q_0$  objemový průtok výpustí [ $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ ]

---

<sup>7</sup> NCRP: „Screening Models for Releases of Radionuclides to Atmosphere, Surface Water, and Ground“. NCRP Report 123 I, II, 1996



$Q_0$  průtok toku nad místem vypouštění [ $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ].

Tento vztah lze použít, pokud došlo k promíchání vypouštěného kontaminantu s povrchovou vodou toku. Zahrnuje i objemový průtok výpusti. Na ředění a tedy i snížení aktivity ve vodním toku má největší vliv promíchání. Nedokonalé promíchání může způsobit, že aktivita ve vodním toku může být po dlouhou dobu separována. Proto je při hodnocení ředění výpusti radionuklidu potřeba zhodnotit způsob vypouštění a jeho vhodnost s ohledem na předpokládané promíchání.

### **Jaké hodnoty $C_0$ , $q_0$ , $Q_0$ použít**

Pokud nejsou hodnoty  $C_0$ ,  $q_0$  a  $Q_0$  konstantní v čase (a to je nejčastější případ), stanoví se první *konzervativní* odhad objemových aktivit v toku z hodnoty průtoku vody v toku s roční pravděpodobnostní nepřekročení 95% a maximální roční hodnoty rychlosti uvolňování aktivity  $(C_0, q_0)_{\text{max}}$ .

Pokud je třeba tento odhad zpřesnit, je správné provést rozbor objemových aktivit v toku v **jednotlivých obdobích roku** a teprve tuto analýzu použít v dalším výpočtu. Je třeba mít na zřeteli, že konečným smyslem analýzy je stanovení dávky kritické skupině osob. Výpočet pouhých průměrných hodnot v toku a jejich použití pro další výpočet dávek může v některých případech vést k podcenění expozice (např. při zalévání zeleniny v letním období je průtok zpravidla nižší a koncentrace vyšší než roční průměr). Průměrné hodnoty je v tomto případě třeba používat opatrně a jen v některých případech. Průměrná hodnota by měla být stanovena ze vztahu:

$$\overline{\Delta C} = \sum_i p_i \cdot \Delta C_i$$

kde

$p_i$  jsou podíly roku, pro něž jsou charakteristické průtoky a výpusti  $Q_i$  a  $C_i, q_i$

### **Problematika sedimentů**

Podstatnou roli v šíření kontaminace ve vodním toku (a její případné zanesení na břehy do záplavového pásma) mohou mít sedimenty a jejich pohyb. Kvalifikované modelování sedimentace a zejména kumulace aktivity v sedimentech a zpětné uvolnění do toku závisí na fyzikálních a chemických vlastnostech vypouštěné aktivity a vody, vlastnostech přijímající vody a sedimentu, hydrologii toku. Pro základní odhad koncentrace v sedimentech případně zpětného ovlivnění radioaktivity vody radioaktivitou uvolněnou ze sedimentů je možné použít koncentrační koeficienty (viz tabulka v příloze) v době ustálení rovnováhy.

Vzhledem k obtížnosti přesné teoretické předpovědi je v případě sedimentace důležitější monitorování objemových aktivit v tocích a v sedimentech a monitorování vývoje těchto aktivit. Při měření (monitoringu) objemových aktivit ve vodách je třeba věnovat pozornost korektnímu odběru vzorků i jeho četnosti. Ta by měla vycházet z očekávaných prostorových i časových variací objemové aktivity radionuklidů. Nejsou-li tyto skutečnosti známy, je nutné zpočátku zavést vyšší četnost monitorování.

### **Problematika kontaminace spodních vod.**

Součástí hodnocení uvolňování radionuklidů do vod je i posouzení možnosti kontaminace podzemních vod. Ke kontaminaci spodních vod může dojít spíše výjimečně (například při styku podzemní vody s kontaminovanou půdou nebo vodní masou - kontaminovaným říčním tokem nebo uzavřenou nádrží). Toto ovlivnění je za normálních okolností zpravidla minimální, protože tok je považován za přirozený sběrač vody včetně vody podzemní. Výjimkou jsou průsakové studně nebo speciální případy komunikace toku s podzemím. Tehdy je součástí analýzy nutný

hydrogeologický rozbor a analýza migrace radionuklidů v půdách. Významnou roli při šíření radionuklidu hraje retence radionuklidu v půdě, jeho afinita k půdě a konkrétní hydrogeologické poměry v lokalitě. Ke kontaminaci podzemních vod dochází nejčastěji při úniku radionuklidů ze skládek kontaminovaných materiálů.

### 1.3 Analýza uvolňování radionuklidů ze skládky kontaminovaných materiálů

Jde o posouzení uvolňování přírodních radionuklidů (neřízeného, po ztrátě kontroly, apod.) z látek, předmětů nebo materiálů různým způsobem uložených do půdy, hornin, na skládky, odkaliště apod. Takto uložené přírodní zdroje mohou být:

- zdrojem uvolňování přírodních radionuklidů do ovzduší, a to jednak plynů radonu (thoronu) a jednak aerosolů po resuspenzi v případě odkrytí materiálu,
- zdrojem záření gama a musí s nimi být počítáno při hodnocení expozice osob, které se mohou zdržovat na těchto místech (viz dále). Podrobnější informace lze nalézt v doporučení.<sup>8</sup>
- zdrojem uvolňování přírodních radionuklidů do povrchových nebo podzemních vod a do půd.

Důležitým zdrojem informací je hydrogeologický průzkum pro posouzení možného uvolňování do podzemních nebo povrchových vod.

#### Matematický model zdrojového členu

Zdrojový člen pro uvolňování do podzemních vod je limitován rozpustností uložených materiálů. Model znázorňuje skládku jako homogenní blok, přes který protéká srážková a podzemní voda. Ze skládky se uvolňují radionuklidy, jejichž množství je funkcí vypočtených koncentrací radionuklidů ve vodě ve skládce a toku podzemní vody přes skládku.

Horní mez koncentrace radionuklidu  $j$  prvku  $i$ ,  $C_{ij}$  v pórové vodě uložených kontaminovaných materiálů je dána jeho rozpustností nebo jejím zlomkem v případě zohlednění přítomnosti dalších izotopů stejného prvku:

$$C_{ij}(t) = \frac{M_{ij}(t)}{\sum_j M_{ij}(t)} C_i^s$$

kde  $C_i^s$  rozpustnost prvku  $i$  [ $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ],

$M_{ij}(t)$  množství nuklidu  $j$  prvku  $i$  v čase  $t$  a suma zahrnuje všechny izotopy prvku  $i$  [ $\text{kg}$ ].

Uvolňování radionuklidu, jež je omezeno rozpustností, přejde v určité fázi na omezenost inventářem, protože množství radionuklidu ve skládce bude sníženo jeho radioaktivním rozpadem a uvolněním radionuklidu z úložiště.

