

ST-FZ-44

KADIOAKTIVITA IONIZUJÍCÍ ZÁŘENÍ JADERNÁ ENERGIE

Jiří Hála



Radioaktivita, ionizující záření, jaderná energie

Jiří Hála



1998

Areálová knihovna VUT



4337825538

Q5234

AREÁLOVÁ KNIHOVNA VUT

Purkyňova 118

612 00 BRNO

F21

REV. 2000

KATALOGIZACE V KNIZE — NÁRODNÍ KNIHOVNA ČR

Hála, Jiří

Radioaktivita, ionizující záření, jaderná energie / Jiří Hála. — 1. vyd. —

Brno : Konvoj, 1998. — 311 s. : il.

ISBN 80-85615-56-8

539.1 + 541.2 + 504.05

- jaderná energie — příručky
 - radioaktivita — příručky
 - ionizující záření — příručky
 - radioekologie — příručky
-

© Jiří Hála, Brno 1998

Cover © Tomáš Hála, Brno 1998

ISBN 80-85615-56-8

*Památce mé ženě Drahomíry, která
mně tolik pomáhala s přípravou rukopisu
této knihy, jako ostatně se všem po celý
život, jíž však osud nedopřál, aby se mohla
těšit z jejího vydání.*

J. H.

se demontuje zhruba 2 000 hlavic ročně a odhaduje se, že do r. 2003 tak vznikne zásoba přebytečných 1 500–2 000 tun vysoce obohaceného uranu a asi 200 tun plutonia. Hlavní riziko těchto materiálů spočívá v tom, že by se mohly dostat do rukou teroristických organizací nebo států podporujících terorismus, které by je mohly zneužít ke zhotovení jaderných zbraní. V tomto směru se rozvíjí spolupráce mezi MAAE, mezinárodními policejními orgány, organizacemi dopravců a příslušnými státními institucemi, jejímž cílem je efektivní odhalování nelegálního obchodování se štěpnými materiály a v některých zemích také zdokonalení pravidel evidence a hospodaření s těmito materiály.

Jednou z možností, jak vojenský štěpný materiál likvidovat, je použit jej jako palivo pro jaderné reaktory. Palivo by se získalo smísením plutonia nebo vysoce obohaceného uranu s přírodním nebo ochuzeným uranem. V případě plutonia by vzniklo smíšené palivo ($\text{PuO}_2 + \text{UO}_2$, kap. 7.3), v němž ^{239}Pu nahrazuje ^{235}U . V těchto projektech mají významnou roli mnohaleté zkušenosti z provozu reaktorů, které používají smíšené palivo vyrobené z plutonia získaného přepracováním vyhořelého paliva.

Kromě dvou atomových bomb svržených na Japonsko na konci druhé světové války měly všechny další jaderné exploze pokusný charakter. Zpočátku se prováděly na zemi, pod zemí i v atmosféře. V r. 1963 byly pozemní a nadzemní exploze zakázány mezinárodní smlouvou. Pokračovalo se pouze v podzemních explozích, z nichž velká část sloužila ke zkouškám jaderných zbraní. Účelem některých bylo zkoumat možnosti využití podzemních explozí pro nevojenské účely, především pro rozrušování podzemních ložisek minerálů pro těžbu podzemním loužením, uvolňování ropy a zemního plynu v břidličných ložiskách a vytváření dutin, které měly sloužit jako zásobníky zemního plynu. Při výbuchu nálože ráže 10^5 tun TNT v hloubce několik set metrů vzniká dutina o objemu $(2-7) \cdot 10^5 \text{ m}^3$. Některé z těchto projektů se dokonce uskutečnily. Tak například v Uzbekistánu se podzemním výbuchem nálože ráže $3 \cdot 10^4$ tun TNT v hloubce 1 500 m podařilo utěsnit vrt pro těžbu zemního plynu, nad nímž těžaři ztratili vládu. Kromě těchto průmyslových aplikací se uskutečnila řada explozí v solných vrstvách, jejichž účelem byl výzkum neutronové fyziky, seismologických problémů a transuranových prvků. Například ve vzorcích vyzvednutých z místa výbuchu na jaderné střelnici v Nevadě byly v r. 1952 objeveny první izotopy einsteinia a fermia, ^{253}Es a ^{253}Fm . Ve vysokém toku neutronů, který se vytvořil při explozi, vznikly zřejmě reakcí $^{238}\text{U} + 17 \text{ n} \rightarrow ^{253}\text{U}$ a řadou následujících přeměn β_- , tedy podobně jako vznikají prvky ve hvězdách r -procesem (kap. 4.13).

Kapitola 8

Radioaktivita a ionizující záření v životním prostředí

8.1 Úvod a základní pojmy

Po celou dobu své existence je lidstvo vystaveno malým dávkám ionizujícího záření z přírodních radioaktivních nuklidů a z kosmického záření. Od objevu rentgenového záření a radioaktivity na konci 19. století přistupoval k vlivu těchto přírodních zdrojů záření postupně vliv řady zdrojů umělých. Umělé zdroje ionizujícího záření se staly součástí mnoha lidských činností a řadí se k nim zařízení na výrobu jaderné energie, aparaturní zdroje ionizujícího záření a uměle vyrobené radioaktivní látky. Na rozdíl od přírodního ozáření, kterému je vystaveno, i když nerovnoměrně, celé lidstvo, působí záření z umělých zdrojů většinou jen na menší skupiny lidí. Jsou to zaměstnanci jaderných elektráren, obyvatelstvo žijící v blízkém okolí jaderných elektráren, zdravotničtí pracovníci a pacienti, kteří využívají rentgenovou diagnostiku a léčebné a diagnostické metody nukleární medicíny, zaměstnanci továren na výrobu plutonia, obohaceného uranu, radioaktivních izotopů a značených sloučenin, obsluha zdrojů ionizujícího záření, jaderných reaktorů a urychlovačů a osoby využívající radioaktivní látky a zdroje ionizujícího záření v praxi, výzkumu a ve výuce. Skupina lidí, která z nějakého zdroje záření může obdržet zvýšené dávky záření se označuje jako **kritická skupina obyvatel**.

Zpráva výboru OSN pro účinky ionizujícího záření (UNSCEAR) z roku 1993 shrnuje průměrné celosvětové roční ekvivalentní dávky, které v člověku způsobují jednotlivé přírodní a umělé zdroje ionizujícího záření. Jsou uvedeny v tabulce 19. Celkový roční průměrný příkon ekvivalentní dávky

Tabulka 19: Ozáření člověka z přírodních a umělých zdrojů ionizujícího záření.

zdroj záření	\dot{H} ($\mu\text{Sv rok}^{-1}$)	podíl (%)
kosmické záření	380	12,5
kosmogenní radionuklidy	12	0,4
přírodní radionuklidy — zevní ozáření ^a	460	15,0
přírodní radionuklidy — vnitřní ozáření ^a	230	7,5
radon a produkty jeho přeměny	1300	43,1
těžební průmysl ^b	24	0,75
jaderná energetika ^c	8	0,2
výroba radionuklidů	0,8	0,02
radioaktivní spotřební produkty	0,4	0,01
lékařské aplikace	660	20,6

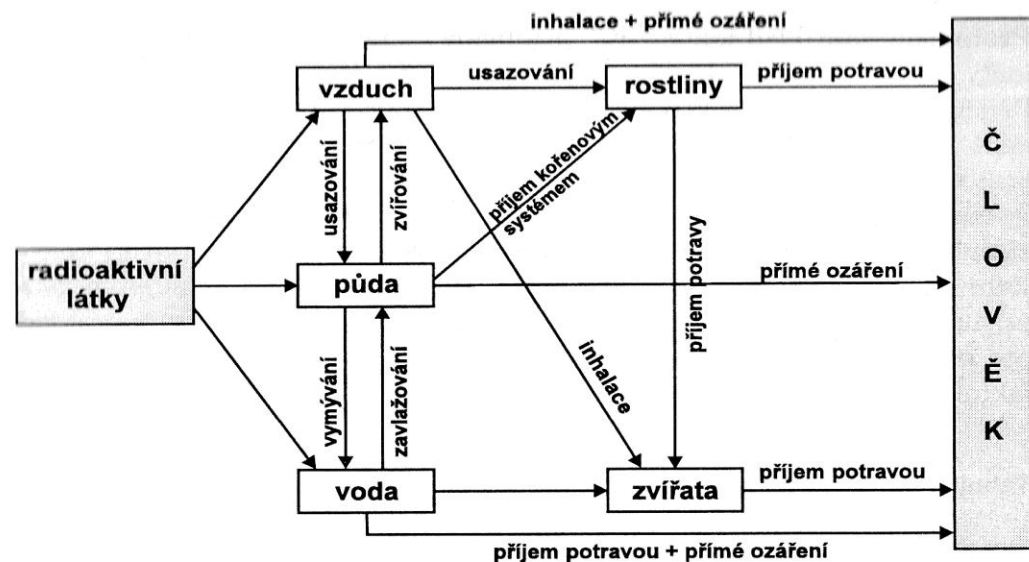
a – Mimo radon a produkty jeho přeměny.

b – Radon a produkty jeho přeměny z těžby a spalování fosilních paliv a z těžby a zpracování fosfátových hnojiv.

c – Nezahrnuje ozáření v případech havárií jaderných zařízení.

ze všech přírodních zdrojů je přibližně 2,4 mSv. To odpovídá příkonu ekvivalentní dávky 6,5 $\mu\text{Sv}/\text{den}$, resp. 0,27 $\mu\text{Sv}/\text{hod}$ (270 nSv/hod). Tabulka také uvádí, jak se tyto zdroje podílejí na celkovém ozáření člověka. Přesto, že jde o průměrné hodnoty, od kterých se skutečné hodnoty u různých osob mohou i několikanásobně lišit, jsou zřetelné dvě skutečnosti. Za prvé, jde o velmi malé dávky záření. Pokud takové dávky vůbec vyvolávají škodlivé účinky, mohou to být jen účinky stochastické s dlouhou dobou latence, u nichž je odhadování rizika spojeno se značnými problémy (kap. 5.8.1). Za druhé, celosvětová dávka z umělých zdrojů ionizujícího záření je podstatně menší než dávka ze zdrojů přírodních, při čemž ozáření z umělých zdrojů pochází převážně z lékařských aplikací ionizujícího záření a radiofarmak.

Radioaktivní nuklidy, ať přírodní nebo umělé, způsobují podle své povahy, výskytu a pohybu v jednotlivých složkách životního prostředí zevní nebo vnitřní ozáření (obr. 91). **Zevní ozáření** způsobují zdroje ionizujícího záření, které se nacházejí mimo ozářenou osobu. **Vnitřní ozáření** je způsobeno zářením z radioaktivních nuklidů, které se nacházejí v lidském těle.



Obrázek 91: Působení radioaktivních nuklidů v životním prostředí na člověka. Podle [22].

Do lidského organismu se radioaktivní nuklidy dostávají za normálních okolností dýcháním (inhalací) a příjmem potravy a nápojů (ingescí). Dýcháním se do organismu dostávají plynné radioaktivní látky a radioaktivní aerosoly. Z plynných radioaktivních látek se v životním prostředí vyskytují radioaktivní izotopy vzácných plynů, vodní pára (obsahuje $^1\text{H}^3\text{HO}$), oxid uhličitý $^{14}\text{CO}_2$, případně některé chemické formy radioaktivních izotopů jódu. Radioaktivní aerosoly jsou malé prachové částice, na nichž jsou zachyceny radioaktivní nuklidy. Při dýchání se aerosolové částice větší než 10 μm zadržují v horních cestách dýchacích, částice o rozměru 1–5 μm pronikají až do plic, kde setrvávají dlouhou dobu. Do potravy se radioaktivní nuklidy dostávají z rostlin a živočichů (obr. 91). Radioaktivita rostlin pochází převážně z půdy, usazování radioaktivních nuklidů na nadzemních částech rostlin je významné jen v případě větších havárií jaderných zařízení, v dřívějších dobách k němu docházelo po nadzemních explozích jaderných zbraní. Nuklidy ^{14}C a ^3H jsou rostlinami přijímány z atmosféry, ostatní radioaktivní nuklidy z půdní vody. Velikost příjmu závisí na typu a hloubce kořenového systému, na vlastnostech půdy (struktura a typ půdy, kyselost, vlhkost a rychlost pohybu vody v půdě, schopnost zadržovat iontové formy radioaktivních nuklidů), na chemické formě nuklidů a jejich fyziologickém chování v rostlině. Rostliny přitom nerozlišují mezi radioaktivními a neaktivními ionty téhož prvku a často ani mezi ionty chemicky podobnými.

Proto jsou například ionty $^{40}\text{K}^+$ přijímány stejně jako neaktivní draselné ionty, ionty $^{90}\text{Sr}^{2+}$ a $^{226}\text{Ra}^{2+}$ podobně jako Ca^{2+} , $^{137}\text{Cs}^+$ podobně jako K^+ . Příjem takových radioaktivních iontů závisí proto také na obsahu příslušného podobného neaktivního iontu v půdě. Některé rostliny mají schopnost radioaktivní nuklidy hromadit z přijímané vody. V takovém případě je měrná aktivita rostlinné hmoty (Bq kg^{-1}) mnohem vyšší než měrná aktivita vody (Bq l^{-1}). Podobně někteří živočichové akumulují radioaktivní nuklidy z vody nebo rostlin. Tato skutečnost se vyjadřuje poměrem příslušných měrných aktivit jako tzv. **bioakumulační faktor**. Například pro přechod ^{137}Cs z vody do ryb, resp. rostlin se uvádějí bioakumulační faktory 200, resp. 500 l kg^{-1} .

Tabulka 20: Efektivní poločasy a kritické orgány pro některé radioaktivní nuklidy.

Nuklid	T	T_{ef}^a	kritický orgán
^3H	12,35 roků	10–20 dní	celé tělo
^{14}C	5736 roků	35 dní	tuková tkáň
^{90}Sr	28,1 roků	15 roků	kost
^{131}I	8,05 dní	7,5 dní	štítná žláza
^{137}Cs	30 roků	70 dní	celé tělo
^{210}Po	138,4 dní	58 dní	celé tělo
^{226}Ra	1620 roků	45 roků	kost
^{239}Pu	24400 roků	110 roků	kost, plíce

a – pro kritický orgán

Při vnitřním ozáření závisí poškození především na absorbované dávce záření, kterou radioaktivní nuklid v organismu vyvolá, a ta opět na jeho aktivitě v daném orgánu či tkáni, případně v celém těle. Přírodní radioaktivní nuklidy (^{40}K , ^{14}C , ^{226}Ra) jsou v lidském organismu přítomny v přibližně stálé koncentraci, protože se zde vytvořila rovnováha mezi jejich příjmem potravou a vylučováním. V případě jednorázového příjmu radioaktivního nuklidu, k čemuž dochází hlavně při neopatrné manipulaci s radioaktivními látkami a při haváriích jaderných zařízení (kap. 8.6 a 8.7) je podstatné, jak rychle aktivita od okamžiku příjmu v organismu klesá. Pokles aktivity s časem je v tomto případě dán nejen poločasem přeměny radioaktivního nuklidu (T), ale také rychlostí jeho metabolického vylučování z organismu, která se vyjadřuje biologickým poločasem (T_B). Je to doba, za níž se množství radioaktivního nuklidu v organismu sníží metabolickými procesy na

polovinu počátečního množství. Celkový úbytek nuklidu vyjadřuje **efektivní poločas**, který je definován vztahem $T_{ef} = TT_B/(T + T_B)$. Při vnitřním ozáření nedochází zpravidla k rovnoměrnému ozáření všech orgánů, protože některé radioaktivní nuklidy se v organismu nerozptylují rovnoměrně, ale selektivně se hromadí v určitém orgánu či tkáni. Orgán, v kterém radioaktivní nuklid vyvolá největší ozáření, se nazývá **kritický orgán** pro dotyčný nuklid. Efektivní poločasy a kritické orgány několika ekologicky významných radioaktivních nuklidů jsou uvedeny v tabulce 20.

Tabulka 21: Rozdělení radioaktivních nuklidů podle radiotoxicity a potenciálního ohrožení zevním ozářením. Podle [49].

Třída	Nuklidy
1	^{60}Co ^{134}Cs ^{137}Cs ^{210}Pb ^{226}Ra ^{239}Pu ^{241}Am
2	^{59}Fe ^{90}Sr ^{106}Ru ^{131}I ^{210}Po
3	^{123}I ^{125}I ^{144}Ce
4	^{14}C ^{32}P ^{89}Sr ^{90}Y ^{99}Tc
5	^3H ^{45}Ca ^{147}Pm

Nebezpečnost vnitřního ozáření vyplývá z toho, že zdroj ionizujícího záření — radioaktivní nuklid — se nachází v těsném kontaktu s určitou tkání. Před emitovaným zářením není v tomto případě možná ochrana a záření, zvláště má-li vysoký lineární přenos energie, působí značné lokální poškození tkáně (kap. 5.8.1). Riziko z vnitřního ozáření není pro všechny radioaktivní nuklidy stejné. Závisí na fyzikálních vlastnostech nuklidu (druh a energie emitovaného záření, poločas přeměny), jeho chemické formě (zda je v organismu přítomen v rozpustné nebo nerozpustné formě) a na jeho bi-ochemických a fyziologických vlastnostech, jako je rychlost a rozsah vstřebávání v zažívacím traktu, následné ukládání a rychlost vylučování. Soubor fyzikálních, chemických a biologických vlastností radioaktivního nuklidu určuje jeho **radiotoxicitu**. V hodnocení celkového rizika se pak radiotoxicita kombinuje s potenciálním rizikem zevního ozáření z dalších radioaktivních nuklidů. Podle celkového rizika se radioaktivní nuklidy rozdělují do pěti tříd, nejnebezpečnější jsou nuklidy zařazené do první třídy (tabulka 21).

Určení dávek záření, kterým jsou vystaveny tkáň resp. orgány při vnitřním ozáření představuje obtížný problém. Kromě aktivity radioaktivního nuklidu a výše zmíněných fyzikálních, chemických a biologických

Tabulka 22: Aktivita některých nuklidů, která způsobuje v kritickém orgánu ekvivalentní dávku 1 mSv. Převzato z [16].

Nuklid	aktivita (kBq) přijatá	
	inhalací	ingescí
^{90}Sr	0,34	0,39
^{131}I	2,6	2,0
$^{137}\text{Cs}^a$	108	108
$^{239}\text{Pu}^b$	0,02	8

a – celé tělo; b – plíce

faktorů závisí dávka ještě na dalších okolnostech. V dýchacích cestách (viz též kap. 8.4) závisí dávka na frekvenci dýchání, dechovém objemu, chemické povaze a velikosti aerosolových částic, v případě příjmu radioaktivních nuklidů ingescí na měrné aktivitě a množství požití potravy a na podílu radioaktivity, kterou organismus z potravy přijme. Protože aktivita radioaktivního nuklidu v orgánech a tkáních obvykle není známa, určuje se výpočtem s použitím známých veličin jako obsah radioaktivních nuklidů v půdě, přenosové faktory v potravinovém řetězci, případně některé z výše uvedených faktorů. Dalším výpočtem pak lze určit, jakou ekvivalentní dávku v určitém orgánu daná aktivita způsobí. Tabulky 22 a 23 uvádějí příklady takových výpočtů. Číselné koeficienty v tabulce 23 udávají, jakou ekvivalentní dávku způsobí radioaktivní nuklid při požití určité potravy, je-li jeho počáteční plošná aktivita v půdě 1 Bq m^{-2} . Hodnoty platí pro dospělé osoby, pro děti jsou 2–3krát vyšší. Podobné koeficienty byly stanoveny i pro dávky vyvolané vdechováním radioaktivních nuklidů ve formě aerosolů. V tomto případě se vychází z objemové aktivity vzduchu, určité frekvence dýchání a dechového objemu.

Ozáření obyvatelstva z umělých zdrojů záření je za normálních okolností velmi nízké (tabulka 19). V mnoha zemích existují legislativní normy, které stanovují principy **radiační ochrany** s cílem co nejvíce omezit ozáření obyvatelstva z umělých zdrojů. Tyto normy vycházejí z doporučení mezinárodní komise pro ochranu před zářením a stanovují **limity ozáření**, jejichž překročení není přípustné. Těmito limity jsou provozovatelé umělých zdrojů ionizujícího záření, včetně jaderných elektráren, zavázáni vést provoz zařízení tak, aby tyto limity nebyly překročeny. V České republice (viz Příloha D) tzv. **základní limit pro obyvatelstvo** stanoví, že součet

Tabulka 23: Koeficienty pro výpočet absorbované ekvivalentní dávky z plošné aktivity půdy. Převzato z [32].

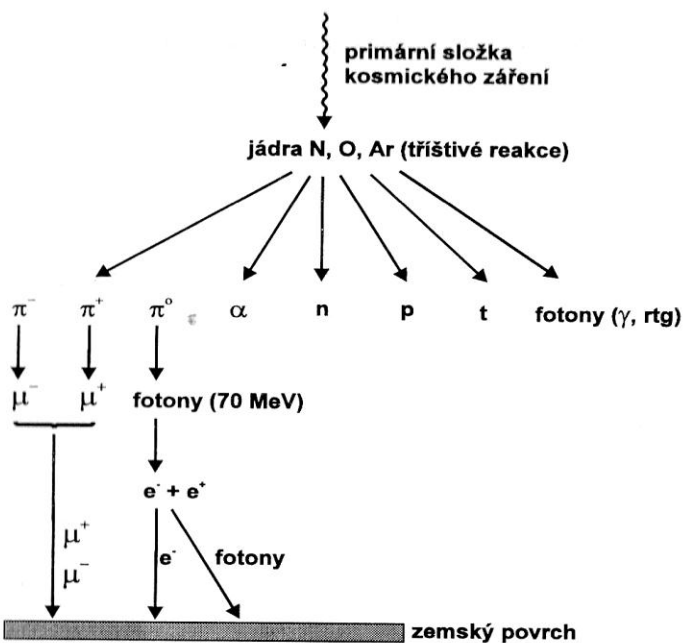
Nuklid	Koeficient ($\text{Sv m}^2 \text{ Bq}^{-1}$)		
	Listová zelenina	Kořenová zelenina	Čerstvé mléko
^{90}Sr	$2,0 \cdot 10^{-8}$	$4,5 \cdot 10^{-8}$	$2,8 \cdot 10^{-8}$
^{131}I	$4,2 \cdot 10^{-9}$	$8,8 \cdot 10^{-12}$	$1,0 \cdot 10^{-8}$
^{137}Cs	$7,8 \cdot 10^{-9}$	$3,9 \cdot 10^{-9}$	$2,5 \cdot 10^{-8}$

efektivních dávek ze zevního a vnitřního ozáření z umělých zdrojů záření nesmí být větší než 1 mSv za kalendářní rok. Do této hodnoty se nezapočítávají dávky z případného lékařského ozáření. V okolí pracoviště se zdroji ionizujícího záření, např. jaderné elektrárny, se základní limit vztahuje na průměrné ozáření v kritické skupině obyvatel. Pro osoby, které s ionizujícím zářením přicházejí do styku v rámci svých pracovních povinností, je limit vyšší. Tzv. **základní limit pro pracovníky se zdroji záření** stanoví, že součet efektivních dávek nesmí být větší než 50 mSv za kalendářní rok a současně ne větší než 100 mSv za pět po sobě jdoucích kalendářních roků. Pro pracovníky se zářením jsou kromě toho stanoveny tzv. odvozené limity, které se týkají ozáření v různých hloubkách pod povrchem kůže a příjmu radioaktivních nuklidů ingescí a inhalací.

V dalších kapitolách je o některých zdrojích ionizujícího záření v životním prostředí pojednáno podrobněji.

8.2 Kosmické záření a kosmogenní radioaktivní nuklidy

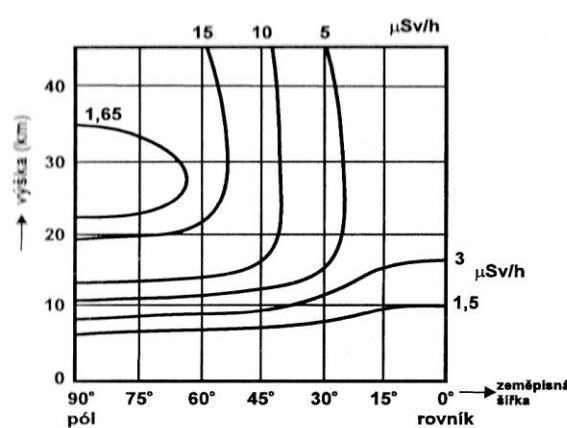
Do zemské atmosféry nepřetržitě vstupuje z vesmírného prostoru tok částic s vysokou energií. Toto záření se označuje jako **primární složka kosmického záření**. Skládá se z protonů (85 %), jader ^4He (12,5 %) a menšího množství elektronů a těžších jader prvků od lithia k železu. Podle původu se v primární složce kosmického záření rozlišuje složka galaktická a solární. Částice galaktické složky získaly energii urychlením mimo oblast sluneční soustavy. Do horních vrstev atmosféry dopadá přibližně 10 těchto částic na plochu čtverečního centimetru za sekundu, jejich energie je v rozmezí



Obrázek 92: Zjednodušené schéma složek kosmického záření. Upraveno podle [5].

10^9 – 10^{20} eV. Částic solární složky, které pocházejí ze Slunce, je mnohem méně a jejich energie nepřesahuje 10^8 eV.

Jen malá část primární složky kosmického záření proniká celou atmosférou až na zemský povrch. Většina částic v atmosféře zaniká v tříštvrtých reakcích (kap. 4.9) s atomovými jádry. Přitom vznikají protony, neutrony, piony, lehká jádra (^2H , ^3H) a fotony (obr. 92), které mají energii až několik desítek MeV. Tyto částice tvoří **sekundární složku kosmického záření**. Z části dopadají na zemský povrch, některé (p, n, α , d, t) v atmosféře vyvolávají jaderné reakce, kterými vznikají kosmogenní radioaktivní nuklidy (viz níže). Piony se rozpadají na lehčí částice, např. $\pi^- \rightarrow \mu^- + \bar{\nu}$ nebo $\pi^0 \rightarrow 2 \gamma$. Fotony vytvářejí páry elektron–pozitron a pozitrony vzápětí anihilují. Miony vzniklé rozpadem pionů se dále rozpadají podle svého náboje na elektron a antineutrino, resp. pozitron a neutrino. Kosmické záření v malých výškách nad zemským povrchem tak představuje tok mnoha různých částic. Z praktických důvodů se v tomto záření rozlišují dvě složky. Tvrdou, tj. velmi pronikavou složku tvoří převážně miony o energii až 600 MeV, méně jsou zastoupeny protony o energii až 400 MeV a piony. Tato složka proniká do hloubky až 1 000 m pod zemský povrch a nelze ji odstínit ani několikametrovou vrstvou olova. Měkkou, méně pronikavou složku



Obrázek 93: Závislost příkonu ekvivalentní dávky z kosmického záření na zeměpisné šířce a nadmořské výšce. Převzato z [46].

tvoří elektrony, pozitrony, fotony a protony s menší energií. Lze ji odstínit vrstvou asi 10 cm olova. V menší míře se v kosmickém záření u zemského povrchu vyskytují neutrony, částice α a deuterony.

Intenzita kosmického záření, které dopadá na zemský povrch, není ve všech místech stejná. Závisí na zeměpisné šířce a nadmořské výšce. Oba vlivy jsou zobrazeny na obr. 93. Křivky ukazují, v kterých zeměpisných šířkách a nadmořských výškách vyvolává kosmické záření určitý příkon dávkového ekvivalentu. Intenzita kosmického záření je největší v oblasti pólů, nejmenší je na rovníku. Je to způsobeno tím, že primární částice o energii menší než 10–15 GeV jsou po vstupu do atmosféry odchylovány magnetickým polem Země směrem k pólům. Proto v polárních oblastech vzniká více sekundárních částic. Závislost intenzity kosmického záření na nadmořské výšce je složitá. Se vzdáleností od zemského povrchu intenzita nejprve vzrůstá, dosahuje maxima ve výšce 15–25 km a potom opět klesá. Je to důsledkem kombinovaného vlivu magnetického pole Země a interakcí primárního záření v atmosféře. V menší míře se intenzita kosmického záření mění také s časem, protože zastoupení solární složky závisí na časově proměnné sluneční aktivitě.

Podle komise UNSCEAR (tabulka 19) způsobí kosmické záření v lidském těle průměrnou roční ekvivalentní dávku 380 μSv . Tato hodnota byla vypočtena ze známého zastoupení jednotlivých částic v kosmickém záření s použitím příslušných radiačních váhových faktorů a s přihlédnutím k tomu, jak početné části lidské populace žijí v různých nadmořských

výškách a zeměpisných šířkách. V různých lokalitách se individuální ekvivalentní dávka způsobená kosmickým zářením může od průměru značně lišit.

S ohledem na výškovou závislost intenzity kosmického záření se již delší dobu věnuje pozornost dávkám, kterým jsou vystaveny posádky dopravních letadel při dálkových letech a kosmonauti. Při mezikontinentálních letech moderní dopravní letadla letí mnoho hodin ve výšce 10–12 km, nadzvuková letadla ve výšce 15–18 km. V těchto podmínkách je ozáření osob v letadle způsobeno hlavně neutrony a γ zářením sekundární složky, protože částice s nábojem (protony aj.) se absorbují v konstrukčních materiálech letadla. Nejnovější rozsáhlé systematické měření dávek, kterým jsou posádky vystaveny, uskutečnil německý ústav pro životní prostředí a zdraví v letech 1990–92 během mnoha letů z Německa na americký kontinent, do Austrálie a Japonska. Tato měření ukázala, že průměrná ekvivalentní dávka za 600 letových hodin je přibližně 4 mSv ve výšce 10 km a 7,5 mSv ve výšce 12 km. Při 600 letových hodinách ročně jsou tedy posádky vystaveny přídatnému ozáření, které představuje dvojnásobek až trojnásobek roční dávky záření z přírodních zdrojů. Přesto, že vyšší ozáření je prokazatelné, jde stále o velmi malé dávky záření, u nichž není jisté, zda vůbec způsobují nějaké poškození lidského organismu (kap. 5.8.1). Statistické údaje ze sedmdesátých let uváděly, že v rodinách pilotů a letušek se rodí více dětí s vrozenými vadami a bylo to přisuzováno právě většímu ozáření za dlouhých letů. S ohledem na současné znalosti o účinku malých dávek záření na člověka se však tento závěr jeví jako problematický.

Závažnější je tento problém u posádek orbitálních stanic, které se pohybují ve výšce 100–500 km nad Zemí. Zde působí jednak primární složka kosmického záření, jednak záření v tzv. Van Allenových pásech. Jsou to oblasti tvaru kruhových prstenců obepínajících Zemi ve výšce několika set až tisíc kilometrů, v nichž jsou působením magnetického pole Země zachytávány elektrony a protony přicházející z vesmírného prostoru. V jednom se pohybují elektrony o energii až 7 MeV, v druhém protony o energii až 600 MeV a těžší jádra. Tok elektronů v pásech je 10^6 – 10^{10} $\text{cm}^{-2}\text{s}^{-1}$, tok protonů 10 – 10^5 $\text{cm}^{-2}\text{s}^{-1}$, což způsobuje dávkový příkon přibližně 1 mGy s^{-1} , resp. 10–100 $\mu\text{Gy s}^{-1}$. Orbitální stanice tyto pásy během letu mnohokrát protínají. Na kosmonauty působí také protony, neutrony a α částice, které kosmické záření vytváří tříštivými reakcemi v tělese stanice. Dávka, kterou jsou posádky ozářeny, závisí na výšce a sklonu dráhy stanice, délce letu a sluneční aktivitě. Dávkový příkon změřený během různých letů se pohyboval v rozmezí 0,1–1,07 mGy/den, přepočten na příkon dávkového ekvivalentu opět bere v úvahu zastoupení a různé biologické riziko jednotlivých složek záření. Pro ilustraci lze uvést hodnoty ze dvou letů stanice

Spacelab při sklonu dráhy 57° : $\dot{D} = 113 \mu\text{Gy}/\text{den}$, resp. $\dot{H} = 458 \mu\text{Sv}/\text{den}$ ve výšce 250 km; $\dot{D} = 216 \mu\text{Gy}/\text{den}$, resp. $\dot{H} = 480 \mu\text{Sv}/\text{den}$ ve výšce 320 km. Srovnáme-li tyto hodnoty s denním příkonem ekvivalentní dávky z přírodních zdrojů (z tabulky 19: 6,5 $\mu\text{Sv}/\text{den}$) je vidět, že ozáření posádek kosmických stanic je závažnější a může dále nabýt na významu v budoucnosti při dlouhodobém pobytu na orbitálních stanicích. Při letu na Měsíc nebo Mars je riziko menší, protože nepůsobí záření Van Allenových pásů.

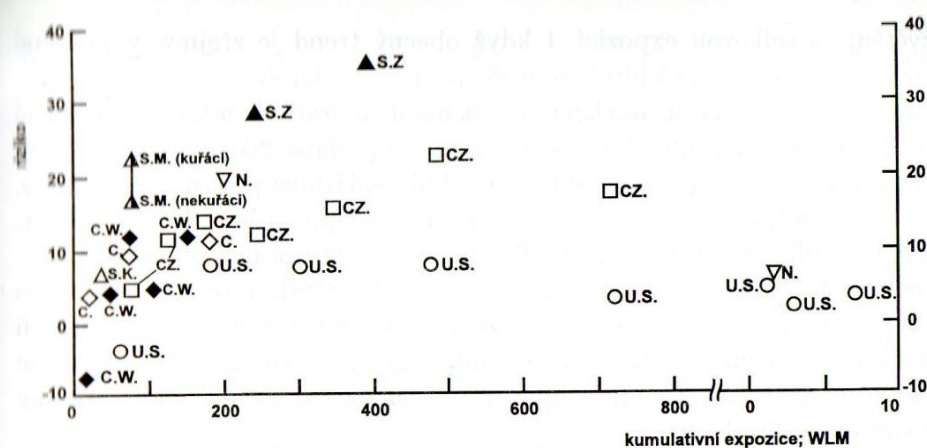
Na dráze kolem Země a v meziplanetárním prostoru představují pro posádky kosmických stanic jisté riziko těžší jádra primární složky kosmického záření. Tato složka záření má radiální váhový faktor $w_R = 10$ –15 a může působit vážné lokální poškození na buněčné úrovni. Na potenciální riziko ozáření těmito částicemi upozornila posádka letu Apollo 11 při návratu z Měsíce, když hlásila, že pozoruje podivné záblesky. Tento úkaz byl záhy vysvětlen působením těžkých jader, které pronikly tělesem stanice až do očí kosmonautů, kde při absorpci v sítnici vyvolávaly pocit světelného vjemu.

Kosmogenní radioaktivní nuklidy vznikají v zemské atmosféře jadernými reakcemi. V těchto reakcích působí neutrony, protony, případně další částice sekundární složky kosmického záření jako projektily a jádra atomů složek atmosféry (dusík, kyslík, vzácné plyny) jako terčová jádra (tabulka 12 v kap. 4.9). Z hlediska podílu těchto nuklidů na celkovém ozáření člověka z přírodních zdrojů je nejvýznamnější ^{14}C . Vzniká převážně z dusíku reakcí $^{14}\text{N}(n,p)^{14}\text{C}$, v menší míře z kyslíku reakcí $^{16}\text{O}(p,t)^{14}\text{C}$. Průměrná měrná aktivita kosmogenního ^{14}C ve vzduchu je 40 mBq m^{-3} , což odpovídá výskytu jednoho atomu ^{14}C na $8 \cdot 10^{13}$ atomů ^{12}C . V atmosféře se ^{14}C rychle oxiduje na $^{14}\text{CO}_2$, fotosyntézou se dostává do rostlin, odtud potravinovým řetězcem do lidského organismu, kde přispívá k vnitřnímu ozáření. Aktivita nuklidu ^{14}C v lidském těle je přibližně $2,5 \cdot 10^3$ Bq. Prakticky celá roční ekvivalentní dávka způsobená kosmogenními nuklidy (tabulka 19) se připisuje nuklidu ^{14}C . Přitom z celkového množství ^{14}C na Zemi je v atmosféře obsaženo jen 1,5 %, většina je obsažena v oceánech (94 %), zbytek se nachází v biosféře (2 %) a v humusu (2,5 %). Ekologicky méně významné je kosmogenní tritium, které v atmosféře vzniká reakcemi $^{16}\text{O}(n,t)^{14}\text{N}$, $^{16}\text{O}(p,t)^{14}\text{C}$, $^{14}\text{N}(p,t)^{12}\text{N}$ a $^{14}\text{N}(n,t)^{12}\text{C}$. V atmosféře se oxiduje na vodu $^1\text{H}^3\text{HO}$, která se srážkami dostává na zemský povrch. Měrná aktivita kosmogenního tritia ve srážkové vodě závisí na zeměpisné šířce. Největší je u pólů (5 Bq l^{-1}), nejmenší na rovníku (0,06 Bq l^{-1}), v našich zeměpisných šířkách je přibližně 0,6 Bq l^{-1} . Ostatní kosmogenní nuklidy (tabulka 12) vznikají v tak malých množstvích, že jejich příspěvek k ozáření člověka je zanedbatelný.

podmínek by se mezi ^{222}Rn a jeho čtyřmi produkty přeměny brzy ustavila trvalá radioaktivní rovnováha. V takovém případě by se aktivita α emitujících přeměnových produktů rovnala aktivitě samotného radonu (rovnice (3.12) v kap. 3.10). V budovách však vždy dochází k narušení rovnováhy, protože část aerosolových částic se usazuje na stěnách, nábytku a osobách, popř. uniká z místnosti větráním a při pohybu vzduchu. Proto by pro vyhodnocení rizika z α záření bylo nutné stanovit obsah jednotlivých produktů přeměny ve vzduchu, což je obtížné. Místo toho se určuje **celková potenciální energie α záření** všech produktů přeměny nuklidů ^{222}Rn a ^{220}Rn v objemové jednotce vzduchu. Vyjadřuje se v jednotkách J m^{-3} nebo MeV m^{-3} ($1 \text{ J m}^{-3} = 6,24 \cdot 10^{12} \text{ MeV m}^{-3}$). Souvisí s dodnes v anglosaské literatuře používanou jednotkou *working level* (WL), která je definována jako jakákoliv, tj. i nerovnovážná, kombinace krátkodobých produktů přeměny nuklidů ^{222}Rn a ^{220}Rn , které sdělí jednomu litru vzduchu energii $1,3 \cdot 10^5 \text{ MeV}$ prostřednictvím kinetické energie α částic. Tato hodnota energie byla vzata za základ této jednotky proto, že se rovná energii, kterou jednomu litru vzduchu sdělí α částice krátkodobých produktů přeměny, které jsou ve vzduchu v rovnováze s ^{222}Rn o aktivitě 3700 Bq m^{-3} (dříve 100 pCi l^{-1}), a které se úplně přemění na ^{210}Pb . (V soustavě SI je $1 \text{ WL} = 1,3 \cdot 10^8 \text{ MeV m}^{-3}$, resp. $2,08 \cdot 10^{-5} \text{ J m}^{-3}$.) Definice tedy uvažuje nejen α částice emitované nuklidy ^{218}Po a ^{214}Po , které jsou ve vzduchu přítomné v okamžiku měření, ale také α částice z těch atomů ^{214}Po , které se vytvoří s určitým zpožděním přeměnou ^{214}Pb , ^{214}Bi a ^{218}Po . Odtud je vidět význam pojmu „potenciální energie α záření“.

Obsah produktů přeměny radonu ve vzduchu se vyjadřuje také pomocí **ekvivalentní objemové aktivity radonu**. Je to taková objemová aktivita produktů přeměny v rovnováze s radonem, která při úplné přeměně na ^{210}Pb uvolní stejnou energii α záření jako uvažovaná nerovnovážná směs produktů přeměny. Ekvivalentní objemová aktivita radonu je tedy menší než skutečná aktivita radonu. Poměr obou veličin, tzv. faktor nerovnováhy (F), vyjadřuje nerovnovážný stav mezi radonem a jeho produkty přeměny ve vzduchu. Ve vzduchu budov $F = 0,25-0,65$, ve volném prostranství $F \doteq 0,75$.