Koncentrace radionuklidu v pórové vodě uložených kontaminovaných materiálů, jejichž uvolnění není omezeno rozpustností se počítá z předpokladu, že inventář radionuklidu v kterémkoli čase je rozdělen na rozpuštěný ve vodě a sorbovaný na zásyp:

$$C_{i,j}(t) = \frac{M_{i,j}(t)}{V \cdot (\varepsilon + \rho \cdot K_{d,i,j})}$$

kde  $V$  objem skládky [ $\text{m}^3$ ],

$\varepsilon$  pórovitost,

<sup>8</sup> IAEA: Safety Assessment Methodologies for Near Surface Disposal facilities, Vienna 2004

Postup při zpracování předběžné bezpečnostní zprávy pro povolení výstavby úložiště radioaktivních odpadů, SÚJB 2003

$\rho$  objemová hmotnost kontaminovaného materiálu [ $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ],

$Kd_{i,j}$  distribuční koeficient nuklidu  $j$  prvku  $i$  [ $\text{m}^3\cdot\text{kg}^{-1}$ ].

V modelu je předpokládána rovnovážná sorpce.

Pro únik kontaminovaného materiálu do vody pak platí vztah:

$$m_{i,j}(t) = C_{i,j}(t) \cdot Q$$

kde  $m_{i,j}(t)$  únik nuklidu  $j$  prvku  $i$  [ $\text{kg}\cdot\text{rok}^{-1}$ ]

$Q$  průtok vody skládkou [ $\text{m}^3\cdot\text{rok}^{-1}$ ]

### **Ředění a šíření kontaminace v podzemních vodách**

Obecná rovnice šíření v podzemních vodách je analogická rovnicím popisujícím šíření v ovzduší a povrchových vodách. Podrobnosti o jejím řešení pro šíření kontaminace v podzemních vodách lze nalézt v literatuře.<sup>9</sup> Proto také obecný postup při hodnocení kontaminace podzemních vod je analogický popsanému postupu pro povrchové vody.

---

<sup>9</sup> Beneš V.: „Hydrodynamika transportních a transformačních procesů polutantů v podzemních vodách“, Academia Praha 1995

Šrámek O., Datel J., Mls J.: „Kontaminační hydrogeologie“, Karolinum Praha 2002

## 2. TRANSPORT A OBJEMOVÉ AKTIVITY PŘÍRODNÍCH RADIONUKLIDŮ V POTRAVNÍCH ŘETĚZCÍCH

### Úvod:

V této části jsou shrnuta pravidla pro posuzování transportu a obsahu přírodních radionuklidů v potravních řetězcích (viz obrázky 1 a 2)<sup>3,10,12,14</sup>. Obsah přírodních radionuklidů v potravních řetězcích je vesměs velmi nízký (viz pozad'ové hodnoty v příloze) a jejich měření je zpravidla velmi náročné. Ověřování obsahu v potravních řetězcích měřením je tedy spíše výjimečné, provádí se jen jako upřesnění v případech, kdy by tato expoziční cesta mohla být kritickou. Zvýšení obsahu přírodních radionuklidů je možné zpravidla odhadnout jen na základě modelu a známých přestupových (koncentračních) faktorů. Ty mají vesměs velkou variabilitu. Proto je v tabulce uvedeno kromě průměrných doporučených hodnot i rozpětí hodnot.

Výpočet/odhad koncentrace radionuklidu v jednotlivém článku potravního řetězce je založen na předpokladu ustavení rovnovážného stavu aktivit radionuklidů v jednotlivých člancích potravního řetězce (voda, resuspendované sedimenty, půda, plodiny, krmivo, mléko, maso).

Rovnovážený stav je popsán koncentračním faktorem  $T$  vyjadřujícím poměr mezi aktivitou radionuklidu v jednotlivých složkách.

Obecný vzorec pro jednoduché případy zvýšení aktivity radionuklidu  $r$  ve složce  $i$  potravního řetězce pro zvolenou cestu přestupu radionuklidu ze složky  $j$ :

$$C_{r,i} = (C_{r,j} - C_{r,j}^P) \cdot T_{r,i-j}$$

kde je

$C_{r,i}$  zvýšení specifické aktivity radionuklidu  $r$  ve složce  $i$  (tráva, ryby, maso, mléko) [ $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ ],

$C_{r,j}$  specifická aktivita radionuklidu  $r$  ve složce  $j$  (půda, voda, pastva) [ $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ ],

$C_{r,j}^P$  pozad'ová hodnota [ $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ ],

$T_{r,i-j}$  příslušný koncentrační faktor [ $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1} / \text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ ] radionuklidu  $r$  ze složky  $j$  do složky  $i$ .

Jednotlivé případy jsou podrobněji popsány v dalších částech.

### 2.1 Přestup radionuklidů do rostlin

V případě kontaminace rostlin je třeba uvažovat jednak **kořenový přestup**, jednak přestup z **povrchové kontaminace rostlin** (zejména zaléváním příp. depozicí).

#### Kořenový přestup

Pro výpočet přestupu radionuklidů z půdy do krmiva, zeleniny, obilovin, listové zeleniny, brambor apod. je zaveden koncentrační faktor  $T$  [ $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  čerstvé vegetace /  $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  suché půdy] pro přechodu radionuklidu z půdy do rostlin.

Standardní doporučené hodnoty faktoru  $T$  jsou v tabulce č. 14 v příloze.

#### Přestup radionuklidů do rostlin z povrchové kontaminace rostliny

Pro výpočet zvýšení specifické aktivity  $C_r$  radionuklidu  $r$  v rostlinách, které pochází z kontaminovaného prašného spadu se použije vztah:

<sup>10</sup> Leitfaden Uranbergbausanierung : Wegweiser für den Umgang mit radioaktiv kontaminierten Materialien, Flächen, Bergehalden und Absetzanlagen aus dem Altbergbau / Sachsen / Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft. - Dresden 2000

$$C_r = (C_{d,r} - C_{d,r}^P) \frac{f_{d,r}}{Y \cdot \lambda_{ef}} (1 - e^{-\lambda_{ef} t_v})$$

kde je:

- $C_{d,r}$  rychlost depozice radionuklidu  $r$  [ $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ],
- $C_{d,r}^P$  přírodní (pozad'ová) rychlost depozice radionuklidu  $r$  [ $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ],
- $f_{d,r}$  podíl aktivity radionuklidu  $r$  ze spadu, který je rostlinou zadržen,
- $Y$  výnos, hmotnost krmiva nebo zeleniny na jednotku plochy pastviny, pole, zahrady, místně specifická hodnota [ $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ ],
- $\lambda_{ef}$  efektivní konstanta rychlosti úbytku aktivity na rostlinách [ $\text{s}^{-1}$ ].

Pro výpočet zvýšení specifické aktivity  $C_r$  radionuklidu  $r$  v rostlinách, které pochází z kontaminované vody použité k zavlažování, se použije vztah:

$$C_r = (C_{v,r} - C_{v,r}^P) \frac{W \cdot f_{v,r}}{Y \cdot \lambda_{ef}} (1 - e^{-\lambda_{ef} t_v})$$

kde je:

- $C_{v,r}$  specifická aktivita radionuklidu  $r$  ve vodě používané k zavlažování [ $\text{Bq} \cdot \text{l}^{-1}$ ],
- $C_{v,r}^P$  přírodní (pozad'ová) specifická aktivita radionuklidu  $r$  ve srážkové vodě nebo vodě používané k zavlažování [ $\text{Bq} \cdot \text{l}^{-1}$ ],
- $W$  intenzita zavlažování [ $\text{l} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ], místně specifická hodnota,
- $f_{v,r}$  podíl aktivity radionuklidu  $r$  ze závlahové vody, který je rostlinou zadržen,
- $Y$  výnos, hmotnost krmiva nebo zeleniny na jednotku plochy pastviny, pole, zahrady, místně specifická hodnota [ $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ ],
- $\lambda_{ef}$  efektivní konstanta rychlosti úbytku aktivity na rostlinách [ $\text{s}^{-1}$ ].