Poškození plicní tkáně závisí na celkové energii α záření, která se absorbovala ve tkáni. Vyjadřuje se jako expozice tkáně, tj. jako součin potenciální energie α záření a doby, po kterou byla plicní tkáň této potenciální energií vystavena. V návaznosti na jednotku WL se jako jednotka expozice používá *working level month* (WLM). Odpovídá expozici pro případ, že je plicní tkáň vystavena po dobu 170 hodin vzduchu, který obsahuje



Obrázek 96: Výskyt rakoviny plic u horníků uranových dolů v závislosti na celkové expozici. Převzato z [12].

$3700 \text{ Bq m}^{-3} \text{ } ^{222}\text{Rn}$ v rovnováze s produkty přeměny, tj. v němž je potenciální energie α částic rovna 1 WL. Doba 170 hodin byla zvolena jako reprezentativní pro jeden pracovní měsíc horníků v uranových dolech.

Pro odhady rizika výskytu rakoviny plic z vdechování vzduchu obsahujícího Rn+PP je nutné znát souvislost mezi expozicí v jednotkách WLM a ekvivalentní dávkou, případně mezi objemovou aktivitou Rn+PP a ekvivalentní dávkou. Agentura pro jadernou energii při OECD uvádí, že expozice 1 WLM vyvolá v bazálních buňkách bronchiálního epitelu ekvivalentní dávku 5,5 mSv. Podle komise UNSCEAR způsobí objemová aktivita 1 Bq m^{-3} Rn+PP v plicní tkáni ekvivalentní dávku 0,061 mSv za rok. Pro průměrnou hodnotu v České republice, 58 Bq m^{-3} , to znamená roční ekvivalentní dávku 3,5 mSv (komise ICRP uvádí hodnotu 2,5 mSv). Skutečnou ekvivalentní dávku v plicní tkáni je obtížné odhadovat, protože závisí nejen na objemové aktivitě Rn+PP, resp. expozici, ale také na frekvenci dýchání, objemu vdechovaného vzduchu, vlastnostech aerosolových částic (velikost, rychlost a místo ukládání v dýchacích cestách, rychlost vylučování) a na době strávené v budovách.

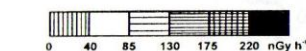
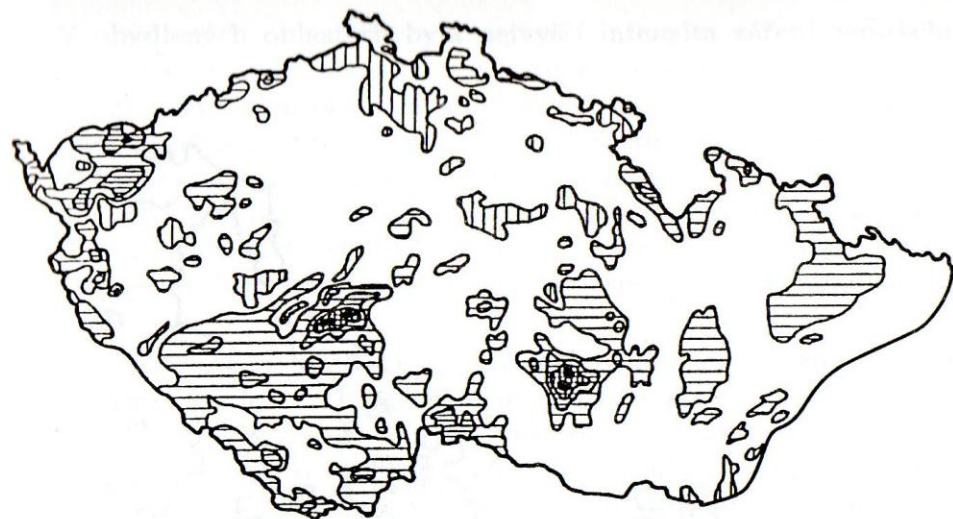
Riziko radonu a produktů jeho přeměny. Zvýšený výskyt rakoviny plic byl jednoznačně prokázán mezi horníky uranových dolů, kteří při práci dlouhodobě pobývali v prostorách s velmi vysokým obsahem Rn+PP. Zvýšený výskyt rakoviny plic se zřetelně projevuje při celkové expozici převyšující 100 WLM (obr. 96). Riziko je v grafu vyjádřeno jako počet úmrtí na rakovinu ve skupině 10^6 osob, který připadá na expozici 1 WLM. Z obrázku je zřetelně vidět, že pro expozice větší než 100 WLM se riziko výrazně

8.3 Přírodní radioaktivní nuklidy s dlouhým poločasem přeměny

Zemská kůra obsahuje asi třicet radioaktivních nuklidů s poločasy většími než 10^9 roků. Většina z nich, např. ^{87}Rb a další v tabulce 10 (kap. 3.14), jsou izotopy vzácnějších prvků s velmi malým zastoupením v zemské kůře a vliv jejich záření na životní prostředí proto není nutné uvažovat. Významné jsou pouze ^{232}Th a ^{238}U se svými produkty přeměny (kap. 3.11) a izotop draslíku ^{40}K .

Draslík je biogenní prvek a v přírodě je značně rozšířen. Nachází se v mnoha minerálech a horninách, jeho přibližný obsah ve vápenci je 0,1 %, v žule 3,5 % a v některých břidlicích až 6,5 %. Větráním a vyluhováním hornin se dostává do půdy kde jsou draselné ionty zadržovány sorpcí. Zastoupení izotopu ^{40}K v draslíku je 0,012 %. Při obsahu 1 % draslíku v hornině je měrná aktivita ^{40}K v hornině 313 Bq kg^{-1} . Aktivita ^{40}K v zemské kůře je vyšší než aktivita všech ostatních přírodních radioaktivních nuklidů dohromady. Při pohybu v životním prostředí (obr. 91) se izotop ^{40}K chová stejně jako stabilní izotopy ^{39}K a ^{41}K .

Uran a thorium jsou v malých množstvích obsaženy v půdách a ve všech horninách, ve větším množství se vyskytují v nalezištích uranových a thoriových rud. Uvádí se, že 1 kg zemské kůry obsahuje průměrně 6 mg uranu (odpovídá měrné aktivitě 70 Bq kg^{-1}) a 12 mg thoria (50 Bq kg^{-1}). Thorium je v minerálech a horninách velmi pevně vázáno a nevyluhuje se přírodními vodami. Uran se však snadno oxiduje vzdušným kyslíkem ze čtyřmocnosti na kation UO_2^{2+} , který se dobře vyluhuje vodou, zejména pokud jsou v ní obsaženy ionty CO_3^{2-} a HCO_3^- . Do vody přechází jako rozpustný komplex $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$. V této formě se uran nachází ve všech jezerech, řekách a oceánech v koncentracích $5 \cdot 10^{-7}$ až $3 \cdot 10^{-5} \text{ g/l}$. Z ekologického hlediska je také důležitý izotop radia ^{226}Ra , který je v horninách s nuklidem ^{238}U v trvalé radioaktivní rovnováze. Nuklid ^{226}Ra je závažný ze dvou důvodů: všude, kde je přítomen, z něj α přeměnou vzniká ^{222}Rn , s nímž je spojeno riziko vzniku rakoviny plic (kap. 8.4); dostane-li se ingescí do lidského organismu, ukládá se jako kation Ra^{2+} v kostech, kde ozařuje krvetvornou kostní dřev. Radium se z hornin vyluhuje a jeho obsah v přírodních vodách je v rozmezí $3 \cdot 10^{-14}$ až $2 \cdot 10^{-13} \text{ g/l}$. Skutečné koncentrace uranu a radia v přírodních vodách závisí na obsahu těchto prvků v horninách, na charakteru hornin (snadnost vyluhování) a na chemickém složení podzemních vod. Z vod se oba nuklidy dostávají ve stopových koncentracích biologickým řetězcem do lidského organismu (obr. 91).



Obrázek 94: Dávkový příkon z γ záření zemského povrchu v České republice. Zjednodušeno podle radiační mapy Geologického ústavu ČR.

Vysoký obsah radia, případně radonu mají minerální a termální vody vyvěrající v oblastech, kde horniny obsahují větší množství radia. Jáchymovské prameny patří z tohoto hlediska k nejbohatším. Prameny, jejichž vydatnost je několik desítek litrů za minutu mají měrnou aktivitu v rozmezí $0,7\text{--}18,5 \text{ MBq m}^{-3}$ a používají se k léčebným účelům (kap. 5.8.1).

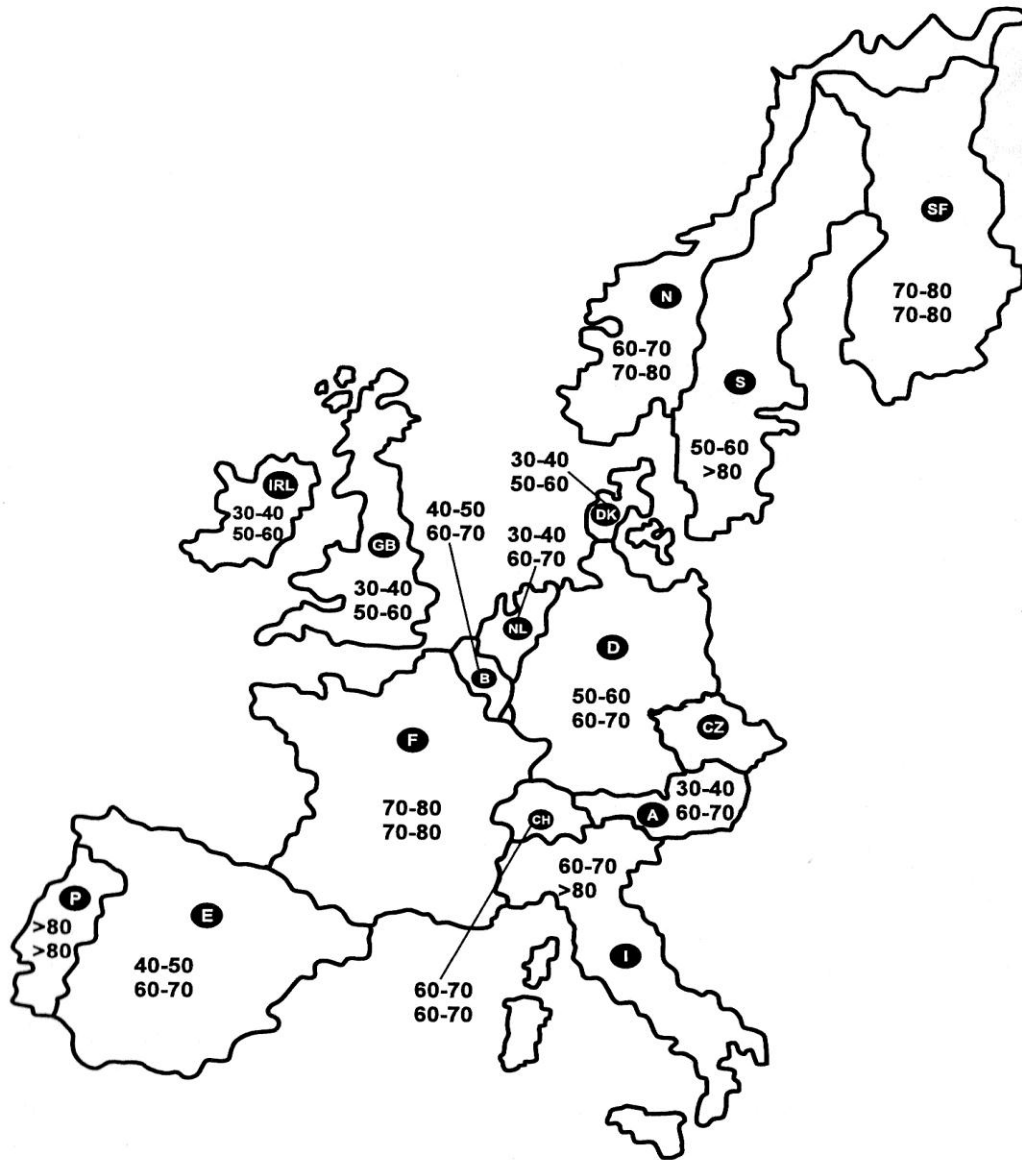
Produkty přeměny uranu a thoria a nuklid ^{40}K se podílejí na zevním i vnitřním ozáření lidského organismu. Zevní ozáření je způsobeno zářením, které radioaktivní nuklidy emitují z hornin uložených na zemském povrchu nebo těsně pod povrchem. Jde převážně o pronikavé γ záření nuklidu ^{40}K a některých produktů přeměny nuklidů ^{238}U a ^{232}Th , především ^{214}Bi , ^{210}Tl a ^{214}Pb (energie záření jsou uvedeny v Příloze A). Roční ekvivalentní dávka ze záření zemského povrchu závisí na obsahu těchto nuklidů v půdě a horninách. Na různých místech zemského povrchu se mění v širokém rozmezí od 250 do $11\,500 \mu\text{Sv}$, průměrná světová hodnota je podle komise UNSCEAR $460 \mu\text{Sv}$ (tabulka 19). Dávka bývá často větší v horských oblastech, protože žula obsahuje více uranu než jiné horniny. Situaci v České republice a v zemích západní Evropy znázorňují mapy na obr. 94 a 95.

V obydlených oblastech byla nejvyšší intenzita záření zemského povrchu zaznamenána v Brazílii a v Indii v místech, kde se nacházejí písčité půdy s vysokým obsahem thoriového minerálu monazitu. Lidé žijící v těchto lokalitách jsou vystaveni ekvivalentním dávkám záření zemského povrchu v rozsahu 3–8,5 mSv/rok, tj. dávkám 6,5–18× vyšším než je průměrná světová hodnota. Přesto v těchto populacích nebyl pozorován vyšší výskyt rakoviny. Tato skutečnost se uvádí jako jeden z argumentů proti lineární bezprahové teorii účinku malých dávek na lidský organismus (kap. 5.8.1).

Stejný charakter jako záření zemského povrchu má **záření stavebních materiálů**, protože stavební materiály vyrobené z přírodních surovin (cihly, beton aj.) obsahují tytéž radioaktivní nuklidy jako zemská kůra. Lidé jsou proto vystaveni vlivu γ záření i při pobytu v budovách. Celková dávka záření, které je člověk v budově vystaven, závisí na obsahu radioaktivních nuklidů v použitých výrobních surovinách a na druhu stavebního materiálu. Je obvykle větší než dávka záření ze zemského povrchu (obr. 95), řádově je však stejně nízká a představuje proto stejně malé riziko. S ohledem na dobu, kterou člověk průměrně stráví vně budov (5 hodin denně) a uvnitř budov (19 hodin), je celková roční dávka z γ záření přírodních radioaktivních nuklidů způsobena z větší části radioaktivitou stavebních materiálů. K výrazně vyššímu ozáření v budovách dochází v případě, že použité stavební materiály byly vyrobeny ze surovin se zvýšeným obsahem radioaktivních nuklidů. Takové případy se staly v několika zemích, v České republice se po jistou dobu používal elektrárenský popílek a škvára se zvýšeným obsahem ^{226}Ra k výrobě betonových tvárníc a panelů (kap. 8.4).

Pokud se v již existujících budovách vyskytuje vyšší intenzita γ záření, doporučují se jistá opatření: úprava způsobu užívání prostor při dávkovém příkonu 1–2 $\mu\text{Gy}/\text{hod}$, stavební úpravy případně omezení pohybu osob při $\dot{D} = 2\text{--}10 \mu\text{Gy}/\text{hod}$, resp. vyloučení pohybu osob, je-li $\dot{D} > 10 \mu\text{Gy}/\text{hod}$. Nová výstavba musí respektovat zákonem stanovené limitní hodnoty radioaktivity stavebních materiálů (tabulka 26 v kap. 8.4). Jako kritérium pro stanovení těchto limitů se nepoužívá intenzita γ záření, ale obsah ^{226}Ra ve stavebních materiálech. Souvisí to s tím, že ^{226}Ra je zdrojem radonu, který v budovách představuje závažnější riziko než γ záření stavebních materiálů.

Přírodní radioaktivní nuklidy působí také vnitřní ozáření. Z tohoto hlediska jsou významné ^{40}K a ^{226}Ra . Do lidského organismu se dostávají z vody a potravy. Měrná aktivita ^{40}K v potravinách se pohybuje od 20 do 240 Bq kg^{-1} . Obsah draslíku v lidském těle činí 0,1–0,3 % hmotnosti těla, což u člověka o hmotnosti 70 kg představuje aktivitu ^{40}K $(2,2\text{--}7,6) \cdot 10^4 \text{ Bq}$. Měrná aktivita ^{226}Ra v potravinách nepřevyšuje několik desetin Bq kg^{-1} . V lidském těle se radium ukládá v kostech. Jeho obsah se udává v rozmezí



Obrázek 95: Dávkový příkon z γ záření zemského povrchu v zemích západní Evropy (horní údaje). Spodní údaje udávají dávkový příkon z γ záření v budovách. Podle [10].

$(0,4-3,7) \cdot 10^{-10}$ g ^{226}Ra , což odpovídá aktivitě 1,5–14 Bq. Z průměrné roční dávky z vnitřního ozáření 230 μSv (tabulka 19) připadá asi 200 μSv na ^{40}K , 5 μSv na ^{226}Ra a zbytek na další produkty přeměny ^{238}U a ^{232}Th . Pro omezení vnitřního ozáření z radioaktivních nuklidů ve vodě stanovuje česká legislativa limitní hodnoty objemové aktivity jednotlivých nuklidů, při jejichž překročení nesmí být voda dodávána k použití (tabulka 24).

Tabulka 24: Limitní objemové aktivity přírodních radioaktivních nuklidů ve vodě. Převzato z [49].

Nuklid	Limitní objemová aktivita (Bq l^{-1})	
	stolní kojenecká voda	veřejné vodovody
^{210}Pb	0,30	0,60
^{210}Po	0,06	0,40
^{226}Ra	0,20	0,50
^{232}Th	0,10	0,50
^{238}U	2,50	5,00

Přírodní radioaktivní nuklidy s dlouhým poločasem rozpadu se dostávají do životního prostředí také v důsledku některých lidských činností, zejména spalováním uhlí v elektrárnách a těžbou a zpracováním fosfátových minerálů a uranových rud. V menších kritických skupinách obyvatelstva tak dochází k mírnému zvýšení ozáření.

Spalování uhlí. Podle komise UNSCEAR obsahuje uhlí průměrně 50 Bq kg^{-1} ^{40}K a po 20 Bq kg^{-1} ^{232}Th a ^{238}U spolu s produkty přeměny v radioaktivní rovnováze, pokud z uhlí neunikl radon. Při spalování uhlí se tyto nuklidy shromažďují v popelu, kde jejich měrná aktivita dosahuje až 265 Bq kg^{-1} ^{40}K , 70 Bq kg^{-1} ^{232}Th a 200 Bq kg^{-1} ^{238}U . K ještě většímu zakoncentrování dochází u ^{226}Ra a ^{210}Po , jejichž měrná aktivita se z původních 20 Bq v kg uhlí zvyšuje až na 240, resp. 1 700 Bq v kg popela. K největšímu zakoncentrování dochází v jemných částicích popelu. Pokud se jemný popílek dostává mimo elektrárnu, přispívá k ozáření obyvatelstva žijícího v blízkosti elektrárny. Vdechováním popílku dochází k vnitřnímu ozáření, záření popílku, který se usazuje na povrchu země způsobuje zevní ozáření. Pro moderní uhelnou elektrárnu o výkonu 1 000 MWe, vybavenou odlučovacím zařízením, které zadrží 99 % popílku se maximální roční ekvivalentní dávka pro kritickou skupinu obyvatelstva odhaduje na 10–50

μSv , což představuje 1–5 % dávky způsobené zářením z přírodních radioaktivních nuklidů. Skutečná dávka způsobená popílkem závisí na druhu spalovaného uhlí, výkonu a technickém stavu elektrárny, výšce elektrárenského komínu a meteorologických podmínkách.

Fosfátové minerály, které se ve velkém měřítku těží pro výrobu umělých hnojiv, mají zvýšený obsah uranu a produktů jeho přeměny. Je to výrazné hlavně u sedimentovaných rud, kde obsah uranu bývá v rozmezí 800–2000 Bq kg^{-1} . Proto těžba a zpracování rud a manipulace s vyrobeným hnojivem představuje přídatný zdroj ozáření pro kritické skupiny osob. Uvádí se, že doprava a skladování těchto hnojiv způsobuje dávkový příkon 90–800 nGy/hod. Používání hnojiv vyrobených z takových rud zavádí radioaktivní nuklidy do půdy a může vést ke zvýšenému obsahu ^{226}Ra v rostlinách a potravinovém řetězci. Vyvřelé rudy, jako např. kolský apatit, mají obsah uranu mnohem menší (30–200 Bq kg^{-1}). Obsah ^{232}Th a ^{40}K ve fosfátových rudách je zhruba stejný jako v jiných horninách.

O vlivu těžby a zpracování uranové rudy na životní prostředí pojednává kap. 8.9.

8.4 Radon a produkty jeho přeměny

Již dlouho je známo, že ve srovnání s ostatním obyvatelstvem se mezi horníky uranových dolů vyskytuje zvýšený počet případů rakoviny plic. Tato skutečnost jednoznačně souvisí s tím, že v uranových dolech horníci dýchají vzduch obsahující vysoké koncentrace radonu a produktů jeho přeměny. (V dalším je pro směs radonu a jeho produktů přeměny používána zkratka Rn+PP.) Poměrně dlouho se předpokládalo, že se toto riziko týká právě jen horníků v uranových dolech. Od 70. let, kdy byl ve Spojených státech a v Kanadě zjištěn vysoký obsah radonu v domech, při jejichž stavbě se použilo odpadní kamenivo z těžby uranu, se výskytu radonu v budovách věnuje značná pozornost s ohledem na možné ohrožení větších skupin obyvatelstva.

Radon je přirozenou a trvalou složkou životního prostředí. Jeho tři izotopy, ^{222}Rn , ^{220}Rn a ^{219}Rn , vznikají z příslušných izotopů radia v radioaktivních řadách (obr. 23). Mateřské nuklidy těchto řad, ^{238}U , ^{232}Th a ^{235}U a izotopy radia jsou v malých koncentracích přítomné v půdách, horninách, stavebních materiálech a ve vodě (kap. 8.3), odkud se izotopy radonu dostávají do volné atmosféry a do vzduchu budov. Ve vzduchu je převážně obsažen izotop ^{222}Rn , obsah izotopu ^{220}Rn je přibližně stokrát menší. Izotop ^{219}Rn se vzhledem ke krátkému poločasů prakticky všechen

přeměnění na své produkty během difúze z pevných materiálů a do vzduchu se nedostává. Proto budeme v dalším uvažovat pouze izotop ^{222}Rn .

Zdroje radonu. Hlavním zdrojem radonu v budovách je půda, na níž je budova postavená. Průměrná měrná aktivita ^{226}Ra v půdě je přibližně 40 Bq kg^{-1} . To znamená, že v 1 kg půdy vzniká každou sekundu přibližně 40 atomů ^{222}Rn . Z půdních částic radon nejprve difunduje do prostor mezi částicemi, tzv. půdního plynu. Sem se však dostávají jen ty atomy radonu, které vznikají velmi blízko povrchu půdních částic. Podíl radia skutečně emanujícího radon do půdního plynu je 5–30 %, u velmi jemně zrnitých půd až 60 %. Koncentrace radonu v půdním plynu závisí na obsahu radia v půdě, na podílu emanujícího radia, na objemu pórů, jejich zaplnění vodou a na rychlosti výměny půdního plynu s atmosférickým vzduchem. Běžné koncentrace ^{222}Rn v půdním plynu se pohybují v rozmezí $(10 \text{ až } 25) \cdot 10^3 \text{ Bq m}^{-3}$.

Z povrchu půdy proniká radon do atmosféry průměrnou rychlostí $20 \text{ Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Emanční rychlost závisí na typu půdy, na její vlhkosti a na rozdílu mezi atmosférickým tlakem a tlakem půdního plynu. V přízemních vrstvách atmosféry se aktivita radonu pohybuje v rozmezí 0,7 až 20 Bq m^{-3} , komise UNSCEAR (tabulka 19) udává průměrnou hodnotu 10 Bq m^{-3} .

Z půdního plynu proniká radon do budov v důsledku rozdílu mezi tlakem půdního plynu a tlakem vzduchu v budově. V budovách bývá vzduch teplejší a jeho tlak je proto poněkud nižší. Teplejší vzduch z budovy uniká a budova působí jako velký komín, který nasává půdní plyn trhlinami v základech budovy a mezerami kolem přípojek potrubí. Celková koncentrace radonu ve vzduchu obytných budov závisí na jeho koncentraci v půdním plynu, na rozdílu mezi tlakem půdního plynu a vzduchu v budově a na intenzitě větrání. Vyšší koncentrace radonu v obytných budovách se většinou vyskytují v lokalitách se zvýšeným obsahem radia v podloží budov. V České republice se s tímto problémem setkáváme v Jáchymově. Zvýšený obsah radonu je zvláště výrazný v případech, kdy byly obytné domy postaveny na místech, které se před tím zavázely hlušinou z těžby fosfátové nebo uranové rudy.

Dalším zdrojem radonu je radium ve stavebních materiálech. Z nich se radon dostává do vzduchu difúzí z povrchových vrstev. Tak například se uvádí, že beton s měrnou aktivitou ^{226}Ra 40 Bq kg^{-1} může emitovat až $0,7 \text{ Bq } ^{222}\text{Rn}$ z jednoho čtverečního metru povrchu stěn za hodinu. Za normálních okolností nepřispívají stavební materiály významnější měrou k celkovému obsahu radonu ve vzduchu.

Jiná je situace v případě, použijí-li se ke stavbě budovy stavební materiály se zvýšeným obsahem radia. V bývalém Československu se v 60. až

80. letech se vyskytly dva takové případy. V Rynholci u Nového Strašecí se v elektrárně spalovalo uhlí z místního dolu. Některé uhelné sloje byly proloženy vrstvami se zvýšenou koncentrací uranu. Škvára vzniklá spalováním tohoto uhlí obsahovala $1000\text{--}4000 \text{ Bq } ^{226}\text{Ra kg}^{-1}$ a používala se k výrobě tvárnic pro stavbu sídlišť a rodinných domů. Výroba byla zastavena v r. 1960 hygienickou službou, koncem šedesátých let však byla bez vědomí úřadů obnovena. Vyráběly se zde panely, z nichž bylo postaveno asi 3000 rodinných domů typu Start. Podobným případem byla výroba pórobetonu v Poříčí u Trutnova. K výrobě tvárnic pro individuální výstavbu a příček pro sídliště se používal popílek ze zdejší elektrárny. Obsah ^{226}Ra v pórobetonu byl až 900 Bq kg^{-1} . V roce 1990 vláda České republiky přijala tzv. radonový program, jehož účelem bylo vyhledat domy se zvýšeným radonovým rizikem a obyvatelům těchto domů poskytnout finanční pomoc při provádění stavebních úprav, které by toto riziko snižovaly. Za rizikové se považují obytné prostory, v nichž je měrná aktivita radonu větší než 200 Bq m^{-3} (viz níže). Během radonového programu se v letech 1991–1996 měřil obsah radonu v téměř 95 000 domech. Zvýšená koncentrace radonu byla zjištěna ve více než 14 000 domech (tabulka 25).

Tabulka 25: Počet domů se zvýšeným obsahem radonu identifikovaných v radonovém programu. Převzato z [21].

$A_v \text{ (Bq m}^{-3}\text{)}$	200–300	300–600	600–1000	> 1000
počet domů	6020	6152	1592	580

České předpisy (vyhláška č. 184/1997 Sb.) omezují ozáření z Rn+PP v budoucích budovách tím, že stanovují limitní a směrné hodnoty pro obsah ^{226}Ra ve stavebních materiálech (tabulka 26). Překročili-li měrná aktivita ^{226}Ra směrnou hodnotu, měl by výrobce začít uvažovat o tom, zda změnou surovin, jejich původu nebo změnou technologie sníží přírodní ozáření ze stavebního materiálu. Stavební materiály, jejichž měrná aktivita převyšuje limitní hodnotu, nesmí výrobce uvést do oběhu. Kromě toho se zavádí pojem nízkého radonového rizika stavebního pozemku. Nízké riziko má pozemek tehdy, jestliže objemová aktivita radonu v půdním plynu je menší než 10 kBq m^{-3} u vysoce propustných půd, menší než 20 kBq m^{-3} u půd středně propustných a 30 kBq m^{-3} u půd málo propustných.

V menší míře se radon dostává do vzduchu v budovách z vody. Radon je poměrně dobře rozpustný ve vodě a v oblastech, kde horniny obsahují více radia, může podzemní voda obsahovat značné koncentrace radonu. Uvádí

Tabulka 26: Směrné a limitní hodnoty měrné aktivity ^{226}Ra pro stavební materiály. Převzato z [49].

stavební materiál	směrná hodnota Bq kg^{-1}	limitní hodnota Bq kg^{-1}
písek, štěrk, kamenivo, cihly, cement, vápno, výrobky z betonu, výrobky z pálené hlíny	80	150
stavební kámen, popílek, škvára, obkladačky, dlaždice	120	200

se, že voda s měrnou aktivitou radonu 10 kBq m^{-3} způsobuje růst obsahu radonu ve vzduchu o 1 Bq m^{-3} . K výraznějšímu uvolňování radonu z vody dochází při vyšší teplotě vody. V uzavřených místnostech (koupelny) pak může být zvýšení obsahu radonu ve vzduchu závažnější.

K méně významným zdrojům radonu patří spalování fosilních paliv. U některých elektráren spalujících uhlí byl kromě mírně zvýšeného zevního ozáření (kap. 8.3) zaznamenán i mírně zvýšený obsah radonu v okolním vzduchu. Radon je také obsažen v zemním plynu, kam se dostává z hornin obklopujících ložiska. Měrná aktivita radonu v zemním plynu je v rozmezí $0,4\text{--}50 \text{ kBq m}^{-3}$. K obsahu radonu ve vzduchu obytných místností však zemní plyn přispívá nepatrně, protože většina radonu se přemění na dceřinné produkty při skladování plynu a dopravě plynovodem.

Obsah radonu ve vzduchu obytných budov. Podle zprávy komise UNSCEAR z r. 1993 je celosvětová průměrná měrná aktivita radonu v obytných místnostech 40 Bq m^{-3} , což je čtyřnásobek hodnoty ve volném prostoru. S přihlédnutím k době, kterou člověk průměrně stráví uvnitř a vně budov (80, resp. 20 % času) komise odhadla, že tato aktivita radonu spolu s jeho produkty přeměny vyvolá v plicní tkáni člověka efektivní ekvivalentní dávku $1\,300 \mu\text{Sv}$ za rok (tabulka 19). Z toho $1\,200 \mu\text{Sv}$ připadá na $^{222}\text{Rn} + \text{PP}$, zbytek na $^{220}\text{Rn} + \text{PP}$. Průměrné měrné aktivity radonu v obytných budovách v některých zemích udává tabulka 27. Tabulka také ukazuje, že skutečné hodnoty v určitých lokalitách mohou být několiknásobně vyšší. I když průměrné hodnoty mají jen omezený význam, je zřejmé, že dávka $1\,300 \mu\text{Sv}$ způsobená radonem a produkty jeho přeměny představuje nejzávažnější složku ozáření člověka ze všech přírodních zdrojů ionizujícího záření.

Tabulka 27: Průměrné měrné aktivity radonu v obytných budovách v některých zemích. Převzato z [3].

země	$A_v, \text{Bq m}^{-3}$
Německo	40
Finsko	64
Velká Británie	28
— Cornwall	390
— Devon	150
Švédsko	67
Holandsko	26
Švýcarsko	60
— jihovýchodní Alpy	255
— centrální Alpy	174
Česká republika	58
USA	65
Kanada	17
Austrálie	15

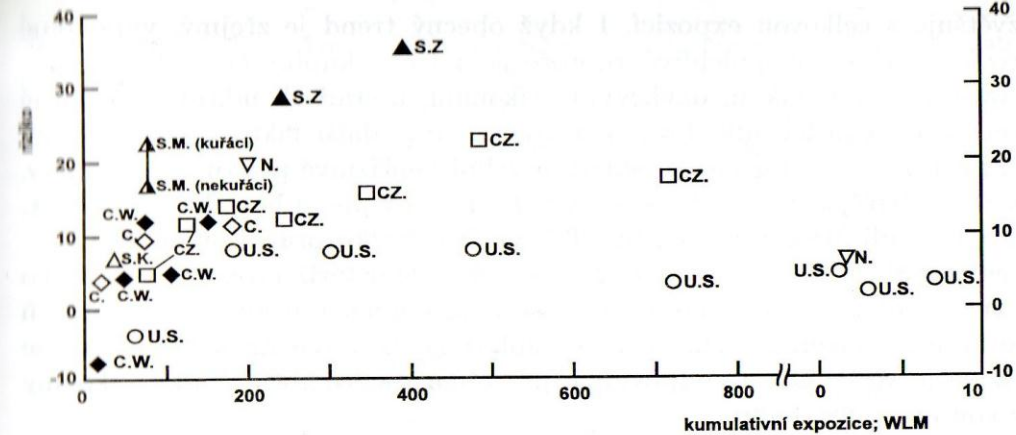
Expozice plicní tkáně. Hlavní riziko nepředstavuje samotný radon, protože při dýchání je vydechován a nepoškozuje plicní tkáň. Nebezpečné jsou produkty jeho přeměny. Ve vzduchu se radon rychle přeměňuje postupně na ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi a ^{214}Po (obr. 23 v kap. 3.11). Atomy těchto nuklidů se ve vzduchu zachycují na pevných částicích a vytvářejí radioaktivní aerosol. Tyto částice se při dýchání usazují v plicích a α záření izotopů polonia ^{218}Po a ^{214}Po působí na buňky bronchiálního epitelu. Nebezpečí α záření je dáno jeho vysokým lineárním přenosem energie a radiacním váhovým faktorem (tabulky 13 a 17). Záření β nuklidů ^{214}Pb a ^{214}Bi a doprovodné záření γ je z tohoto hlediska méně závažné. Stejně tak není nutno uvažovat vliv ^{210}Pb (vzniká z ^{210}Po) a dalších produktů přeměny, protože vzhledem k dlouhému poločasu nuklidu ^{210}Pb se nemohou ve vzduchu nahromadit ve významném množství.

K určení rizika produktů přeměny radonu je třeba znát dávku, kterou α emitující nuklidy ozáří plicní tkáň. Tato dávka závisí především na aktivitě produktů přeměny ve vzduchu. V uzavřeném prostoru za ideálních

podmínek by se mezi ^{222}Rn a jeho čtyřmi produkty přeměny brzy ustavila trvalá radioaktivní rovnováha. V takovém případě by se aktivita α emitujících přeměnových produktů rovnala aktivitě samotného radonu (rovnice (3.12) v kap. 3.10). V budovách však vždy dochází k narušení rovnováhy, protože část aerosolových částic se usazuje na stěnách, nábytku a osobách, popř. uniká z místnosti větráním a při pohybu vzduchu. Proto by pro vyhodnocení rizika z α záření bylo nutné stanovit obsah jednotlivých produktů přeměny ve vzduchu, což je obtížné. Místo toho se určuje **celková potenciální energie α záření** všech produktů přeměny nuklidů ^{222}Rn a ^{220}Rn v objemové jednotce vzduchu. Vyjadřuje se v jednotkách J m^{-3} nebo MeV m^{-3} ($1 \text{ J m}^{-3} = 6,24 \cdot 10^{12} \text{ MeV m}^{-3}$). Souvisí s dodnes v anglosaské literatuře používanou jednotkou *working level* (WL), která je definována jako jakákoliv, tj. i nerovnovážná, kombinace krátkodobých produktů přeměny nuklidů ^{222}Rn a ^{220}Rn , které sdělí jednomu litru vzduchu energii $1,3 \cdot 10^5 \text{ MeV}$ prostřednictvím kinetické energie α částic. Tato hodnota energie byla vzata za základ této jednotky proto, že se rovná energii, kterou jednomu litru vzduchu sdělí α částice krátkodobých produktů přeměny, které jsou ve vzduchu v rovnováze s ^{222}Rn o aktivitě 3700 Bq m^{-3} (dříve 100 pCi l^{-1}), a které se úplně přemění na ^{210}Pb . (V soustavě SI je $1 \text{ WL} = 1,3 \cdot 10^8 \text{ MeV m}^{-3}$, resp. $2,08 \cdot 10^{-5} \text{ J m}^{-3}$.) Definice tedy uvažuje nejen α částice emitované nuklidy ^{218}Po a ^{214}Po , které jsou ve vzduchu přítomné v okamžiku měření, ale také α částice z těch atomů ^{214}Po , které se vytvoří s určitým zpožděním přeměnou ^{214}Pb , ^{214}Bi a ^{218}Po . Odtud je vidět význam pojmu „potenciální energie α záření“.

Obsah produktů přeměny radonu ve vzduchu se vyjadřuje také pomocí **ekvivalentní objemové aktivity radonu**. Je to taková objemová aktivita produktů přeměny v rovnováze s radonem, která při úplné přeměně na ^{210}Pb uvolní stejnou energii α záření jako uvažovaná nerovnovážná směs produktů přeměny. Ekvivalentní objemová aktivita radonu je tedy menší než skutečná aktivita radonu. Poměr obou veličin, tzv. faktor nerovnováhy (F), vyjadřuje nerovnovážný stav mezi radonem a jeho produkty přeměny ve vzduchu. Ve vzduchu budov $F = 0,25\text{--}0,65$, ve volném prostranství $F \doteq 0,75$.

Poškození plicní tkáně závisí na celkové energii α záření, která se absorbovala ve tkáni. Vyjadřuje se jako expozice tkáně, tj. jako součin potenciální energie α záření a doby, po kterou byla plicní tkáň této potenciální energii vystavena. V návaznosti na jednotku WL se jako jednotka expozice používá *working level month* (WLM). Odpovídá expozici pro případ, že je plicní tkáň vystavena po dobu 170 hodin vzduchu, který obsahuje



Obrázek 96: Výskyt rakoviny plic u horníků uranových dolů v závislosti na celkové expozici. Převzato z [12].

$3700 \text{ Bq m}^{-3} \text{ } ^{222}\text{Rn}$ v rovnováze s produkty přeměny, tj. v němž je potenciální energie α částic rovna 1 WL. Doba 170 hodin byla zvolena jako reprezentativní pro jeden pracovní měsíc horníků v uranových dolech.

Pro odhady rizika výskytu rakoviny plic z vdechování vzduchu obsahujícího Rn+PP je nutné znát souvislost mezi expozicí v jednotkách WLM a ekvivalentní dávkou, případně mezi objemovou aktivitou Rn+PP a ekvivalentní dávkou. Agentura pro jadernou energii při OECD uvádí, že expozice 1 WLM vyvolá v bazálních buňkách bronchiálního epitelu ekvivalentní dávku 5,5 mSv. Podle komise UNSCEAR způsobí objemová aktivita 1 Bq m^{-3} Rn+PP v plicní tkáni ekvivalentní dávku 0,061 mSv za rok. Pro průměrnou hodnotu v České republice, 58 Bq m^{-3} , to znamená roční ekvivalentní dávku 3,5 mSv (komise ICRP uvádí hodnotu 2,5 mSv). Skutečnou ekvivalentní dávku v plicní tkáni je obtížné odhadovat, protože závisí nejen na objemové aktivitě Rn+PP, resp. expozici, ale také na frekvenci dýchání, objemu vdechovaného vzduchu, vlastnostech aerosolových částic (velikost, rychlost a místo ukládání v dýchacích cestách, rychlost vylučování) a na době strávené v budovách.