Standardní hodnoty jednotlivých parametrů jsou uvedeny v tabulce č. 14 a 15 v příloze.

## 2.2 Přestup radionuklidů do masa a mléka

Výpočet měrných aktivit radionuklidů v masu a mléce je specifický vzhledem k několika možným cestám vstupu radionuklidů do těla zvířat. Specifická aktivita radionuklidu v masu a mléce je úměrná příjmu radionuklidu do organismu zvířat krmivem, vodou a ingescí půdy a prachu. U ryb se počítá s rovnovážným bioakumulačním faktorem mezi vodním ekosystémem a organismem ryby. Konstantou úměrnosti mezi denním příjmem radionuklidu a aktivitou v masu a mléce je faktor přestupu  $F$  [ $\text{den} \cdot \text{kg}^{-1}$ ], [ $\text{den} \cdot \text{l}^{-1}$ ].

Denní příjem radionuklidu hospodářskými zvířaty je dán specifickou aktivitou radionuklidu v krmivu, vodě a případně v půdě (pro pastvu) a velikostí příjmu krmiva a vody (případně půdy) za den.

Shrnutím uvedených úvah je vztah pro výpočet zvýšení specifické aktivity radionuklidu v masu nebo mléce:

$$C_r = \left\{ (C_{k,r} - C_{k,r}^P) \cdot M_k + (C_{v,r} - C_{v,r}^P) \cdot M_v + (C_{p,r} - C_{p,r}^P) \cdot M_p \cdot p \right\} F$$

kde je:

- $C_{i,r}$  specifická aktivita radionuklidu  $r$  v krmivu ( $k$ ), vodě ( $v$ ) nebo v půdě ( $p$ ), [ $\text{Bq} / \text{kg}^{-1}$ ], [ $\text{Bq} \cdot \text{l}^{-1}$ ],

- $C_{i,r}^P$  přírodní (požadovaná) specifická aktivita radionuklidu  $r$  v krmivu ( $k$ ), vodě ( $v$ ) nebo v půdě ( $p$ ), [ $\text{Bq}/\text{kg}^{-1}$ ], [ $\text{Bq}\cdot\text{l}^{-1}$ ],
- $M_i$  denní příjem krmiva [ $\text{kg}\cdot\text{den}^{-1}$ ], vody [ $\text{litr}\cdot\text{den}^{-1}$ ], půdy [ $\text{kg}\cdot\text{den}^{-1}$ ],
- $p$  podíl roku, po který se hospodářská zvířata pasou venku,
- $F$  faktor přestupu [ $\text{den}\cdot\text{kg}^{-1}$ ], [ $\text{den}\cdot\text{l}^{-1}$ ].

Standardní hodnoty jednotlivých parametrů jsou uvedeny v tabulkách č. 13-15 v příloze.

### 3. EXPOZIČNÍ CESTY A VÝPOČET DÁVEK

#### Úvod:

Individuální a kolektivní efektivní dávky (resp. úvazky efektivní dávky) se pro každou posuzovanou skupinu osob stanoví jako součet efektivních dávek (resp. úvazků efektivních dávek) přes všechny významné expoziční cesty. Přitom je třeba vždy pečlivě uvážit, jak v dané situaci počítat s přírodním pozadím. V této souvislosti se jedná o dva odlišné případy:

- Pokud se má posoudit **navýšení dávky** vůči původnímu stavu v důsledku nějaké **činnosti**, je při výpočtech nutno znát a **odečíst hodnoty původního přírodního pozadí**. S touto situací návod počítá a ve všech případech uvedených dále se hodnoty pozadí uvažují. Za hodnoty pozadí je třeba použít konkrétní hodnoty v posuzované lokalitě. Pouze pokud nejsou známy, lze jako odhadu použít doporučených standardních hodnot pro oblast nebo Českou republiku – ty jsou uvedeny v příloze. Zvýšení objemových aktivit v atmosféře nebo hmotnostních aktivit přírodních radionuklidů v potravinových řetězcích nad pozadí je zpravidla možné odhadnout jen na základě modelu.
- Pokud je ovšem předmětem posuzování **celkové ozáření od přírodních zdrojů** bez ohledu na jejich původ (např. při rozhodování o provedení intervence ke snížení stávajícího ozáření), hodnoty pozadí se neodečítají.

Výpočet dávek musí zahrnovat:

- zevní ozáření,
- vnitřní ozáření v důsledku inhalace radionuklidů,
- vnitřní ozáření v důsledku ingesce radionuklidů.

Při provedení „inventury“ možných expozičních cest je potřeba zohlednit především:

- zevní ozáření v důsledku pobytu na území kontaminovaném přírodními radionuklidy (venku i v obydlích),
- vnitřní kontaminace v důsledku inhalace plynů a aerosolů,
- vnitřní kontaminace v důsledku ingesce kontaminované vody,
- vnitřní kontaminace v důsledku ingesce kontaminované zeleniny a rostlinných produktů,
- vnitřní kontaminace v důsledku ingesce kontaminovaného masa (včetně ryb) a mléka,
- vnitřní kontaminace v důsledku ingesce kontaminované půdy (u dětí),

(další možné expoziční cesty např. zevní ozáření z mraku (při uvolňování do atmosféry) se v případě přírodních radionuklidů považují za méně významné).

V dalších oddílech jsou shrnuta základní pravidla pro výpočet dávek<sup>3,9,12,14</sup> z jednotlivých expozičních cest.

Poznámka:

Výpočet i hodnocení by měly být provedeny jak pro současný stav, tak z dlouhodobého hlediska

### 3.1 Výpočet efektivní dávky od zevního ozáření gama (ve volné přírodě a v budovách)

Při výpočtu efektivní dávky ze zevního ozáření v důsledku expozice přírodním zdrojům se vychází jednak z expozice ve volném terénu, jednak z expozice při pobytu v budovách. Expozicí v budovách se ovšem má na mysli ozáření z přírodních zdrojů nacházejících se mimo budovy, přitom se počítá se stínící schopností budov vyjádřenou stínícím faktorem.

Poznámka: Pokud by bylo třeba posuzovat dávky od stavebního materiálu, z něhož jsou budovy postaveny, postupovalo by se obdobně, avšak pochopitelně bez stínících faktorů.