Riziko radonu a produktů jeho přeměny. Zvýšený výskyt rakoviny plic byl jednoznačně prokázán mezi horníky uranových dolů, kteří při práci dlouhodobě pobývali v prostorách s velmi vysokým obsahem Rn+PP. Zvýšený výskyt rakoviny plic se zřetelně projevuje při celkové expozici převyšující 100 WLM (obr. 96). Riziko je v grafu vyjádřeno jako počet úmrtí na rakovinu ve skupině 10^6 osob, který připadá na expozici 1 WLM. Z obrázku je zřetelně vidět, že pro expozice větší než 100 WLM se riziko výrazně

zvětšuje s celkovou expozicí. I když obecný trend je zřejmý, vypočtené riziko není úplně spolehlivé, protože jednotlivé skupiny horníků byly vystaveny různě velkým dávkovým příkonům, u starších údajů bylo nutné celkovou expozici odhadovat a nebyly známy další faktory jako celkový zdravotní stav, prašnost prostředí a velmi nepříznivé pracovní podmínky, které v dřívějších dobách mohly vznik rakoviny plic u horníků ovlivňovat. Určitou roli hraje také věk horníků a jejich životospráva, především kouření. Analýza údajů o hornících uranových dolů totiž prokázala, že riziko vzniku rakoviny plic je mnohem větší u kuřáků než u nekuřáků. U horníků kuřáků se dokonce ukázalo, že se uplatňuje tzv. synergický efekt, tj. že riziko je větší, než by odpovídalo prostému součtu rizik vzniku rakoviny z kouření a z radonu.

Souvislost mezi výskytem rakoviny plic a menšími expozicemi, jaké jsou typické pro běžné koncentrace Rn+PP v obytných budovách, nebyla dosud jednoznačně prokázána. Ani u horníků není patrný zvýšený výskyt rakoviny při nízkých expozicích (obr. 96). Počet případů rakoviny plic lze pouze odhadnout extrapolací známého rizika spojeného s velkými expozicemi horníků v uranových dolech. Z těchto údajů bylo stanoveno celoživotní absolutní riziko vzniku rakoviny plic, které různí autoři uvádějí v rozmezí $(1-5) \cdot 10^{-4} / \text{WLM}$. Pro dolní hranici, tj. pro $1 \cdot 10^{-4} / \text{WLM}$ a s použitím převodních faktorů 5,5 mSv/WLM a $0,061 \text{ mSv rok}^{-1} / \text{Bq m}^{-3}$, lze toto riziko vyjádřit jako $1,8 \cdot 10^{-5} / \text{mSv}$, resp. $2 \cdot 10^{-7} / \text{Bq m}^{-3}$. Odtud pak lze vypočítat počet případů rakoviny plic, který se po uplynutí latentní doby vyskytne v určité skupině osob při pobytu ve vzduchu s různým obsahem produktů přeměny radonu (tabulka 28). Odtud se pak odhaduje, že Rn+PP se na celkovém výskytu rakoviny plic v lidské populaci podílejí zhruba 10–15 %, 80 % případů je způsobeno kouřením.

Odhady rizika vzniku rakoviny plic z pobytu v místnostech s nízkými koncentracemi Rn+PP extrapolací pomocí lineárního bezprahového modelu jsou však sporné, a to ze stejných důvodů, jako jsou sporné odhady rizika malých dávek záření obecně (kap. 5.8.1). Existuje totiž řada studií, které s použitím tohoto modelu pro nízké expozice nejsou v souladu. V těchto studiích se porovnával výskyt rakoviny plic ve skupinách obyvatel vystavených normálnímu a zvýšenému ozáření z přeměnových produktů radonu. Jedna z nejznámějších studií se uskutečnila v Číně. Dvě skupiny obyvatel, každá čítající na 80 000 osob, žijící v oblastech s průměrnou roční ekvivalentní dávkou 2,4 mSv, resp. 5,4 mSv, byly sledovány po dobu 14 let. Ve více ozářené skupině bylo zaznamenáno 23 případů rakoviny plic, v kontrolní skupině 27 případů. Ve Finsku, v oblastech s přírodním ozářením 2,5–3krát větším, než je průměrná celosvětová hodnota, je výskyt rakoviny plic u žen nižší než je světový průměr. Stejně tak na jihu Finska,

Tabulka 28: Výskyt rakoviny plic způsobený produkty přeměny radonu. Převzato z [3].

Měrná aktivita produktů přeměny (Bq m^{-3})	Roční ekviv. dávka (mSv)	Celoživotní dávka (mSv)	Počet případů rakoviny za rok ve skupině 10^6 osob
15	0,915	55	16,5
50	3,05	183	55
75	4,58	275	82
100	6,10	366	110
200	12,20	732	220
400	24,40	1464	439

v oblastech kde měrná aktivita radonu je třikrát větší než finský průměr a osmkrát větší než celosvětový průměr, je výskyt rakoviny plic o 10 % nižší než v ostatních oblastech. Také v jedné oblasti USA, kde je měrná aktivita radonu pětikrát větší než je celoamerický průměr, byla v letech 1950–1969 úmrtnost na rakovinu plic slabě pod celostátním průměrem.

Výsledky těchto studií však neznamenají, že by Rn+PP nepředstavoval žádné riziko nebo dokonce snižoval počet případů rakoviny plic. Znamenají pouze, že neodpovídají lineárnímu bezprahovému modelu, protože dlouhodobé působení několikanásobně vyšších koncentrací Rn+PP, než jsou průměrné hodnoty nezpůsobuje statisticky prokazatelné zvýšení výskytu rakoviny plic, které by odpovídalo konzervativnímu přístupu. Tyto studie tak naznačují, že riziko vypočtené z lineárního bezprahového modelu (např. údaje v tabulce 28) je zřejmě nadhodnocené. Z tohoto důvodu i uváděný údaj, že Rn+PP způsobuje ročně v České republice až 900 úmrtí na rakovinu plic se jeví jako problematický.

Proto se všeobecně přijímá názor, že nízké expozice α záření přeměnových produktů radonu jisté riziko představují, ale současné znalosti neumožňují určit, jak velké toto riziko je. Některé prameny uvádějí, že při expozici menší než 0,2 WLM není riziko vzniku rakoviny plic prokazatelné, resp. že pobyt ve vzduchu s objemovou aktivitou Rn+PP menší než 100 Bq m^{-3} představuje velmi malé riziko. S ohledem na prokázaný synergický účinek radonu a kouření však riziko malých koncentrací Rn+PP může být u kuřáků mnohem větší. Omezení kouření se pokládá za nejúčinnější způsob

jak potlačit vliv Rn+PP na vznik rakoviny plic. Riziko vyšších objemových aktivit Rn+PP však nelze podceňovat. Například pobyt ve vzduchu s měrnou aktivitou radonu 400 Bq m^{-3} vede k celoživotním dávkám, které mnohonásobně překračují dávku z přírodního ozáření (tabulka 28) a příslušná expozice v jednotkách WLM je již zřetelně v oblasti zvýšeného rizika (obr. 96). Podle mezinárodní komise pro radiologickou ochranu (ICRP) se může zvýšené riziko výskytu rakoviny plic vyskytnout při dlouhodobém pobytu v místnostech, kde měrná aktivita Rn+PP je větší než 200 Bq m^{-3} . Tuto hodnotu komise doporučila jako tzv. intervenční úroveň (anglicky action level), při jejímž překročení by se měla činit opatření ke snížení aktivity Rn+PP v obytných místnostech. Řada zemí toto doporučení přijala, intervenční úroveň je však různá, pohybuje se od 70 do 400 Bq m^{-3} . V České republice je pro intervenční úroveň přijata hodnota 200 Bq m^{-3} a jsou stanoveny směrné hodnoty pro provedení zásahů ke snížení ozáření z výskytu Rn+PP ve vnitřním ovzduší (tabulka 29).

Tabulka 29: Směrné hodnoty pro provedení zásahů ke snížení ozáření z výskytu radonu a produktů jeho přeměny ve vnitřním ovzduší. Převzato z [49].

Ekvivalentní objemová aktivita radonu (Bq m^{-3})	Přiměřený typ zásahu
200–300	jednoduchá opatření: zvýšení přirozeného větrání, případně zavedení nucené ventilace
300–600	složitější opatření: středně nákladné stavební úpravy, nucená ventilace s rekuperací
600–2000	zásadní stavební úpravy objektu
nad 2000	vyloučení pobytu osob

Výskyt Rn+PP ve vzduchu obytných místností lze snížit různými technickými úpravami. Existuje jich celá řada, od levných, jako jsou nátěry stěn a utěsnění trhlín v základech budovy, podlahách a otvorů kolem přípojek až po finančně náročné, jako je nucená výměna vzduchu v budově nebo podlahami, případně vybudování radonové jímky pod základy budovy, odkud se vzduch průběžně odsává mimo budovu. Náročné stavební úpravy jsou však opodstatněné pouze tam, kde je objemová aktivita Rn+PP skutečně vysoká.

8.5 Jaderné elektrárny za normálního provozu

8.5.1 Základní údaje

Vliv jaderných elektráren na životní prostředí je neustále ve středu pozornosti široké veřejnosti. Tabulka 19 ukazuje, že podíl jaderné energie na ozáření lidstva je velmi malý, a to jak ve srovnání s ostatními umělými zdroji ionizujícího záření, tak s ozářením z přírodních zdrojů. Za normálního provozu jaderná elektrárna nepatrně zvyšuje úroveň záření v životním prostředí tím, že vypouští jisté množství radioaktivních nuklidů v odpadních plynech a v odpadní vodě, tzv. výpustích. Množství radioaktivních nuklidů vypouštěných elektrárnou se vyjadřuje různým způsobem — jako aktivita vztažená na určité množství vyrobené elektřiny za rok ($\text{Bq/MW}_{(e)} \cdot \text{rok}$), jako celková aktivita vypouštěná za rok nebo jako měrná aktivita plyných a kapalných výpustí. Celková aktivita a zastoupení jednotlivých radioaktivních nuklidů ve výpustích závisí na typu a výkonu jaderného reaktoru. S ohledem na to, že česká jaderná energetika využívá tlakovodních reaktorů, týká se většina údajů v této kapitole elektráren s těmito reaktory.

V elektrárnách s tlakovodními reaktory má radioaktivita výpustí svůj původ převážně v chladicí vodě, která obsahuje štěpné produkty, tritium a radioaktivní produkty koroze. Štěpné produkty by v ideálním případě měly zůstat uzavřeny v palivových elementech. V podmínkách vysokého tepelného a radiačního namáhání vznikají v pokrytí některých elementů mikroskopické trhlinky, kterými malá část štěpných produktů difunduje do chladicí vody. Jde hlavně o radioaktivní izotopy těžkých prvků — jódu, cesia a vzácných plynů. Únik jiných štěpných produktů, případně plutonia vznikajícího v palivu, je mnohem menší. Tritium vzniká v chladicí vodě reakcemi ${}^2\text{H}(n, \gamma){}^3\text{H}$ a ${}^{10}\text{B}(n, 2\alpha){}^3\text{H}$. Deuterium je těžší přírodní izotop vodíku a každá sloučenina vodíku, tedy i voda, obsahuje 0,015 % ${}^2\text{H}$. Nuklid ${}^{10}\text{B}$ pochází z kyseliny borité, která se do chladicí vody přidává k regulaci reaktivity. Měrná aktivita tritia v chladicí vodě tlakovodních reaktorů se pohybuje v rozmezí 10^{10} – $10^{11} \text{ Bq m}^{-3}$. Další radioaktivní nuklidy pocházejí z konstrukčních materiálů komponent primárního okruhu. Tyto materiály jsou vystaveny neutronovému záření, které v nich reakcemi (n, γ) produkuje řadu radioaktivních nuklidů. Nejvýznamnější jsou ${}^{51}\text{Cr}$, ${}^{54}\text{Mn}$, ${}^{59}\text{Fe}$, ${}^{58}\text{Co}$ a ${}^{60}\text{Co}$, které vznikají aktivací oceli a do chladicí vody se dostávají následnou korozi.

Většina unikajících radioaktivních nuklidů se zachytí v elektrárně v různých čistících procesech. Část cirkulujícího chladiva se z hlavního proudu

kontinuálně odvětňuje a prochází soustavou filtrů a iontoměničů, které zachycují pevné částice a většinu radioaktivních nuklidů, které jsou v chladící vodě přítomny ve formě iontů. Přitom se z chladící vody uvolňují radioaktivní izotopy vzácných plynů. Zavádějí se do vymírací nádrže, kde se zadržují, dokud se izotopy s krátkým poločasem nerozpadnou (^{85m}Kr , ^{87}Kr , ^{135}Xe , ^{135m}Xe). Mimo elektrárnu se tak v plyných výpustích dostává převážně ^{85}Kr a ^{133}Xe . Převažuje (90 %) ^{133}Xe , jehož aktivita se v atmosféře rychle zmenšuje, ^{85}Kr tvoří jen několik procent plyných výpustí. Plyné výpustě obsahují také menší množství tritia, oxidu uhličitého $^{14}\text{CO}_2$, radioaktivní izotop jódu ^{131}I ve formě aerosolu, elementárního jódu a organických sloučenin (CH_3I) a malá množství aerosolů jiných štěpných a korozních produktů, které se nezachytily na filtrech. Nuklid ^{14}C vzniká ze stopových množství dusíku v palivu a z kyslíku ve vodě reakcemi $^{14}\text{N}(n,p)^{14}\text{C}$ a $^{17}\text{O}(n,\alpha)^{14}\text{C}$.

Odpadní vody z filtračních a iontoměničových stanic obsahují tritium a malá množství štěpných a korozních produktů, které se nezachytily v čisticí stanici, převážně ^{58}Co , ^{60}Co , ^{51}Cr , ^{54}Mn , ^{137}Cs a ^{134}Cs .

Podobná situace s radioaktivitou výpustí je v závodech na zpracování vyhořelého paliva. Takové závody jsou ve Francii, Velké Británii, Německu, Belgii, Japonsku a Rusku. Rozdíl je ve vyšší aktivitě plyných výpustí, která je způsobena tím, že při řezání a chemickém rozpouštění palivových článků se uvolní veškeré těžké štěpné produkty. Závod zpracovávající ročně 1 500 tun paliva vypouští přibližně 10^{10} Bq ^{131}I , 10^{15} Bq ^3H a 10^{16} Bq ^{85}Kr . Přepřacovatelské závody jsou hlavním zdrojem nuklidu ^{85}Kr v atmosféře. Současný průměrný obsah ^{85}Kr v atmosféře je $1\text{--}2$ Bq m^{-3} , jeho význam pro ozáření lidstva je zanedbatelný.

Pro aktivitu výpustí existují v každé elektrárně závazné limity, které nesmí být překročeny. Tyto limity jsou součástí provozních předpisů elektrárny a jsou stanoveny s ohledem na klimatické, geologické a hydrologické skutečnosti, které mají vliv na šíření radioaktivních nuklidů v okolí elektrárny, jejich transport k člověku (obr. 91) a případný následný příjem inhalací a ingescí. Jsou stanoveny tak, že pokud nejsou překročeny, nejsou překročeny ani základní limity pro kritickou skupinu obyvatel v okolí elektrárny a radioaktivita výpustí znamená pro lidský organismus zanedbatelně malé riziko. Kromě těchto limitů existuje ještě mezinárodní doporučení, podle něhož nemá být roční kolektivní efektivní dávka z výpustí pro kritickou skupinu obyvatel větší než $0,04$ Sv na 1 MW instalovaného výkonu elektrárny.

Při normálním provozu elektrárny je aktivita skutečně vypouštěných plyných a kapalných výpustí pouze zlomkem těchto limitů (kap. 8.5.2.). Vypouštěné radioaktivní látky se v životním prostředí dále zředují a jejich

příspěvek k celkovému ozáření lidského organismu je zanedbatelně malý. Komise UNSCEAR (tabulka 19) uvádí průměrnou celosvětovou roční efektivní dávku z jaderné energetiky jako 8 μSv . Tato hodnota, jako každý průměr, má pouze orientační charakter, protože vztahuje vliv emisí z jaderného průmyslu i na obyvatele oblastí, kde žádné jaderné elektrárny nejsou. Vhodnější je uvažovat vliv emisí v okolí elektráren, protože kritická skupina zde žijícího obyvatelstva by mohla být vystavena potenciálně většímu ozáření než obyvatelstvo ve vzdálenějších oblastech.

V okolí jaderných elektráren se soustavně měří celková dávka záření, dávkový příkon, koncentrace radioaktivních aerosolů a radioaktivních izotopů jódu ve vzduchu, popř. i obsah dalších radioaktivních nuklidů. Měření u mnoha elektráren ukazují, že za normálního provozu je ozáření obyvatelstva v okolí elektrárny bezvýznamné. Tak například v elektrárně Yankee (USA) byl dávkový příkon v pásmu do 400 m od elektrárny asi 50 $\mu\text{Sv}/\text{rok}$ a ve vzdálenosti 1 km byl již téměř neměřitelný. V okolí jaderných elektráren v SRN způsobují kapalně výpustě ozáření $0,1\text{--}0,3$ $\mu\text{Sv}/\text{rok}$, plyné výpustě výpustě $0,1\text{--}4$ $\mu\text{Sv}/\text{rok}$. Údaje z okolí dukovanské elektrárny jsou uvedeny v kap. 8.5.2. Ozáření z výpustí tak v okolí elektrárny činí $0,1\text{--}1$ % celkového ozáření ze všech přírodních i umělých zdrojů a i pro kritickou skupinu obyvatelstva představuje mizivé radiační riziko, které by opět bylo možné pouze odhadovat se vši nejistotou, která s tím souvisí (kap. 5.8.1).

Poněkud větší ozáření lze očekávat u některých pracovníků jaderných elektráren. Z tohoto důvodu je dávkový limit pro tyto pracovníky vyšší. Mezinárodní komise pro radiologickou ochranu (ICRP) doporučila limit 50 mSv ročně, ve skutečnosti jsou pracovníci elektráren ozáření mnohem menšími dávkami. Napomáhá tomu neustálé zdokonalování pracovních postupů. Například ve Velké Británii jsou pracovníci jen ojediněle v některých provozech ozáření roční dávkou převyšující 15 mSv a počet pracovníků ozářených roční dávkou $10\text{--}15$ mSv se od poloviny 80. let systematicky snižuje. Nízké ozáření pracovníků elektráren současně dokazuje, že technologie výroby jaderné energie je dobře zvládnuta.

Velmi malé, prakticky nepostižitelné riziko jaderné energetiky je současně více než vyváženo jejím přínosem pro životní prostředí. Elektrická energie se vyrábí prakticky bez emisí charakteristických pro spalování fosilních paliv, tj. oxidů síry a dusíku a oxidu uhličitého. Uhelná elektrárna o výkonu $1\,000$ MW(e) spotřebuje za rok asi 3 milióny tun uhlí a kromě energie vyprodukuje 7 miliónů tun CO_2 , $120\,000$ tun SO_2 , $20\,000$ tun oxidů dusíku a $750\,000$ tun popílku. Škodlivost oxidů síry a dusíku (kyselá dešť) a souvislost velkých emisí CO_2 s možnými klimatickými změnami na Zemi (skleníkový efekt) je všeobecně známa. V jaderné energetice vzniká CO_2 při spalování pohonných hmot při těžbě a zpracování uranové rudy a při

stavbě elektráren. V celém palivovém cyklu jaderné energetiky se však vyprodukuje pouze 0,5–4 % množství CO_2 vznikajícího v elektrárnách na fosilní paliva.

Vysoký měrný obsah energie jaderného paliva, 2 900 000 MJ/kg uranu, oproti fosilním palivům (45 MJ/kg ropy, resp. 30 MJ/kg černého uhlí) způsobuje, že jaderné elektrárny potřebují nesrovnatelně méně paliva než elektrárny klasické. Jaderná elektrárna o výkonu 1 000 MW(e) spotřebuje za rok přibližně pouze 30 tun jaderného paliva. Tato skutečnost velmi zjednodušuje dopravu a manipulaci s palivem a eliminuje zatěžování životního prostředí negativními vlivy těžby a dopravy ohromných množství uhlí a ropy. Menší spotřeba paliva současně znamená, že také objem odpadů z jaderné elektrárny je mnohem menší než u elektráren spalujících uhlí. Odpady jsou však radioaktivní a představují samostatný problém (kap. 8.8).

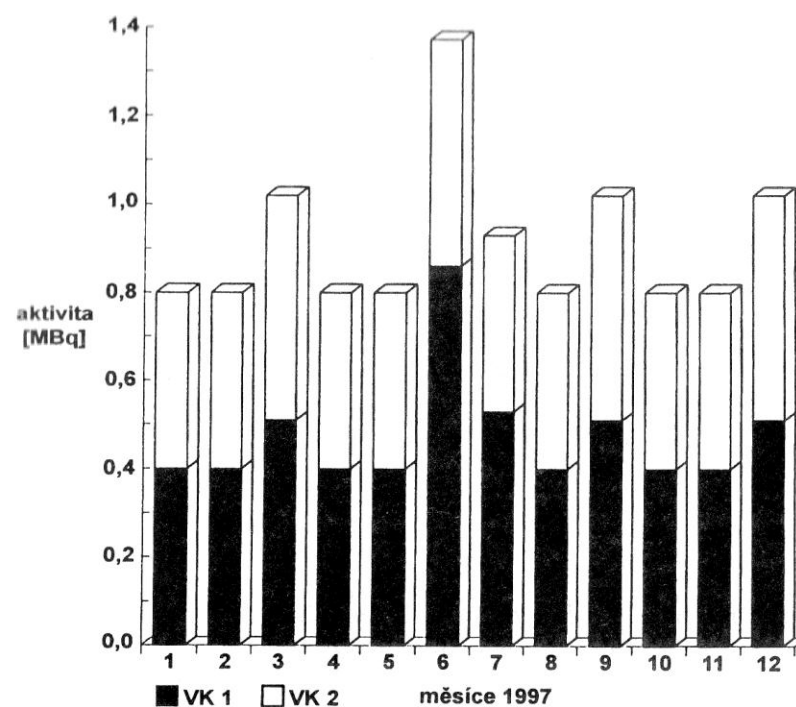
Z hlediska udržitelného rozvoje je významné, že jaderná energie šetří zásoby fosilních paliv pro jiné účely. Elektrina vyrobená v jaderných elektrárnách ušetří ročně přibližně 550 milionů tun uhlí, resp. 350 milionů tun ropy. Přepřerováním vyhořelého jaderného paliva (kap. 4.5), kdy se získává nespoteřovaný uran a vytvořené plutonium, splňuje jaderná energetika jeden z principů ochrany životního prostředí — princip recyklování.

Tyto skutečnosti činí jadernou energetiku z hlediska ekologie mnohem prospěšnější, než je energetika založená na spalování fosilních paliv. Proti jaderné iniciativě tak paradoxně usilují o zhoršování životního prostředí, protože při očekávaném budoucím růstu spotřeby energie je alternativou k jaderné energetice buď obrovský růst emisí CO_2 a ničení zásob fosilních paliv, nebo omezování ekonomického růstu a udržování chudoby v rozvojových zemích.

8.5.2 Vliv jaderné elektrárny Dukovany na životní prostředí

Jaderná elektrárna Dukovany nepředstavuje radiační riziko ani pro pracovníky elektrárny, ani pro obyvatelstvo v jejím okolí. V jaderné elektrárně se ochrana personálu před ionizujícím zářením a kontrola úniku radioaktivních nuklidů do pracovního prostředí a do okolí elektrárny sleduje rozsáhlým systémem monitorování různých parametrů. Měření dávkového příkonu γ záření probíhá na mnoha místech v provozu, na 27 místech kolem elektrárny a v sedmi okolních vesnicích. Pro ilustraci radiační situace v dukovanské elektrárně a jejím okolí jsou v této kapitole uvedeny některé údaje z výroční zprávy o radiační situaci elektrárny za rok 1997.

Kontrola aktivity chladiva v primárním okruhu se provádí měřením dávkového příkonu γ záření, spektrometrickým měřením celkové γ aktivity a aktivity jednotlivých nuklidů. Zvláštní pozornost se věnuje sledování γ



Obrázek 97: Měsíční sledování obsahu radioaktivních izotopů jódu v plynných výpustích z elektrárny Dukovany v r. 1997. Převzato z [40]. (VK znamená ventilační komín.)

aktivity radioaktivních izotopů jódu, protože jejich přítomnost v chladivu je nejspolehlivějším indikátorem netěsností pokrytí palivových elementů. Pro celkovou γ aktivitu radioaktivních izotopů jódu v chladicí vodě primárního okruhu je stanoven provozní limit 37 MBq l^{-1} . V průběhu r. 1997 činila skutečná hodnota v chladivu druhého, třetího a čtvrtého bloku méně než 1 % limitní hodnoty, u prvního bloku byla v rozmezí 4–6 % limitu.

V cirkulačních vzduchotechnických systémech hermetické zóny všech bloků se sleduje obsah radioaktivních vzácných plynů (limit pro hermetickou zónu je 100 MBq m^{-3}) a aktivita aerosolů (limit $0,1 \text{ MBq m}^{-3}$). Skutečné průměrné měsíční hodnoty objemové aktivity radioaktivních vzácných plynů byly menší než 0,2 % limitní hodnoty, jen ojediněle dosahovaly 3–4 % limitu.

Aktivita plynných výpustí se měří ve ventilačních komínech automatickým zařízením, které sleduje okamžité a celkové denní výpustě radioaktivních vzácných plynů, aerosolů a izotopů jódu. Kromě toho se laboratorně

Tabulka 30: Limitní a skutečná aktivita plyných výpustí z jaderné elektrárny Dukovany v roce 1997. Převzato z [40].

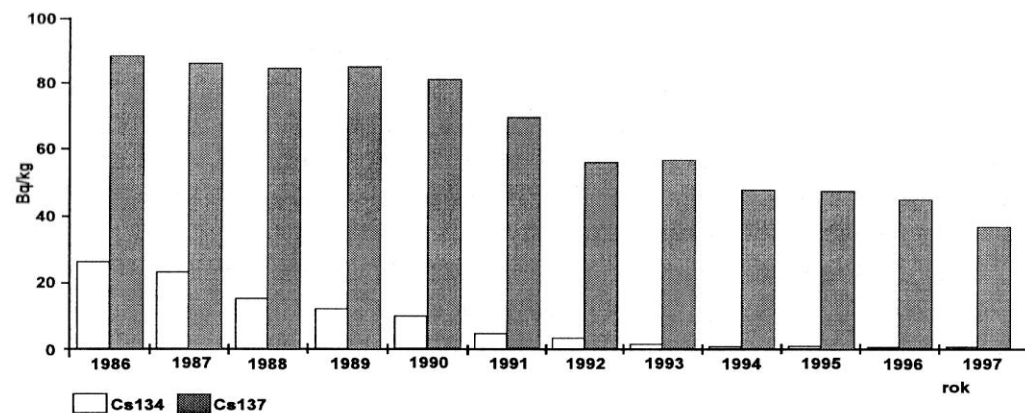
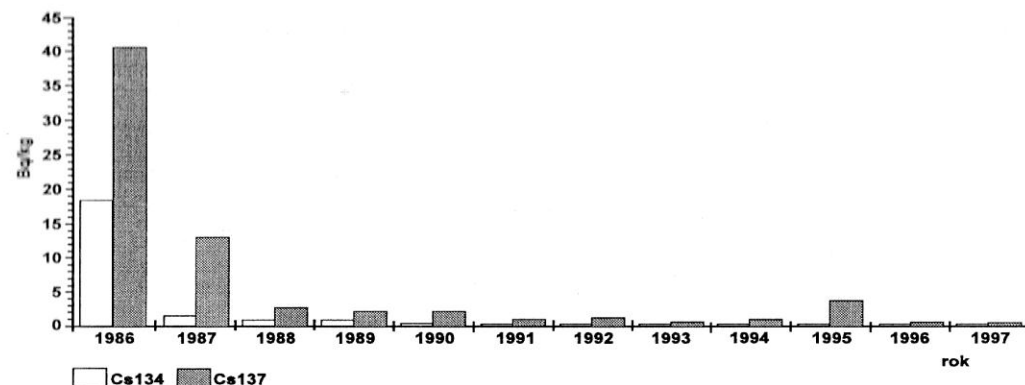
Složka	Limit (Bq)	Výpust za rok 1997 (Bq)	Procento ročního limitu
rad. vzácné plyny	$4,1 \cdot 10^{15}$	$4,17 \cdot 10^{11}$	0,010
aerosoly	$1,8 \cdot 10^{11}$	$2,44 \cdot 10^8$	0,136
^{131}I	$4,4 \cdot 10^{11}$	$1,11 \cdot 10^7$	0,0025
$^{89}\text{Sr} + ^{90}\text{Sr}$	$5,7 \cdot 10^8$	$1,36 \cdot 10^5$	0,024
^3H	není stanoven	$3,08 \cdot 10^{11}$	–

spektrometrickou analýzou vzorků vzduchu z ventilačního komínu stanovuje obsah jednotlivých radioaktivních nuklidů. Roční limity a skutečné výpustě udává tabulka 30. V aerosolech se spektrometricky stanovuje obsah jednotlivých radioaktivních nuklidů. Jejich podíl na celkové aktivitě výpustí aerosolů do ovzduší v r. 1997 byl 33,1 % ^{54}Mn , 27,9 % ^{58}Co , 12,9 % ^{60}Co , 6,4 % ^{59}Fe , 5,6 % ^{110m}Ag , 4,7 % ^{51}Cr a 2,1 % ^{124}Sb , další nuklidy byly zastoupeny v menším množství. Jako příklad je na obr. 97 znázorněno měsíční sledování izotopů jódu v plyných výpustích.

V kapalných výpustích se obsah radioaktivních látek sleduje ve vodách vypouštěných z kontrolních nádrží výrobních bloků a ve vodě v odpadním kanálu z elektrárny. Limity a skutečně vypouštěná aktivita v r. 1997 pro tritium a souhrnně pro ostatní radioaktivní nuklidy, tj. štěpné produkty a radioaktivní produkty koroze, jsou uvedeny v tabulce 31. Limity jsou odvozeny z požadavku, že tritium nesmí způsobit u jednotlivce z obyvatelstva úvazek efektivní ekvivalentní dávky za 50 let vyšší než $1,75 \cdot 10^{-6}$ Sv, ostatní radioaktivní nuklidy souhrnně $5 \cdot 10^{-8}$ Sv. Ze štěpných a korozních produktů jsou v kapalných výpustích nejvíce zastoupeny ^{110m}Ag (22,0 %), ^{60}Co (19,9 %), ^{58}Co (16,6 %), ^{54}Mn (12,8 %) a ^{137}Cs (6,8 %).

Přehled radioaktivních látek vypuštěných z jaderné elektrárny Dukovany v období 1985–1997 je uveden v tabulce 32.

V okolí elektrárny se sleduje kromě obsahu tritia ve vodě obsah ^{134}Cs a ^{137}Cs v mase ryb z nádrží Mohelno a Dalešice, v horní vrstvě půdy a v různých zemědělských produktech (obr. 98). Zvýšený obsah izotopů cesia v roce 1986 byl způsoben havárií reaktoru v Černobylu. Jediný měřitelný vliv provozu elektrárny na okolí je zvýšený obsah tritia v řece Jihlavě



Obrázek 98: Měrná aktivita ^{134}Cs a ^{137}Cs v mase ryb z nádrží Mohelno a Dalešice (horní část) a v horní vrstvě půdy (dolní část). Převzato z [40].

a v nádrži Mohelno, kam ústí odpadní vody z elektrárny. Zvýšená objemová aktivita tritia je i ve studních v bezprostřední blízkosti řeky Jihlavy a v nádrži Dalešice vlivem přečerpávání vody z nádrže Mohelno. Tyto objemové aktivity tritia však nejsou významné, protože odpovídají pouze 0,023 % povoleného ročního limitu pro příjem tritia ingescí ($55,6 \text{ MBq } ^3\text{H}$ pro jednotlivce z obyvatelstva podle vyhlášky č. 184/1997 Sb. Mimo tritium nebylo v okolí elektrárny zaznamenáno ozáření z jiných radioaktivních nuklidů. Je to důsledkem velmi nízkých výpustí radioaktivních nuklidů do ovzduší a vod, což svědčí o dobrém stavu technologie elektrárny a o tom,

Tabulka 31: Limitní a skutečné aktivity kapalných výpustí z jaderné elektrárny Dukovany v r. 1997. Převzato z [40].

Složka	Limit (Bq/rok)	Výpust za rok 1997 (Bq)	Procento ročního limitu
³ H	2·10 ¹³	1,46·10 ¹³	66,9
ostatní nuklidy	2·10 ⁹	7,6·10 ⁷	3,3

že elektrárna je provozována v souladu s náročnými požadavky na zajištění radiační bezpečnosti.

Ozáření pracovníků jaderné elektrárny se sleduje filmovými, termoluminiscenčními a elektronickými dozimetry a měřením vnitřní kontaminace celotělovým počítačem. Z výsledků filmové dozimetrie a vnitřní kontaminace se získávají hodnoty ekvivalentních dávek, kterým byli pracovníci vystaveni. Tabulka 33 ukazuje, že ozáření pracovníků elektrárny je velmi nízké, u nikoho nebyl překročen roční limit 20 mSv.

Příspěvek provozu jaderné elektrárny Dukovany k ozáření obyvatelstva v okolí je tak nízký, že jej nelze stanovit přímým měřením. Individuální a kolektivní ekvivalentní dávky obyvatel v okolí elektrárny lze získat pouze modelovým výpočtem, který vychází ze známých aktivit výpustí a uvažuje transport jednotlivých radioaktivních nuklidů k člověku, jejich radiotoxicitu, počet obyvatel a jejich věkové kategorie, zemědělskou produkci v okolí elektrárny, meteorologickou situaci a další údaje. Výpočet se provádí pro skupinu více než 860 000 obyvatel žijících do vzdálenosti 40 km od elektrárny, což zahrnuje mj. Brno, Třebíč a Znojmo. Vypočítaný úvazek kolektivní efektivní dávky za 50 let z plyných a kapalných výpustí za rok 1997 činí 0,031 Sv. Z toho 0,030 Sv pochází z výpustí do vod a 0,001 Sv z výpustí do ovzduší. Při instalovaném výkonu elektrárny 4×440 MW(e) to představuje pouze 0,044 % z mezinárodně doporučené limitní hodnoty (kap. 8.5.1). V okolí do 20 km od elektrárny byl v r. 1997 celkový příkon dávkového ekvivalentu, tj. včetně přirozeného záření, 0,089 μSv hod⁻¹ (průměrná hodnota z přírodních zdrojů je podle komise UNSCEAR 0,27 μSv hod⁻¹, viz tabulka 19).

Dobrý stav elektrárny potvrdila v prosinci r. 1997 prověrka provedená skupinou nezávislých zahraničních odborníků z instituce WANO, která sdružuje provozovatele jaderných elektráren z mnoha zemí. Prověrka se

Tabulka 32: Radioaktivita výpustí z jaderné elektrárny Dukovany v období 1985 až 1997. Převzato z [40].

Rok	Izotopy jódu v PV (MBq)	³ H v PV (GBq)	Vzácné plyny v PV (GBq)	Aerosoly v PV (MBq)	³ H v KV (TBq)	AAŠP v KV (MBq)
1985	89,5	37,2	225,5	30,7	8,5	11,8
1986	1649,6	189,8	821,0	84,0	2,8	56
1987	1697,9	403,0	1228,6	83,6	9,9	21
1988	942,5	404,2	1334,6	38,2	13,1	295
1989	2109,4	409,7	601,1	185,2	18,9	296
1990	10,4	446,8	100,2	99,2	20,1	183
1991	14,3	432,0	265,5	101,3	18,3	314
1992	65	415,3	1118,0	212,0	19,3	100
1993	99,4	325,0	4203,3	207,8	18,6	411
1994	23,9	465,7	4326,8	148,0	15,6	374
1995	15	409,9	5777,2	135,6	14,5	171
1996	122,1	411,9	3163,9	82,2	17,2	95
1997	11,1	308,4	416,9	244,1	14,6	76
limit	440 000	–	4 100 000	180 000	22	2 GBq

Poznámka: PV — plyné výpustě, KV — kapalně výpustě, AAŠP — aktivační produkty koroze a štěpné produkty, G (giga) = 10⁹, T (tera) = 10¹².

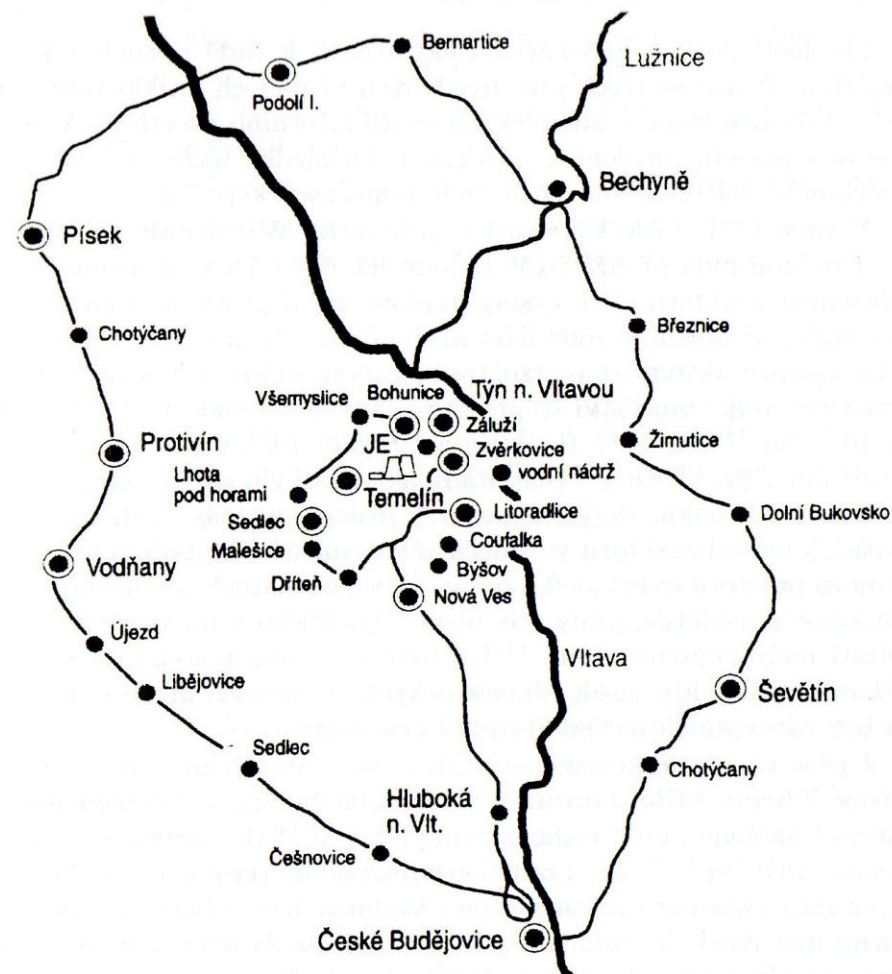
uskutečnila na pozvání vedení jaderné elektrárny Dukovany. Cílem prověrek odborníků z WANO je přispět co možná k největší bezpečnosti a spolehlivosti provozu jaderných elektráren pomocí výměny informací, podporování komunikace a výměny nejlepších provozních zvyklostí. Skupina se zabývala všemi hledisky provozu elektrárny: organizací a administrativou, provozem, údržbou, technickou podporou, přípravou personálu, chemií, radiační ochranou, havarijním plánováním a zpětnou vazbou z provozních zkušeností. Identifikovala sedm tzv. silných stránek, tj. oblastí, které mohou sloužit jako příklad jiným elektrárnám podobného typu: elektrárna vytvořila silné a pozitivní vazby na obyvatelstvo ve svém okolí; jsou používány standardizované pracovní postupy, což zvyšuje účinnost plánování a realizaci údržbářských prací; systém radiační ochrany umožňuje rychle

Tabulka 33: Rozdělení počtu pracovníků elektrárny podle ozáření za rok 1997. Pře-
vzato z [40].

Ekv. dávka (mSv)	0–0,09	0,10–0,49	0,50–0,99	1,00–1,99	2,00–4,99
počet pracovníků	545	194	63	46	35

reagovat na případné i velmi malé odchylky od normální situace; elektrárna dosahuje velmi nízkých kolektivních dávek ve srovnání s elektrárnami obdobného typu; nové systémy v oblasti chemie zvyšují schopnost lépe sledovat chemické režimy v primárním a sekundárním okruhu; pro řešení složitých problémů je používána týmová práce; velmi těsná spolupráce se slovenskou elektrárnou v Jaslovských Bohunicích v oblasti sdílení provozních zkušeností. Skupina hodnotila velmi pozitivně snahu celé organizace po neustálém zlepšování provozu a zvyšování výkonnosti, zájem vedení o nejlepší zkušenosti ze svého průmyslového oboru, rozsáhlé monitorování okolí elektrárny v těsné spolupráci se státním systémem monitorování, schopnost rozsáhlého sledování prostředí včetně špičkového vybavení střediska radiační ochrany a použití špičkového zařízení a přístrojů pro zlepšení výkonnosti a účinnosti v provozu a údržbě. Skupina doporučila pokračovat v nastoupené cestě zdokonalování pracovních postupů popisujících procesy při udržování provozu elektrárny a nepolevovat v péči o lidský faktor pořádáním výuky a stálých školení.