Při výpočtu se použije vztahu:

$$E = \sum t_{\text{exp}} \cdot B \cdot S (H_x - H_{xp})$$

(sčítá se přes všechna místa pobytu osob, kde se osoby zdržují významnou část roku, tj. venku i uvnitř budov)

kde je:

- $E$  efektivní dávka ze zevního ozáření [ $\mu\text{Sv}$ ],  
 $t_{\text{exp}}$  doba expozice (pobytu) na jednotlivých místech (viz doporučené hodnoty v tabulce pro pobyt budovách, volné přírodě a pro příležitostný pobyt) [h],  
 $H_x$  venkovní příkon fotonového dávkového ekvivalentu [ $\mu\text{Sv/h}$ ],  
 $H_{xp}$  příkon fotonového dávkového ekvivalentu odpovídající přírodnímu pozadí v posuzovaném místě [ $\mu\text{Sv/h}$ ], (není-li znám, lze použít průměrnou hodnotu pozadí v ČR 0,14  $\mu\text{Sv/h}$ ),  
 $B$  bezrozměrný konvenční faktor pro přepočtení příkonu fotonového dávkového ekvivalentu na efektivní dávku pro případ přírodního ozáření, (doporučená hodnota  $B=0,7$ ),  
 $S$  bezrozměrný stínící faktor (připadá v úvahu zejména v případě pobytu v budovách a expozice osob materiálům vyskytujícím se mimo budovu), doporučené hodnoty  $S=1$  (venku),  $S=0,3$  (lehké budovy),  $S=0,1$  (masivní budovy).

#### Podrobnosti ke stanovení příkonu fotonového dávkového ekvivalentu

Příkon fotonového dávkového ekvivalentu lze stanovit

- . přímým měřením,
- . výpočtem (pro některé jednoduché případy) ze známých aktivit kontaminovaného materiálu.

Pro případ, kdy jsou známy hmotnostní měrné aktivity významných přírodních radionuklidů v materiálech/látkách, lze příkon fotonového dávkového ekvivalentu vypočítat ze známých hmotnostních aktivit radionuklidů ve zdroji:

$$H_x = \sum_r h_{\text{ext},r} \cdot a_r$$

kde je:

- $a_r$  hmotnostní aktivita radionuklidu  $r$  [ $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ ],  
 $h_{\text{ext},r}$  konverzní faktor pro přepočtení hmotnostní aktivity radionuklidu  $r$  na dávkový příkon pro různé geometrie (viz tabulka č. 2 v příloze) [ $\text{Sv} \cdot \text{Bq}^{-1} \cdot \text{g} \cdot \text{h}^{-1}$ ]



### 3.2. Vnitřní ozáření v důsledku inhalace produktů přeměny radonu a prachu

#### Výpočet efektivní dávky od radonu a jeho produktů přeměny

Při výpočtu efektivní dávky od „radonu“ tj. v důsledku inhalace produktů přeměny radonu se vychází jednak z expozice ve volném terénu, jednak z expozice při pobytu v budovách. Expozici v budovách se v tomto případě má na mysli expozice radonu z venkovního prostředí (obsah radonu ve venkovním ovzduší je ovšem ve skutečnosti zpravidla podstatně nižší než obsah radonu ve vlastním objektu).

Pro výpočet efektivní dávky z inhalace radonu a jeho produktů přeměny se použije vztahů:

1) jestliže je známa objemová aktivita radonu OAR:

$$E = \sum k \cdot F \cdot (a_{Rn} - a_{Rn0}) \cdot t_{exp}$$

2) jestliže je známa ekvivalentní objemová aktivita radonu EOAR:

$$E = \sum k \cdot (a_{ekv} - a_{ekv0}) \cdot t_{exp}$$

(sčítá se přes všechna místa pobytu osob, kde se osoby zdržují významnou část roku, tj. venku i uvnitř budov), kde je:

- $E$  efektivní dávka od produktů přeměny radonu,  
 $a_{Rn}$  objemová aktivita radonu (OAR) [ $Bq \cdot m^{-3}$ ],  
 $a_{ekv}$  ekvivalentní objemová aktivita radonu (EOAR) [ $Bq \cdot m^{-3}$ ],  
 $a_{Rn0}$  hodnota pozadí objemové aktivity radonu [ $Bq \cdot m^{-3}$ ] v dané lokalitě, (průměrná hodnota v ČR  $10 Bq \cdot m^{-3}$  venku,  $140 Bq \cdot m^{-3}$  uvnitř budov),  
 $a_{ekv0}$  hodnota pozadí ekvivalentní objemové aktivity radonu [ $Bq \cdot m^{-3}$ ] v dané lokalitě, (průměrná hodnota v ČR  $5 Bq \cdot m^{-3}$  venku,  $60 Bq \cdot m^{-3}$  uvnitř budov),  
 $k$  obecný koeficient přepočtu objemové aktivity radonu na efektivní dávku pro obyvatelstvo [ $nSv \cdot h^{-1} / Bq \cdot m^{-3}$ ]<sup>11</sup>,  $k = 6 nSv \cdot h^{-1} / Bq \cdot m^{-3}$ ,  
 $F$  faktor nerovnováhy, bezrozměrný, standardně  $F = 0,4$  pro vnitřní prostředí,  $F = 0,6$  pro venkovní prostředí,  
 $t_{exp}$  doba pobytu [h] (viz tabulka doporučených hodnot).

Zvýšení objemových aktivit radonu způsobených únikem ze zdroje je zpravidla pro vzdálenosti větší než 1 km možné odhadnout jen na základě modelu rozptylu v atmosféře.

#### Výpočet úvazku efektivní dávky v důsledku inhalace prachu (aerosolů)

Při výpočtu úvazku efektivní dávky z inhalace aerosolů (prachu) se vychází jednak z expozice ve volném terénu, jednak z expozice při pobytu v budovách. Expozici v budovách se v tomto případě má na mysli expozice v důsledku inhalace prachu a aerosolů z venkovního prostředí. Při infiltraci venkovního vzduchu do budov dochází ke snížení koncentrace prachu a aerosolů ve vzduchu, který vstupuje do budovy. K tomuto účelu se zavádí bezrozměrný faktor snížení koncentrace prachu při infiltraci.

Pro výpočet úvazku efektivní dávky v důsledku inhalace aerosolů (prachu) při pobytu venku i uvnitř budov se použijí následující vztahy

$$E = \sum \sum h_{inh,r} \cdot (a_r - a_{r,o}) \cdot t_{exp} \cdot K \cdot V_{inh}$$

<sup>11</sup> Wasiolek P., T., James A., C. „Outdoor Radon Dose Conversion Coefficient in US“. Rad.Prot.Dosimetry 59:269-278,1995

(sčítá se přes všechna místa pobytu osob, kde se osoby zdržují významnou část roku, tj. venku i uvnitř budov a přes všechny radionuklidy přítomné v prachu/aerosolech),

kde je:

- $E$  úvazek efektivní dávky [Sv],
- $h_{inh}$  konverzní faktor přepočtu příjmu inhalací na efektivní dávku pro radionuklid  $r$  [Sv·Bq<sup>-1</sup>], (viz tabulka),
- $a$  objemová aktivita radionuklidu  $r$  v ovzduší a její požadovaná hodnota [Bq·m<sup>-3</sup>],
- $t$  doba pobytu osob v prostředí [h],
- $V$  množství vdechnutého vzduchu za hodinu [m<sup>3</sup>·h<sup>-1</sup>],
- $K$  bezrozměrný faktor zohledňující snížení venkovní koncentrace prachu a aerosolů v důsledku infiltrace do budov, doporučené hodnoty: venku  $K = 1$ , uvnitř  $K = 0,5$ .