Stejná péče bude věnována bezpečnému provozu jaderné elektrárny Temelín. V jejím okolí probíhá již řadu let předprovozní monitorování, jehož cílem je získat data o původním stavu okolí jaderné elektrárny a prověřit připravenost monitorovacího systému před zahájením provozu elektrárny. Předprovozní monitorování zahrnuje měření dávek a dávkových příkonů, objemové aktivity radioaktivních nuklidů v aerosolech v ovzduší, plošné aktivity radioaktivních nuklidů v atmosférickém spadu, objemových aktivit pitných, povrchových a podzemních vod, měrných a plošných aktivit půd a sedimentů, měrných a objemových aktivit rostlinných a živočišných produktů zemědělské a potravinářské výroby. Měření probíhá na několika stanicích budoucího monitorovacího systému (obr. 99). Jako příklad lze uvést měření dávkového příkonu, který se v Českých Budějovicích, Týně nad Vltavou a v mnoha menších lokalitách v druhém čtvrtletí r. 1998 pohyboval v rozmezí 0,11–0,16 $\mu\text{Gy hod}^{-1}$.



Obrázek 99: Síť monitorovacích stanic v okolí jaderné elektrárny Temelín. Pře-
vzato z [26].

8.6 Havárie jaderných reaktorů

V minulosti došlo v jaderných elektrárnách k řadě poruch a k několika haváriím. Pouze ve třech níže uvedených případech uniklo větší množství radioaktivních látek mimo elektrárnu do životního prostředí. V této kapitole jsou popsány ekologické a zdravotní následky těchto událostí. Průběh a technické příčiny dvou z nich byly popsány v kap. 7.5.

V roce 1957 došlo k havárii v elektrárně **Windscale** ve Velké Británii. Příčinou bylo přehřátí 150 palivových článků v grafitovém, vzduchem chlazeném reaktoru. Při vysoké teplotě začal grafit a uran reagovat se vzdušným kyslíkem a větší část aktivní zóny byla zničena požárem. Než byla nakonec aktivní zóna zaplavena vodou, uniklo větracím komínem do atmosféry velké množství štěpných produktů. Rozsah úniku byl odhadnut na 10^{17} Bq ^{133}Xe , 10^{15} Bq ^{85}Kr a ^{131m}Xe , 10^{14} Bq ^{131}I , ^{132}Te a ^{137}Cs , a 10^{12} Bq ^{89}Sr , ^{106}Ru a ^{144}Ce . Radioaktivita byla zaznamenána i v Belgii, Německu a Norsku. Největší dávkový příkon, $40 \mu\text{Gy/hod}$, byl ve vzdálenosti 1,5 km od reaktoru ve směru větru, maximální týdenní dávka záření v tomto prostoru byla 0,3–0,5 mGy. Nejzávažnější důsledek havárie byla kontaminace zemědělské půdy nuklidem ^{131}I . Mléko a mléčné výrobky z této oblasti měly zvýšený obsah ^{131}I a byly vyřazeny z konzumace. Rozšíření ^{131}I zabránil rychlý zásah zdravotnických organizací, proto se havárie obešla bez zdravotních následků pro obyvatelstvo.

I přes vážné poškození reaktoru a zamoření primárního okruhu elektrárny **Three Mile Island** u města Harrisburg v Pensylvánii unikly mimo elektrárnu pouze radioaktivní plyny (10^{17} Bq, převážně ^{133}Xe) a přibližně $4 \cdot 10^{11}$ Bq ^{131}I . Únik radioaktivních plynů trval několik týdnů. Úřady doporučily evakuaci těhotných žen a školních dětí z oblasti do 8 km od elektrárny, pro okruh do vzdálenosti 15 km doporučily nevycházet z domů a nepoužívat klimatizační zařízení. V blízkém okolí elektrárny byla maximální dávka 1 mGy, ve vzdálenosti do 6 km 0,33–0,78 mGy a 60 km od elektrárny již jen $0,005 \mu\text{Gy}$. Hlavním zdrojem zevního ozáření obyvatelstva byly radioaktivní izotopy vzácných plynů. Ke kontaminaci potravy nedošlo, protože únik ^{131}I byl poměrně malý a dobytek v okolí elektrárny byl v té době krmen uskladněnou pící. Mléko z této oblasti mělo jen nízký obsah ^{131}I , nejvyšší hodnota byla $1,5 \text{ Bq l}^{-1}$. Havárie nezpůsobila obyvatelstvu ani zdravotní újmu, ani škody na majetku. Znamenala však významný mezník v jaderné energetice, protože vyvolala celosvětové přehodnocení koncepce jaderné bezpečnosti a revizi stavu mnoha reaktorů. Nehoda smutně proslula špatnou organizací monitorovací služby, nepřipraveností úřadů zvládat krizové situace a senzacechtivostí sdělovacích prostředků, což vedlo k panice mezi obyvatelstvem a k dopravnímu kolapsu oblasti při evakuaci.

Havárie černobylské elektrárny se stala symbolem skutečné jaderné katastrofy. Na rozdíl od předešlých dvou událostí měla dalekosáhlé zdravotní následky i dlouhodobý dopad na životní prostředí. Při hodnocení této události je vhodné mít na zřeteli netypičnost reaktoru a okolnosti, které vedly k havárii (kap. 7.5) a rozlišovat následky havárie na západním území bývalého Sovětského svazu a jinde v Evropě.

Nejnovější hodnocení černobylské havárie na území Běloruska, Ukrajiny a Ruska přinesla v r.1996 mezinárodní konference, kterou pořádala MAAE. Z materiálů této konference jsou převzaty níže uvedené údaje.

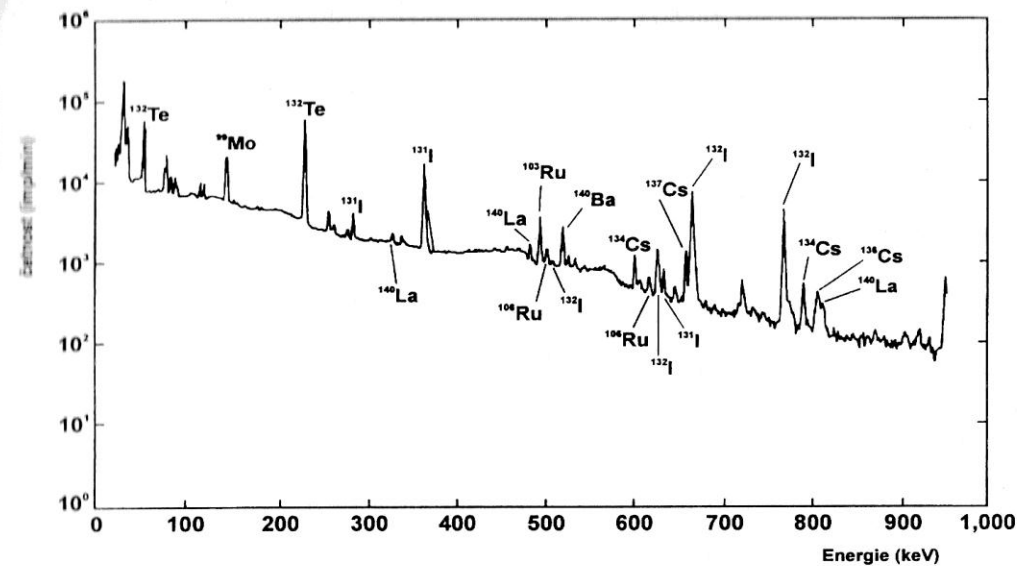
Celková aktivita, která při havárii unikla mimo elektrárnu byla odhadnuta na $1,9 \cdot 10^{19}$ Bq. Z toho polovina patřila radioaktivním izotopům vzácných plynů. Z reaktoru se dále uvolnilo $(1,3-1,8) \cdot 10^{18}$ Bq izotopů jódu, $5 \cdot 10^{16}$ Bq ^{134}Cs a $9 \cdot 10^{16}$ Bq ^{137}Cs . Unikly všechny radioaktivní vzácné plyny, 20–60 % ostatních těžkých štěpných produktů, menší podíl netěžkých nuklidů a 3–4 % paliva. Radioaktivita se rozptýlila atmosférou i do vzdálených oblastí, radioaktivní spad byl zaznamenán na celé severní polokouli. Většina spadu se usadila v oblasti kolem elektrárny. Zamoření terénu bylo vysoké. Například území, kde plošná aktivita ^{137}Cs převýšila 185 kBq m^{-2} , zahrnovala $16\,500 \text{ km}^2$ v Bělorusku, $4\,600 \text{ km}^2$ v Rusku a $8\,100 \text{ km}^2$ na Ukrajině.

Ozáření lidí bylo vysoké z hlediska dávek záření i počtu postižených osob. Na likvidaci následků havárie se v letech 1986–87 podílelo na 200 000 lidí, u nichž průměrná ekvivalentní dávka záření byla 100 mSv. Z toho 10 % osob bylo ozářeno dávkou 250 mSv a několik procent dávkou větší než 500 mSv. Také asi 5 % ze 116 000 osob, které byly evakuovány z nejzamořenějšího třicetikilometrového pásma kolem elektrárny bylo ozářeno dávkou větší než 100 mSv. Několik desítek osob, které byly nasazeny na likvidační práce v elektrárně ihned po havárii bylo ozářeno potenciálně smrtelnými dávkami několika Sv. Z 237 osob, které byly ozářeny vysokými dávkami se u 134 projevily příznaky akutní nemoci z ozáření. Z nich 28 na nemoc z ozáření zemřelo během prvních tří měsíců po havárii, dvě další osoby zahynuly při explozi a jedna osoba na infarkt. U osob ozářených dávkou vyšší než 10 Gy se projevilo smrtelné poškození zažívacího traktu, u 26 zemřelých přispělo k úmrtí vážné radiační poškození kůže na více než 50 % povrchu těla a poškození sliznic dýchacích cest. Způsobily to částice radioaktivního materiálu s vysokou měrnou aktivitou (tzv. horké částice), které vyvolávají lokální ozáření dávkami až 100 Gy. Během několika následujících měsíců zemřelo ještě 14 osob, v těchto případech však nebyla prokázána jednoznačná souvislost úmrtí s ozářením. Osoby, které přežily ozáření vysokými dávkami trpí dodnes různými potížemi včetně psychického stresu.

Z dlouhodobého hlediska se za nejzávažnější zdravotní účinek havárie pokládá zvýšený výskyt rakoviny štítné žlázy u dětí, které se narodily v oblastech silně zamořených radioaktivními izotopy jódu v období mezi šesti měsíci před havárií do šesti měsíců po havárii. Příčinou byl vysoký příjem nuklidu ^{131}I inhalací z původního radioaktivního mraku a konzumací kontaminované potravy. Dávka způsobená zářením radioaktivních izotopů jódu ve štítné žláze byla odhadnuta na 0,8–2,4 Sv u dětí a 0,2–0,4 Sv u dospělých. Ke konci roku 1995 bylo mezi dětmi mladšími 15 let zjištěno téměř 800 případů, z nichž tři byly smrtelné. Neobvyklá byla krátká latentní doba, pouze čtyři roky. Očekává se, že v této skupině dětí se další případy rakoviny štítné žlázy budou objevovat ještě několik desetiletí, i když v menším počtu. U dětí, které se narodily později je výskyt rakoviny štítné žlázy na úrovni neozářeného obyvatelstva.

Jiné stochastické účinky, jako zvýšený výskyt leukémie a jiných nádorových onemocnění, se v období deseti let po havárii neprojevily. Konzervativním přístupem bylo odhadnuto, že mezi 7,2 milióny obyvatel v postižených územích by se mohlo během doby vyskytnout 470 smrtelných případů leukémie. Ty by však nešlo odlišit od 25 000 úmrtí na leukémii, které se v této skupině očekávají za normálních okolností. Totéž platí pro předpokládaných 6 600 přídatných případů jiných nádorových onemocnění během dalších 85 let při výskytu 870 000 úmrtí. Zajímavá je situace s výskytem leukémie mezi 200 000 osobami, které se podílely na likvidaci havárie a kde výpočty předpokládají výskyt 200 přídatných případů nad 800 případů ve stejně početné neozářené skupině. Zde již jsou obě hodnoty srovnatelné a pokud by ozáření v této skupině skutečně způsobilo vznik leukémie, měl by zvýšený výskyt být rozpoznatelný. Zatím však zvýšený výskyt leukémie nebyl v této skupině zjištěn a to i přesto, že 150 ze 200 očekávaných přídatných případů se mělo projevit během prvních deseti let po ozáření. Další sledování těchto ozářených populací je velmi významné pro rozšíření poznatků o stochastických účincích ionizujícího záření.

Konference také upozornila na to, že kromě běžně uvažovaných zdravotních dopadů jsou důležité také psychologické důsledky havárie. V postižené populaci se v období po havárii ve značné míře projevuje strach, deprese a různé psychické poruchy. Přitom však skutečnou příčinu těchto potíží není snadné identifikovat. Může být důsledkem havárie, zhoršené ekonomické situace plynoucí z útlumu zemědělské a průmyslové činnosti v zamořených oblastech, ale také všeobecně těžkých životních podmínek obyvatel v těchto oblastech, které se dále zhoršily po rozpadu Sovětského svazu. Psychologické důsledky se přisuzují také nedostatečné informovanosti obyvatelstva v období krátce po havárii, stresu z evakuace a přesídlení (v letech 1990–95 bylo přesídleno dalších 200 000 osob), narušení



Obrázek 100: Spektrum γ záření dešťové vody v Kostnici, SRN, 30. 4. 1986. Převzato z [16].

společenských vazeb a obavám z možných budoucích zdravotních následků, především u dětí.

Emise radioaktivních nuklidů z černobylského reaktoru byla nesrovnatelně mohutnější než v případě jiných havárií a zasáhla i rozsáhlé oblasti mimo území bývalého Sovětského svazu (obr. 100). Radioaktivní mrak byl nejprve unášen směrem ke Skandinávii, po změně povětrnostních podmínek byly další emise unášeny směrem k západu. Vzhledem k velké vzdálenosti od místa havárie byla však v Evropě kontaminace zemského povrchu i ozáření obyvatelstva mnohem menší než na území bývalého Sovětského svazu. Zamoření terénu bylo měřeno ve všech evropských zemích a z něj byly odhadovány dávky zevního a vnitřního ozáření. Výsledky se většinou uvádějí jako průměrná ekvivalentní dávka za první rok po havárii, protože v tomto období bylo ozáření největší. V České republice způsobila radioaktivita z černobylské havárie za první rok ekvivalentní dávku průměrně 0,36 mSv u dětí a 0,22 mSv u dospělých. Podobné hodnoty byly stanoveny i v jiných zemích: ve Švédsku 1–4 mSv, ve Švýcarsku 2,2 mSv, v Rakousku 0,43 mSv. V následujících letech klesala ekvivalentní dávka tak, jak se v životním prostředí snižoval obsah radioaktivních nuklidů. Například v Rakousku činila v r. 1996 pouze 2,4 μSv . Místní dávky záření se však mohly dosti lišit podle reliéfu krajiny a momentálních povětrnostních

podmínek. Zamoření terénu a následné ozáření obyvatelstva bylo například větší tam, kde při průchodu radioaktivního mraku přšlo, protože z něj srážková voda strhávala radioaktivitu. Celkové dávky, kterými bylo ozářeno obyvatelstvo ve střední a západní Evropě nepřekročily za první rok po havárii dvojnásobek ročního ozáření z přírodních zdrojů záření a lze je klasifikovat jako nízké. O možných stochastických účincích tohoto ozáření platí, co bylo uvedeno v kap. 5.8.1.

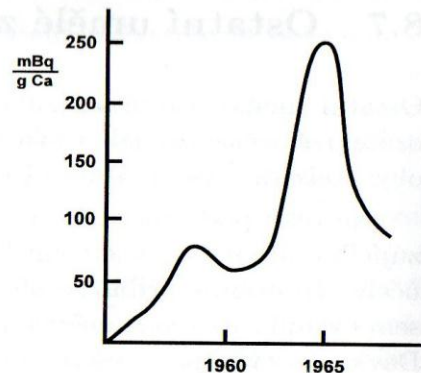
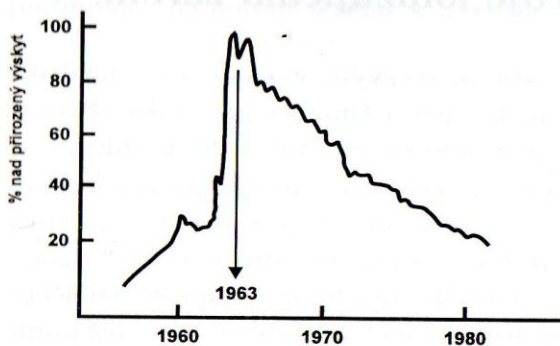
V období krátce po havárii bylo v Evropě zlikvidováno velké množství kontaminovaných potravin a zemědělských produktů, aby se u obyvatelstva předešlo zvýšenému příjmu zejména ^{131}I . Také v tehdejší Československu probíhalo rozsáhlé monitorování různých složek životního prostředí. Při systematickém sledování vlivu jaderné elektrárny Dukovany na okolí elektrárny se vliv černobylské havárie projevil například zvýšeným obsahem ^{134}Cs a ^{137}Cs v horní vrstvě půdy a v mase ryb z nádrží Mohelno a Dalešice (obr. 98). Zatímco v mase ryb aktivita v následujících letech rychle klesala v důsledku krátkých efektivních poločasů izotopů cesia, v půdě je pokles aktivity pomalejší, protože izotopy cesia jsou v půdě silně zadržovány a jejich uvolňování do jiných složek životního prostředí je pomalé. S delším odstupem po havárii zůstává v půdě pouze ^{137}Cs , které se může potravinovým řetězcem dostat do lidského organismu. Ve státním veterinárním ústavu bylo v našich zemích v letech 1987–1991 změřeno téměř 24 tisíc vzorků potravin, zemědělských produktů a krmiv. Nejvyšší obsah nuklidů ^{134}Cs a ^{137}Cs byl pozorován v roce 1987, kdy například průměrná měrná aktivita hovězího masa byla 25 Bq kg^{-1} a skopového masa 48 Bq kg^{-1} . Bylo to způsobeno tím, že v té době dobytek zkrmoval píci kontaminovanou v době havárie. Od té doby se radioaktivita potravin rychle zmenšovala a v roce 1991 již byla na úrovni detekčního limitu měřících aparatur. Bylo však i několik výjimek, které však byly s ohledem na běžné stravovací návyky bezvýznamné. Například aktivita izotopů cesia v jelením mase klesala v období 1987–1991 velmi pomalu a v borůvkách se dokonce zvětšovala. Bylo to vysvětleno postupnou migrací ^{137}Cs lesní půdou k hlouběji uloženému kořenovému systému borůvek. Výrazně vyšší byl obsah ^{137}Cs v hřibovitých houbách, které mají schopnost koncentrovat některé látky z půdy. Zatímco v r. 1985, tj. před černobylskou havárií, obsahovaly průměrně $1 \text{ kBq } ^{137}\text{Cs}$ na kg sušiny, což odpovídalo cesiu ze spadu po zkouškách jaderných zbraní, vzrostl v r. 1986 obsah ^{137}Cs až na 40 kBq kg^{-1} sušiny.

8.7 Ostatní umělé zdroje ionizujícího záření

Ostatní umělé zdroje ionizujícího záření se svým významem z hlediska ozáření člověka liší jak velikostí dávky, tak i tím, na jak velké skupiny obyvatelstva působí. V této kapitole je uveden jejich stručný přehled.