Zvýšení objemových aktivit aerosolů způsobených únikem ze zdroje je zpravidla pro vzdálenosti větší než cca 100 m možné odhadnout jen na základě modelu rozptylu v atmosféře.

### 3.3 Ozáření v důsledku ingesce lokálních zdrojů vody, potravin, případně přímé ingesce půdy

Při výpočtu úvazku efektivní dávky z ingesce lokálních zdrojů vody a potravin se vychází z „potravinového koše“, tj. skladby potravin posuzované skupiny osob. Pokud se posuzovaná skupina neliší svými stravovacími zvyky významně od běžné populace, lze použít standardní hodnoty spotřeby vody a potravin uvedené v příloze. Podíl lokálních zdrojů potravy na spotřebě potravy se zohledňuje bezrozměrným faktorem. V případě malých dětí je třeba v některých případech uvažovat o ingesci půdy. Doporučené hodnoty pro tento odhad jsou uvedeny v příloze.

#### Ingesce lokálních zdrojů vody a potravin

Úvazek efektivní dávky  $E$  z **ingesce vody a potravin** kontaminovaných přírodními **radionuklidy**, kterou obdrží referenční osoba se určí ze vztahu:

$$E = \sum (p \cdot U \cdot \sum_r (C_r - C_r^P) \cdot h_{ing,r})$$

(sčítá se přes všechny posuzované radionuklidy a přes tzv. „potravinový koš“ konkrétní posuzované skupiny osob), kde je:

- $E$  úvazek efektivní dávky [Sv],
- $p$  podíl příjmu vody nebo potravin z lokálního zdroje na ročním příjmu, místně specifická hodnota, doporučená hodnota: voda:  $p = 1$ , potraviny:  $p = 0,25$ ,
- $U$  roční příjem vody [l] nebo potravin [kg] referenční osobou,
- $C_r$  objemová aktivita radionuklidu  $r$  ve vodě [Bq·l<sup>-1</sup>] nebo hmotnostní aktivita radionuklidu  $r$  v jednotlivém druhu potravin [Bq·kg<sup>-1</sup>],
- $C_r^P$  přírodní (požadovaná) objemová aktivita radionuklidu  $r$  ve vodě [Bq·l<sup>-1</sup>] nebo přírodní (požadovaná) hmotnostní aktivita radionuklidu  $r$  v jednotlivém druhu potravin [Bq·kg<sup>-1</sup>],
- $h_{ing,r}$  konverzní faktor pro přepočet příjmu radionuklidu požitím na efektivní dávku pro referenční osobu [Sv·Bq<sup>-1</sup>] (viz tabulka)

## Ingesce půdy a prachu.

Efektivní dávka  $E$  z **přímé ingesce prachu a půdy**, kterou obdrží referenční osoba:

$$E = U \cdot \sum_r (C_r - C_r^P) \cdot h_{ing,r}$$

kde je

$E$       efektivní dávka [Sv],

$U$       roční příjem prachu nebo půdy [kg], pro dítě ve stáří 5 let  $U = 0,02$  kg,

$C_r$       hmotnostní aktivita radionuklidu  $r$  v prachu nebo půdě [ $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ],

$C_r^P$       přírodní (pozad'ová) hmotnostní aktivita radionuklidu  $r$  v prachu nebo v půdě [ $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ],

$h_{ing,r}$       konverzní faktor pro přepočtení příjmu radionuklidu požitím na úvazek efektivní dávky pro referenční osobu [ $\text{Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}$ ] (dítě ve stáří 5 let) (vyhláška SÚJB č. 499/2005 Sb.)

## 4. VLASTNÍ VYMEZENÍ KRITICKÉ SKUPINY - SOUHRN

Vymezení kritické skupiny obyvatelstva může být v obecném případě poměrně složitá a pracná úloha.

Při analýze, která skupina obyvatel je kritickou, je třeba vycházet z kvalifikovaného výběru všech takových skupin obyvatelstva, které v důsledku pobytu, pracovní činnosti, cestování, způsobu života, stravovacích zvyků a dalších příčin mohou být významněji exponovány. Pro všechny tyto skupiny je třeba provést analýzu všech významných expozičních cest a výpočet individuálních a kolektivních dávek jako součet efektivních dávek podle pravidel uvedených v předešlých kapitolách. Ty byly koncipovány tak, aby umožňovaly provést také jednoduché konzervativní odhady, které – při posuzování dávek i při vymezení kritické skupiny – jsou ve většině případů dostatečné.

Kritická skupina je ta, pro kterou vychází největší efektivní dávka od všech radionuklidů a všemi cestami. Pokud je příspěvek některého radionuklidu nebo některé cesty dominantní, je možno je označit jako kritický radionuklid nebo kritickou cestu.

## PŘÍLOHY

### Tabulky doporučených hodnot parametrů a požadových hodnot

**Tabulka 1: Hodnoty parametrů pro výpočet exhalace radonu<sup>12,\*)</sup>**

Půda	Objemová hmotnost (suché) [g.cm <sup>-3</sup> ]	Emanační koeficient	Efektivní difuzní koeficient pro radon [m <sup>2</sup> .s <sup>-1</sup> ] * 10 <sup>+6</sup>	Obsah vody
Písčítá	1,52	0,14 (0,06-0,18)	3,0±1,3	
Písčito-hlinitá	1,44	0,21 (0,1-0,36)	3,2±1,5	
Hlinitá	1,36	0,20 (0,17-0,23)	2,7 0,25 0,06	1,5% 10,5 % 17,3 %
Jílovitá	1,2	0,28(0,18-0,4)	2,5±1,0	
Drcená uranová ruda	-	0,28 (0,06-0,55)	3,0±1,3	
Odkaliště	1,6	0,14 (0,02-0,36)	5,4-7,2	

**Tabulka 2: Doporučené koeficienty pro přepočet hmotnostní aktivity radionuklidu ve zdroji na příkon efektivní dávky pro různé pobytové scénáře (geometrie) (Sv.Bq<sup>-1</sup>.g.h<sup>-1</sup>)<sup>15</sup>**

Nuklid	Rovina (na př. povrch odkaliště)	10 m od paty haldy* (>10000 m <sup>3</sup> )	Silnice (2 jízdní pruhy)*	V kabině nákladního auta*	V budově postavené z kontaminovaného materiálu*
„U-nat“	6.2E-09	4.E-10	4.E-09	7.E-10	8.E-09
„U-sek“	4.3E-07	3.E-08	3.E-07	8.E-08	6.E-07
Th-230	3.9E-11	3.E-12	3.E-11	1.E-12	5.E-11
Ra-226+	4.2E-07	3.E-08	3.E-07	8.E-08	6.E-07
Pb-210+	1.1E-10	2.E-12	9.E-11	6.E-20	9.E-11
Po-210	2.1E-12	2.E-13	1.E-12	4.E-13	3.E-12
U-235sek	1.3E-07	8.E-09	8.E-08	1.E-08	2.E-07
U-235+	3.6E-08	2.E-09	2.E-08	2.E-09	4.E-08
Pa-231	6.9E-09	4.E-10	4.E-09	6.E-10	8.E-09
Ac-227+	9.0E-08	6.E-09	6.E-08	9.E-09	1.E-07
Th-232sek	6.2E-07	5.E-08	5.E-07	1.E-07	8.E-07
Th-232	2.2E-11	1.E-12	2.E-11	2.E-13	3.E-11
Ra-228+	2.3E-07	2.E-08	2.E-07	4.E-08	3.E-07
Th-228+	3.9E-07	3.E-08	3.E-07	8.E-08	5.E-07
K-40	3.8E-08	3.E-09	3.E-08	8.E-09	5.E-08

\* orientační hodnoty

<sup>12</sup> C. Yu et al: Data Collection Handbook to Support Modelling Impacts of Radioactive Material in Soil, ANL 1993

**Tabulka 3: Parametry pro výpočet zevního ozáření a vnitřního ozáření z inhalace radionuklidů**

Parametr		Doporučená hodnota	Rozpětí	Poznámka
<b>B</b>	Převodní faktor	0,7		
<b>S</b>	Venku	1,0		
	V budově (cihla, beton, kámen)	0,1		
	V lehké budově (dřevo)	0,3		
<b>t<sub>exp</sub></b>	V budově při zaměstnání	až 2000 hod		Děti ve škole a jinde 1300 hod
	V budově při bydlení	7000 hod		Děti 7000 hod Dospělí 7000 hod
	Venku při zaměstnání	až 2000 hod		Dospělí 1500 hod
	Venku při bydlení	až 2000 hod		Děti 500 hod
	z toho na zahradě	1000 hod		Dospělí 300 hod
	z toho na ulici	1000 hod		
	z toho na hřišti, v parku	1000 hod		
<b>V<sub>inh</sub><sup>13</sup></b> [m <sup>3</sup> .hod. <sup>-1</sup> ]	Dítě 1 rok	0,22	0,11 – 0,32	
	Dítě 5 let	0,46	0,38 – 0,83	
	Dospělý	0,97	0,85 – 1,00	
	Dospělý při zaměstnání	1,20	1,20	Těžká fyzická práce
Koncentrace inhalovatelného prachu <b>S</b> [kg.m <sup>-3</sup> ]	Zemědělská činnost	1.E-07		
	Mimo zemědělskou činnost		1,5E-08 - 3E-08 (doma – venku)	

**B** konvenční bezrozměrný faktor pro přepočítání fotonového dávkového ekvivalentu na efektivní dávku pro referenční osobu,

**S** bezrozměrný stínící faktor budov při vnějším ozáření,

**t<sub>exp</sub>** roční doba pobytu a vykonávání činností při různých expozičních podmínkách [h],

**V<sub>inh</sub>** rychlost dýchání [m<sup>3</sup>.hod<sup>-1</sup>].

**Tabulka 4: Konverzní faktory  $h_{inh}$  pro přepočet příjmu radionuklidu vdechnutím aerosolů na úvazek efektivní dávky u jednotlivců z obyvatelstva [Sv.Bq<sup>-1</sup>]<sup>13,15</sup>**

Nuklid	<1rok	1-2roky	2-7let	7-12let	12-17	>17	Poznámka
U-238	2.9E-05	2.5E-05	1.6E-05	1.0E-05	8.7E-06	8.0E-06	
U-234	3.3E-05	2.9E-05	1.9E-05	1.2E-05	1.0E-05	9.4E-06	
U-nat	8.0E-04	6.9E-04	4.5E-04	2.8E-04	2.4E-04	2.2E-04	Sv/mgU
U-238sek	1.9E-04	1.7E-04	1.1E-04	7.1E-05	6.2E-05	5.7E-05	Sv/BqU-238
U-sek(dlouhodobá alfa)	2.5E-05	2.2E-05	1.4E-05	9.4E-06	8.2E-06	7.6E-06	Sv/alfa <sup>13</sup>
Th-230	4.0E-05	3.5E-05	2.4E-05	1.6E-05	1.5E-05	1.4E-05	
Th-230sek	1.1E-04	9.6E-05	6.3E-05	4.1E-05	3.6E-05	3.4E-05	Sv/BqTh-230
Ra-226+	3.4E-05	2.9E-05	1.9E-05	1.2E-05	1.0E-05	9.5E-06	
Ra-226sek	7.1E-05	6.1E-05	3.9E-05	2.5E-05	2.1E-05	2.0E-05	Sv/BqRa-226
Pb-210+	1.8E-05	1.8E-05	1.1E-05	7.3E-06	6.0E-06	5.7E-06	
Po-210	1.8E-05	1.4E-05	8.6E-06	5.9E-06	5.1E-06	4.3E-06	
U-235sek	4.0E-04	3.5E-04	2.3E-04	1.6E-04	1.5E-04	1.3E-04	Sv/BqU-235
U-235+	3.0E-05	2.6E-05	1.7E-05	1.1E-05	9.2E-06	8.5E-06	
Pa-231	7.4E-05	6.9E-05	5.2E-05	3.9E-05	3.6E-05	3.4E-05	
Ac-227+ (M)	2.9E-04	2.5E-04	1.6E-04	1.1E-04	1.0E-04	9.1E-05	
Th-232	5.4E-05	5.0E-05	3.7E-05	2.6E-05	2.5E-05	2.5E-05	
Th-232sek	2.8E-04	2.4E-04	1.6E-04	1.1E-04	9.3E-05	8.5E-05	Sv/BqTh-232
Ra-228+	4.91E-05	4.81E-05	3.2E-05	2.0E-05	1.6E-05	1.6E-05	
Th-228sek	1.7E-04	1.4E-04	8.8E-05	6.0E-05	5.2E-05	4.4E-05	Sv/BqTh-228

\*(M) ... třída M, jinak třída S<sup>14</sup>

Nuklid	zahrnuté produkty radioaktivní přeměny
U -238sek	U-238, Th-234, Pa-234m, Pa-234 (0.3%), U-234, Th-230, Ra-226, Rn-222, Po-218, Pb-214, Bi-214, Po-214, Pb-210, Bi-210, Po-210
U-sek (zahrnuje i U-235)	U-238, Th-234, Pa-234m, Pa-234 (0.3%), U-234, Th-230, Ra-226, Rn-222, Po-218, Pb-214, Bi-214, Po-214, Pb-210, Bi-210, Po-210, U-235 (4.6%), Th-231 (4.6%), Pa-231(4.6%), Ac-227(4.6%), Th-227 (4.5%), Fr-223 (0.06%), Ra-223(4.6%), Rn-219(4.6%), Po-215(4.6%), Pb-211(4.6%), Bi-211(4.6%), Tl-207(4.6%), Po-211 (0.013%)
U -nat	U-238, Th-234, Pa-234m, Pa-234 (0.3%), U-234, U-235 (4.6%), Th-231 (4.6%)
Th-230sek	Th-230, Ra-226, Rn-222, Po-218, Pb-214, Bi-214, Po-214, Pb-210, Bi-210, Po-210
Ra -226+	Ra-226, Rn-222, Po-218, Pb-214, Bi-214, Po-214
Ra-226sek	Ra-226, Rn-222, Po-218, Pb-214, Bi-214, Po-214, Pb-210, Bi-210, Po-210
Pb -210+	Pb-210, Bi-210
U -235sek	U-235, Th-231, Pa-231, Ac-227, Th-227 (98.6%), Fr-223 (1.4%), Ra-223, Rn-219, Po-215, Pb-211, Bi-211, Tl-207, Po-211 (0.3%)
U -235+	U-235, Th-231
Ac -227+	Ac-227, Th-227 (98.6%), Fr-223 (1.4%), Ra-223, Rn-219, Po-215, Pb-211, Bi-211, Tl-207, Po-211 (0.3%)
Th -232sek	Th-232, Ra-228, Ac-228, Th-228, Ra-224, Rn-220, Po-216, Pb-212, Bi-212, Po-212 (64.1%), Tl-208 (35.9%)
Ra -228+	Ra-228, Ac-228
Th -228sek	Th-228, Ra-224, Rn-220, Po-216, Pb-212, Bi-212, Po-212 (64.1%), Tl-208 (35.9%)

**Tabulka 5: Konverzní faktory  $h_{ing}$  pro přepočet příjmu radionuklidu požitím na úvazek efektivní dávky u jednotlivců z obyvatelstva [Sv.Bq<sup>-1</sup>]<sup>13,14</sup>**

Nuklid	<1rok	1-2roky	2-7let	7-12let	12-17	>17	Poznámka
--------	-------	---------	--------	---------	-------	-----	----------

<sup>13</sup> Vyhláška Státního úřadu pro jadernou bezpečnost č.499/2005 Sb. o radiační ochraně

<sup>14</sup> European Commission : Radiation Protection 122, Part II, DGE 2001

U-238	3.4E-07	1.2E-07	8.0E-08	6.8E-08	6.7E-08	4.5E-08	
U-234	3.7E-07	1.3E-07	8.8E-08	7.4E-08	7.4E-08	4.9E-08	
U-nat	<i>9.7E-06</i>	<i>3.6E-06</i>	<i>2.3E-06</i>	<i>1.9E-06</i>	<i>1.9E-06</i>	<i>1.3E-06</i>	<i>Sv/mgU</i>
Th-230	4.1E-06	4.1E-07	3.1E-07	2.4E-07	2.2E-07	2.1E-07	
Ra-226+	4.7E-06	9.62E-07	6.21E-07	8.01E-07	1.5E-06	2.8E-07	
Pb-210+	8.4E-06	3.6E-06	2.2E-06	1.9E-06	1.9E-06	6.9E-07	
Po-210	2.6E-05	8.8E-06	4.4E-06	2.6E-06	1.6E-06	1.2E-06	
U-235+	3.5E-07	1.3E-07	8.6E-08	7.2E-08	7.0E-08	4.7E-08	
Pa-231	1.3E-05	1.3E-06	1.1E-06	9.2E-07	8.0E-07	7.1E-07	
Ac-227	3.9E-05	4.3E-06	2.8E-06	2.0E-06	1.6E-06	1.2E-06	
Th-232	4.6E-06	4.5E-07	3.5E-07	2.9E-07	2.5E-07	2.3E-07	
Ra-228+	3.0E-05	5.7E-06	3.4E-06	3.9E-06	5.3E-06	6.9E-07	
Th-228sek	6.6E-06	1.1E-06	6.0E-07	4.3E-07	3.1E-07	1.4E-07	Sv/BqTh-228

**Tabulka 6: Denní nebo roční příjem vody** <sup>13,14</sup>

Zdroj vody	Doporučená hodnota [litr.den <sup>-1</sup> ] / [kg.den <sup>-1</sup> ]	Doporučená hodnota roční spotřeby vody [litr.rok <sup>-1</sup> ]		
		Děti 1 rok	Děti 5 let	Dospělí
Nápoje, pitná voda	1,0 – 2	250	450	700
Potraviny	0,5 – 1,0	-	-	-

**Tabulka 7: Příjem půdy nebo prachu ingescí**

Příjem půdy nebo prachu	Doporučené hodnoty
Dítě 1-6 let	0,02 kg /rok
Dítě >6let	0,0

**Tabulka 8: Roční spotřeba potravin (v kg resp. litrech)<sup>15</sup>**

Potravina	Hodnoty pro ČR
Mléko a mléčné výrobky (litry)	190
Maso hovězí (kg)	20
Maso vepřové (kg)	50
Maso drůbeží (kg)	12
Maso ostatní (kg)	5
Ryby (kg)	5
Obiloviny (kg)	100
Brambory (kg)	90
Zelenina celkem (kg)	75
Ovoce (kg)	50

---

<sup>15</sup> SZÚ: Manuál prevence v lékařské praxi. Praha 1993



**Tabulka 9: Doporučené hodnoty přírodní (pozad'ové) objemové aktivity radionuklidu ve vodě [mBq/l] nebo přírodní (pozad'ové) hmotnostní aktivity radionuklidu v jednotlivém druhu potraviny nebo krmiva [mBq.kg<sup>-1</sup>]<sup>16</sup>**

Voda / potravina	Doporučené hodnoty											
	U-238	U-234	Th-230	Ra-226	Pb-210	Po-210	U-235	Pa-231	Ac-227	Th-232	Ra-228	Th-228
Pitná a povrchová voda [mBq.l <sup>-1</sup> ]	20	20	2	20	50	2	1	1	1	1	20	20
Mléko [mBq.kg <sup>-1</sup> ]	3	3	1	15	10	10	0,1	0,001	0,005	1	15	1
Maso [mBq.kg <sup>-1</sup> ]	10	10	2	50	50	50	0,5	5	4	2	50	2
Ryby [mBq.kg <sup>-1</sup> ]	20	20	50	100	200	1000	1	15	15	25	100	25
Listová zelenina [mBq.kg <sup>-1</sup> ]	50	50	20	100	150	150	2	2	2	20	100	20
Luční tráva [mBq.kg <sup>-1</sup> ]	50	50	20	100	150	150	4	6	6	20	100	20

**Tabulka 10: Přírodní (pozad'ová) hmotnostní aktivita radionuklidu v půdě [Bq.kg<sup>-1</sup>]**

Půda / prach	Doporučené hodnoty (Bq/kg)											
	U-238	U-234	Th-230	Ra-226	Pb-210	Po-210	U-235	Pa-231	Ac-227	Th-232	Ra-228	Th-228
Půda	50	50	50	50	50	50	2	2	2	40	40	40
Prachová frakce půdy	200	200	200	200	200	200	8	8	8	160	160	160

**Tabulka 11: Přírodní (pozad'ová) hmotnostní aktivita radionuklidů v říčních sedimentech neovlivněných toků [Bq.kg<sup>-1</sup>]<sup>17</sup>**

	Doporučené hodnoty (rozpětí) (Bq/kg)		
	Ra-226	Ra-228	Th-228
Říční dnové sedimenty	50	50	50
Rozpětí	37 - 100	45 - 150	55 - 160

**Tabulka 12: Koncentrační koeficienty pro suspendované sedimenty a zeminy**

Koncentrační faktor  $K_d$  je definován jako poměr koncentrace radionuklidu v pevné fázi ke koncentraci radionuklidu ve vodě.  $K_d$  [ml.g<sup>-1</sup>], doporučená hodnota IAEA <sup>18</sup>

<sup>16</sup> Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivitaet, BMU 1999

<sup>17</sup> Beneš P., John J., Šebesta, F.: Analýza kontaminace říčních sedimentů v povodí Labe radionuklidy. Projekt Labe. Zpráva o řešení, 1991

	Sedimenty	Písek	Hlína	Jíl	Rozpětí
Nuklid	$K_d[\text{ml.g}^{-1}]$	$K_d[\text{ml.g}^{-1}]$	$K_d[\text{ml.g}^{-1}]$	$K_d[\text{ml.g}^{-1}]$	$K_d[\text{ml.g}^{-1}]$
Ac	10000	4,5e+02	1,5e+03	7,4e+03	
Pb	10000	2,7e+02	1,6e+04	5,4e2+0	2,7e+1-2,7e+5
Po	10000	1,5e+02	4,0e+02	2,7e+03	6,e+0 – 5,4e+3
Ra	500	4,9e+02	3,6e+04	9,0e+03	8,2e+0 – 3,e+5
Pa	5e+03	5,4e+02	1,8e+03	2,7e+03	
Th	5e+06	3,0e+03	3,3e+03	5,4e+03	4,5e+1 – 9,8e+5
U	5000	3,3e+01	1,2e+01	1,5e+03	0,5e+0 – 4,9e+5

**Tabulka 13: Faktory přestupu F do masa a mléka a bioakumulační faktory pro sladkovodní ryby** <sup>17</sup>

Faktory **F** jsou definovány jako podíl denního příjmu radionuklidu, který přestoupí do jednoho kg masa nebo jednoho litru mléka za rovnovážného stavu  $F$  [ $\text{den.kg}^{-1}$ ], [ $\text{den.litr}^{-1}$ ].

Bioakumulační faktor **B** pro sladkovodní ryby je definován jako rovnovážný poměr mezi aktivitou radionuklidu v organismu ryby a aktivitou radionuklidu ve vodě.  $B$  [ $\text{litr.kg}^{-1}$ ]

	Maso	mléko	ryby
Nuklid	$[\text{den.kg}^{-1}]$	$[\text{den.litr}^{-1}]$	$[\text{litr.kg}^{-1}]$
Pb	0,0004	0,0003	300
Po	0,005	0,0003	100
Ra	0,0005	0,003	50
Ac	0,003	0,00002	15
Th	0,0002	0,000005	100
Pa	0,005	0,000005	10
U	0,0004	0,0005	10

<sup>18</sup> International Atomic Energy Agency. *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments*. Technical Report Series No. 364: IAEA, Vienna, 1994

**Tabulka 14: Faktory pro kořenový přestup radionuklidu z půdy do krmiva, zeleniny a obilovin, do listové zeleniny a brambor berech** <sup>17</sup>

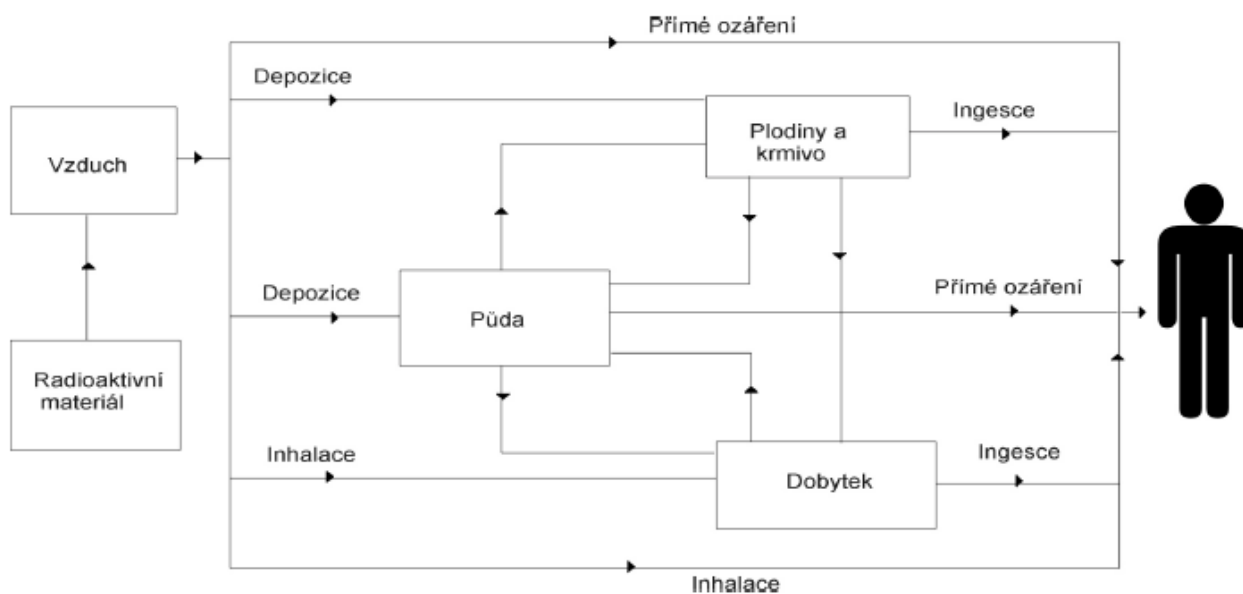
T [Bq.kg<sup>1</sup> čerstvé vegetace/Bq.kg<sup>-1</sup> suché půdy]

Zdroj	Doporučená hodnota	Doporučená hodnota
<b>Nuklid</b>	Krmivo	Zelenina
Po	0,01	0,005
Pb	0,05	0,007
Ra	0,01	0,005
Th	0,002	0,0005
Ac	0,003	0,003
Pa	0,003	0,003
U	0,003	0,003

**Tabulka 15: Další parametry potřebné pro výpočet obsahu radionuklidů v krmivu,zelenině, mase a mléce:**

Parametr	Doporučené hodnoty	Rozpětí
p: podíl příjmu vody nebo potravin z lokálního zdroje na ročním příjmu	Místně specifická hodnota	
W : intenzita zavlažování [litr.(m <sup>2</sup> .s) <sup>-1</sup> ]	1,2E-05	
Y : výnos, hmotnost krmiva nebo zeleniny na jednotku plochy pastviny, pole, zahrady [kg.m <sup>-2</sup> ]	Listová zelenina : 1,6	1 – 3
	Ostatní zelenina, brambory : 2,4	1 - 3
	Tráva na pastvě : 0,85	
$\lambda_{ef}=\lambda_r+\lambda_b$ efektivní konstanta rychlosti poklesu aktivity na rostlinách [s <sup>-1</sup> ]	$\lambda_r$ ...rozpadová konstanta $\lambda_b$ ...biologický poločas $\lambda_b = 5,7E-07$	
P : podíl roku na pastvě venku	0,5	
f <sub>v</sub> : podíl aktivity radionuklidu ze srážek nebo závlahové vody, který je rostlinou zadržen	0,2	
M <sub>k</sub> : denní příjem krmiva (sušina) [kg.den <sup>-1</sup> ]	12,5	10 - 15
M <sub>v</sub> : denní příjem vody [litr.den <sup>-1</sup> ]	60	40 – 80
M <sub>p</sub> : denní příjem půdy [kg.den <sup>-1</sup> ]	0,04	0,01 - -0,1

Obrázek 1: Expoziční cesty z plynných výpustí



Obrázek 2: Expoziční cesty z kapalných výpustí