Největší podíl na ozáření lidstva z umělých zdrojů má používání ionizujícího záření a radioaktivních látek v lékařství pro diagnostické a léčebné účely. Způsobuje přibližně 85 % ozáření z umělých zdrojů záření. Spadá sem i velmi rozšířené používání rentgenového záření pro diagnostické účely. Dávky, kterými jsou vyšetřované osoby a pacienti ozářeni se velmi liší podle použité diagnostické metody, podle způsobu ozařování a technického stavu ozařovacího zařízení. Dávky při rtg vyšetření jsou poměrně nízké, ozáření se však týká mnoha miliónů lidí. Přibližná dávka při rtg snímku plic se uvádí v rozmezí 1–10 mGy, u zubního snímku přibližně 10 mGy, u panoramatického snímku celého chrupu až 300 mGy. Každé diagnostické ozáření musí mít pro pacienta zřejmý užitek, ozáření musí poskytnout zobrazení, které je dostatečně citlivé a umožňuje získat potřebné informace pro další léčebný postup při minimálním riziku pro pacienta. Vzhledem k mnoha možným postupům a různé technické úrovni ozařovacího zařízení mezinárodní komise pro ochranu před zářením (ICRP) nestanovuje limity, ale doporučuje referenční hodnoty dávek, které vyhovují výše uvedeným požadavkům. Tato doporučení jsou přijata evropskou unií. Referenční dávka se definuje jako dávka absorbovaná ve vzduchu v místě, kde osa rtg svazku protíná povrch pacienta. Je to například 0,3–1,5 mGy pro snímek hrudníku, plic a srdce, 3–5 mGy pro lebku, 14–40 mGy pro bederní páteř a 10 mGy pro pánev, močový systém a prsní žlázu. Naproti tomu jsou dávky při ozařování nádorů velmi vysoké (kap. 5.8.2) a způsobují pozdní stochastické účinky (kap. 5.8.1).

Vážné radiační ohrožení lidstva představovaly v padesátých a šedesátých letech nadzemní zkoušky jaderných zbraní. Při těchto explozích se do vysokých vrstev atmosféry dostalo obrovské množství radioaktivních látek, které se po dlouhou dobu postupně vylučovaly na zemský povrch jako radioaktivní spad, a to i v místech velmi vzdálených od výbuchu. Nejvýznamnější pro zamoření biosféry byly nuklidy ^{90}Sr , ^{89}Sr , ^{90}Y , $^{106}\text{Ru}+\text{Rh}$, ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{131}I , $^{140}\text{Ba}+\text{La}$, $^{95}\text{Zr}+\text{Nb}$, $^{144}\text{Ce}+\text{Pr}$, ^{147}Pm , ^{14}C a ^{85}Kr . V roce 1963 byly mezinárodní dohodou nadzemní jaderné exploze zakázány a význam spadu pro ozáření lidstva se postupně zmenšoval. Ukončení nadzemních explozí se projevilo na obsahu radioaktivních nuklidů v atmosféře a v lidském organismu (obr. 101), i na celkovém ozáření. Po ukončení zkoušek v roce 1963 se průměrná roční ekvivalentní dávka z vdechování radioaktivního prachu odhadovala na 0,014 mSv, v roce 1969 již jen na 0,4 μSv .



Obrázek 101: Vlevo: měrná aktivita ^{14}C v přízemní vrstvě atmosféry ve střední Evropě. Vpravo: měrná aktivita ^{90}Sr ve vápníku kostí dětí do čtyř roků. Převzato z [46].

Do dnešní doby přetrvávají z explozí v biosféře nepatrná množství ^{90}Sr a ^{137}Cs , která k ozáření člověka přispívají zanedbatelnou měrou. Úvazek ekvivalentní dávky bude k roku 2000 činit podle komise UNSCEAR 1,3 mSv v kostních buňkách ze záření ^{90}Sr , záření nuklidu ^{137}Cs způsobí úvazek 0,38 mSv ze zevního ozáření a 0,21 mSv z vnitřního ozáření.

Zamoření větších oblastí, i když v daleko menším měřítku, pochází z radionuklidových zdrojů energie instalovaných na družicích. Například v roce 1964 se stalo, že americká družice po vypuštění nedosáhla oběžné dráhy a při zpětném vstupu do atmosféry shořela. Zdroj obsahoval $6,3 \cdot 10^{14}$ Bq ^{238}Pu a jeho rozptýlení v atmosféře způsobilo podle komise UNSCEAR průměrnou ekvivalentní dávku $0,4 \mu\text{Sv}$ z inhalace tohoto nuklidu.

Nekontrolovatelným zdrojem ozáření se mohou stát radionuklidové zdroje γ záření ^{60}Co a ^{137}Cs , používané v průmyslu a lékařství. Jakmile se aktivita zdroje a intenzita jeho γ záření zmenší natolik, že je zdroj pro daný účel dále nepoužitelný, je nutné jej zlikvidovat. Aktivita vyřazených zdrojů je však stále ještě vysoká a při demontáži, dopravě a konečném uložení je nutno postupovat podle předpisů pro likvidaci vysoce radioaktivních odpadů. Z minulosti je známo několik případů, kdy nedodržení postupu bezpečné likvidace těchto zdrojů způsobilo značné problémy i vážné radiační nehody.

Několikrát se stalo, že při nedbalém provádění likvidace bylo ocelové pouzdro s radioaktivním materiálem omylem pokládáno za nepotřebný a něškodný kovový předmět, který byl odložen do kovového odpadu a způsobil pak kontaminaci vyrobené oceli. Například na Tajvanu se v roce 1983

zjistilo, že ocel takto kontaminovaná nuklidem ^{60}Co byla použita do železobetonových konstrukcí několika výškových budov. V těchto budovách byl zjištěn zvýšený dávkový příkon $0,2\text{--}20 \mu\text{Gy/hod}$.

Ke smrtelným následkům došlo v případech, kdy se odložené zdroje dostaly mezi obyvatelstvo. V pěti takových nehodách zahynulo 19 lidí. Poslední vážný případ tohoto druhu se stal v r. 1985 ve městě Goiania v Brazílii, kdy při likvidaci radiologické kliniky bylo v budově nedopatřením ponecháno ozařovací zařízení se zdrojem ^{137}Cs , aniž by o tom byly uvědoměny zodpovědné orgány. Zdroj v té době obsahoval 93 g $^{137}\text{CsCl}$ o aktivitě $5 \cdot 10^{13}$ Bq a ve vzdálenosti jednoho metru vyvolával dávkový příkon $4,5 \text{ Gy/hod}$. Do opuštěné budovy pak vnikli dva muži, kteří hledali kovové předměty do sběru. Nalezli a demontovali ozařovací zařízení, zdroj záření odnesli domů a tam se jej snažili rozebrat. Přitom se porušilo ocelové pouzdro, chlorid cesný se částečně rozptýlil a způsobil vysoké vnitřní i zevní ozáření několika osob. Porušený zdroj pak odnesli do sběrnny. Majitel sběrnny si všiml, že předmět v noci modře světélkoval a v následujících dnech pozval několik přátel a příbuzných, aby se na tento úkaz podívali. Někteří si odnesli malé kousky radioaktivního materiálu domů. Po několika dnech začali někteří lidé pociťovat problémy zažívacího traktu a záhy byla zjištěna souvislost s ozářením. Čtyři osoby zemřely během několika týdnů po ozáření dávkou $4,5\text{--}6 \text{ Gy}$ a u 249 osob se v různé míře projevíly následky ozáření. Během události bylo nutno vyšetřit na ozáření a kontaminaci 119 000 osob, mnoho osob evakuovat ze zamořených domů a provést nákladné a rozsáhlé monitorovací, demoliční, odmořovací a likvidační práce.

V nepatrné míře přispívají k ozáření člověka některé spotřební předměty. Televizní přijímače jsou zdrojem rtg záření o nízké energii (15 až 24 keV). Dávkový příkon ve vzdálenosti 5 cm od obrazovky není větší než $5 \mu\text{Gy/hod}$ a rychle se zmenšuje se zvětšující se vzdáleností. Radioluminiscenční hodinové ciferníky (kap. 5.9) dříve obsahovaly ^{226}Ra , nověji se používá tritium. Ciferníky obsahující ^{226}Ra zvyšují ozáření z γ záření. V těsné blízkosti ciferníku jsou dávkové příkony $10\text{--}20 \mu\text{Gy/hod}$, ve vzdálenosti dvou metrů již jen setiny $\mu\text{Gy/hod}$. V některých zemích je používání ^{226}Ra pro tyto účely zakázáno. Ionizační detektory kouře obsahují ^{241}Am o aktivitě 40 kBq. Dávkový příkon z γ záření ^{241}Am je velmi nízký. Osvětlovací thoriové plynové punčošky obsahují ^{232}Th o aktivitě $500\text{--}4000 \text{ Bq}$. Roční ekvivalentní dávka pro nejvíce exponované osoby většinou nepřesahuje $10 \mu\text{Sv}$.

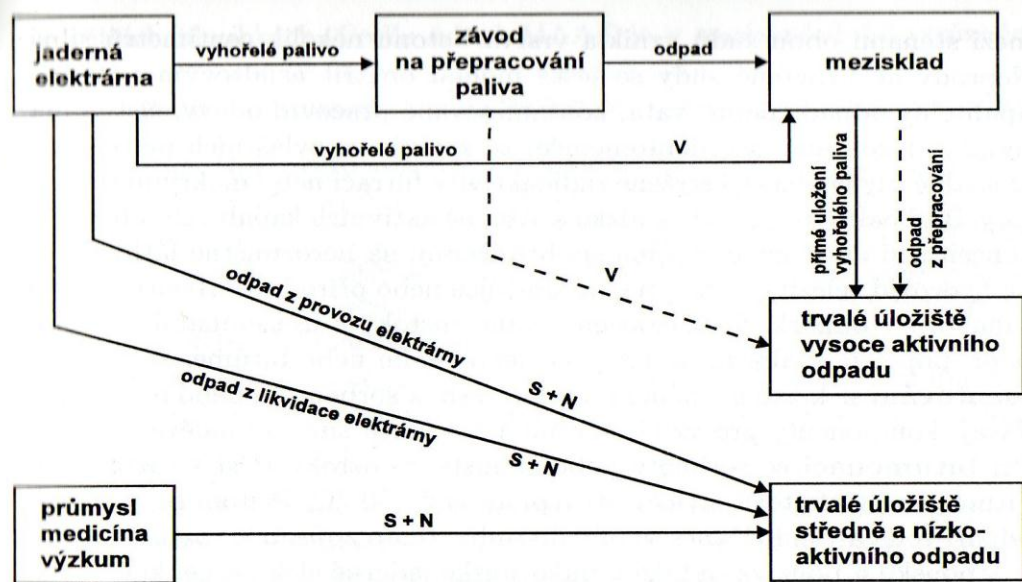
8.8 Radioaktivní odpady

Podobně jako v jiných průmyslových odvětvích vznikají i při výrobě jaderné energie a používání radioaktivních nuklidů odpady nejrůznějšího druhu. Základní vlastnost, kterou se tyto odpady liší od odpadů z ostatních lidských činností je jejich radioaktivita.

První radioaktivní odpady vznikaly již před mnoha desetiletími při výrobě plynových punčošek a při nanášení radioaktivních luminiscenčních barev na ciferníky hodinek, avšak v té době tomu nikdo nevěnoval pozornost. Ve větší míře začaly radioaktivní odpady vznikat ke konci druhé světové války při výrobě jaderných zbraní. Dnes vzniká radioaktivní odpad při těžbě a zpracování uranové rudy, výrobě jaderného paliva, provozu jaderných reaktorů a elektráren, přepracování vyhořelého jaderného paliva, likvidaci jaderných elektráren a při výrobě a používání radioaktivních látek v různých odvětvích lidské činnosti. V některých zemích se za nízkoaktivní odpad pokládá dokonce i popel ze spalování uhlí, případně i některé odpadní produkty ropného průmyslu, pokud mají větší obsah přírodních radioaktivních nuklidů.

Jen malá část plyných a kapalných odpadních radioaktivních látek se vypouští do atmosféry, řek a oceánů. Většina radioaktivních odpadů se zpracovává a po jistou dobu uchovává izolovaně od životního prostředí, aby pro lidstvo nepředstavovaly riziko ani v současnosti, ani v budoucnosti. Z praktických důvodů se radioaktivní odpady třídí na odpady nízko, středně a vysoce aktivní. Nízko a středně aktivní odpady se někdy dále dělí na krátko- a dlouhodobé podle toho, zda obsahují radioaktivní nuklidy s krátkými nebo dlouhými poločasy přeměny. V některých zemích tvoří samostatnou kategorii odpady obsahující transurany. Hlavním kritériem pro zařazení odpadů do těchto tříd je měrná aktivita odpadu nebo teplo uvolňované ve hmotě odpadu při absorpci emitovaného záření. Limitní hodnoty těchto ukazatelů pro jednotlivé třídy odpadů jsou v různých zemích stanoveny různě a mohou se lišit pro odpady obsahující radioaktivní nuklidy emitující α nebo β záření. MAAE definuje vysoce aktivní odpady jako takové, v nichž vzniká více tepla než 2 kW m^{-3} . Nízko a středně aktivní odpady jsou pak takové, které produkují méně tepla a současně jejich aktivita, resp. měrná aktivita přesahuje hodnotu, při níž se již látka nepokládá za radioaktivní ve smyslu příslušných legislativních norem.

Většina nízko a středně aktivního odpadu pochází z jaderných elektráren (obr. 102). Jsou to radioaktivní iontoměniče a filtrační materiál ze stanic na čištění odpadních vod a plynů, materiál z oprav a údržby, odpad z prádelen pracovních oděvů, zamořené pracovní oděvy a materiály použité k dekontaminaci. Menší díl těchto odpadů pochází ze zdravotnictví,



Obrázek 102: Zdroje a pohyb radioaktivního odpadu. (Písmena V, S a N znamenají vysoce, středně a nízko aktivní odpad.)

výzkumných a školských zařízení. Jde o mrtvá pokusná zvířata a různý materiál jako jsou injekční stříkačky, skleněné nádoby, papírová vata, roztoky aj. Vysoce aktivní odpad představuje pouze vyhořelé palivo z jaderných reaktorů a odpad ze závodů na přepracování vyhořelého paliva. Co do objemu jde pouze o 1 % z celosvětově produkováných radioaktivních odpadů, které však obsahují přibližně 90 % veškeré radioaktivity odpadů. Z ekologického hlediska je významné, že tento odpad obsahuje některé radioaktivní nuklidy s velmi dlouhým poločasem přeměny a jeho trvalé uložení bude muset být zabezpečeno na mnoho tisíc let do budoucna.

Úprava a zpracování radioaktivních odpadů před jejich uložením závisí na typu a skupenství odpadu. Hlavním účelem zpracování je zmenšit objem odpadu, převést radioaktivní nuklidy do stabilních, nerozpustných forem a uzavřít je do vhodných obalů, aby se v budoucnosti zamezilo případnému uvolňování radioaktivních látek do životního prostředí. Přitom je zřejmé, že z hlediska hospodárnosti i jaderné bezpečnosti není nutné velké objemy nízko a středně aktivních odpadů zpracovávat drahou technologií používanou pro vysokoaktivní odpady.

Úprava nízko a středně aktivních pevných odpadů spočívá pouze ve zmenšení objemu lisováním do ocelových sudů nebo beden. Sudy se někdy ještě umísťují do větších sudů a zalévají se betonovou směsí tak, aby

mezi stěnami obou sudů vznikla vrstva betonu několik centimetrů silná. Neprodyšně uzavřené sudy se ještě mohou opatřit asfaltovým nátěrem. Spalitelný odpad (papír, vata, kontaminované pracovní oděvy, čisticí materiál z dekontaminace, iontoměniče) se spaluje ve zvláštních pecích, kde se spalné plyny zbavují stržené radioaktivity filtrací nebo mokkými separátory. Radioaktivní nuklidy z nízko a středně aktivních kapalných odpadů se koncentrují do malého objemu spolusrážením na nerozpustné látky, např. na hydroxid železitý, sorpcí na iontoměniče nebo přírodní sorbenty nebo se zahušťují v odparkách. Zakoncentrované roztoky s usazeninami sraženin, popř. popel ze spalování se fixují cementováním nebo bitumenací. Při **cementování** se k zahuštěnému roztoku, resp. k sorbentům nebo popelu přidávají komponenty pro vznik betonu a betonová směs se nalévá do sudů. Při **bitumenaci** se sorbenty nebo zahuštěné roztoky mísí s roztaveným bitumenem (asfaltová živice) při teplotě nad 100 °C. Přitom se z odpadu odpaří voda a vzniklá směs se plní do sudů. Tento způsob je rozšířen v USA a Japonsku a používá se také v dukovanské jaderné elektrárně, kde vzniká ročně kolem 400 m³ zahuštěných nízko a středně aktivních odpadů. Kromě toho zde vzniká ročně také 150–180 m³ pevných odpadů. V neenergetickém sektoru vzniká v ČR ročně asi 100 m³ nízko a středně aktivního odpadu.

Z vysoce aktivních odpadů se zpracovávají pouze kapalné odpady vznikající při přepracování vyhořelého paliva. Zatím se většina těchto odpadů uchovává v ocelových nádržích v přepracovatelských závodech, pouze menší část byla zpracována metodou **vitřifikace**. V této metodě se kapalný odpad odpaří, vysuší a tepelně rozloží. Vzniklé oxidy štěpných produktů se přivádějí do elektricky vyhřívané pece spolu s drtí z borosilikátového skla. Při teplotě kolem 1 200 °C se vyžíhaný odpad vmísí do roztavené skloviny a radioaktivní tavenina se odlévá do ocelových kontejnerů, které se po vychladnutí uzavírají. Sklo pojme 10–25 % štěpných produktů a radioaktivní nuklidy jsou v něm pevně vázány i při vysokých teplotách, na které se sklo zahřívá v důsledku absorpce vznikajícího α a β záření. Vitřifikační závody jsou v zemích, kde se přepracovává vyhořelé palivo (Francie, Velká Británie, Rusko).

Ukládání radioaktivních odpadů. Zpracovaný radioaktivní odpad, případně nezpracované palivové články se ve vhodných kontejnerech ukládají na úložiště, kde se skladuje izolovaně od okolního prostředí. Konstrukce a vybavení úložiště závisí na aktivitě a charakteru odpadu. Vždy však musí být zajištěno proti úniku radioaktivních látek do životního prostředí, a to po takovou dobu dokud aktivita odpadu neklesne na bezvýznamnou hodnotu.

Nízko a středně aktivní odpad se ukládá na povrchových nebo mělce zahloubených úložištích, v důlních prostorách nebo úložištích vyhloubených

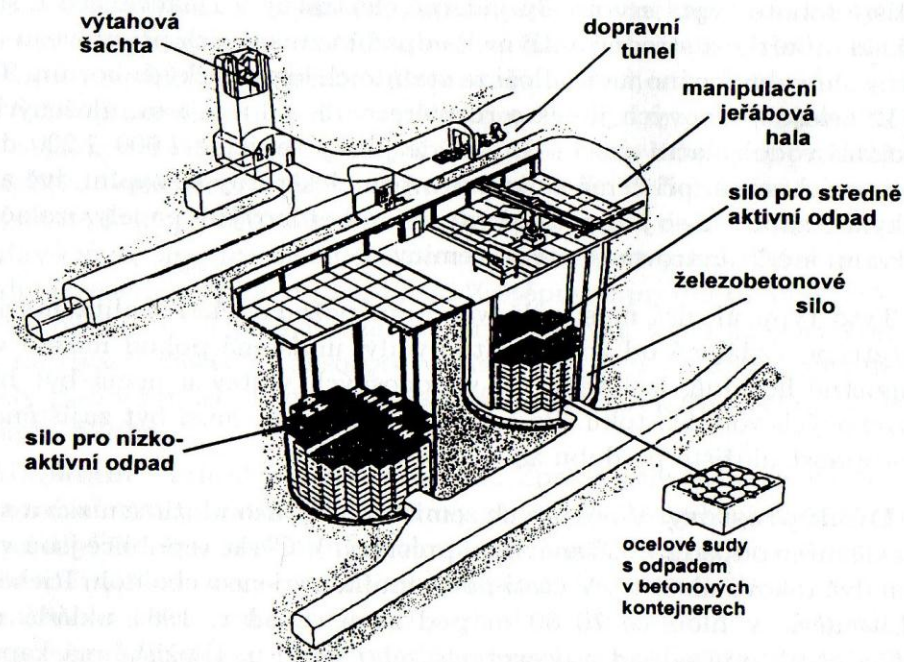
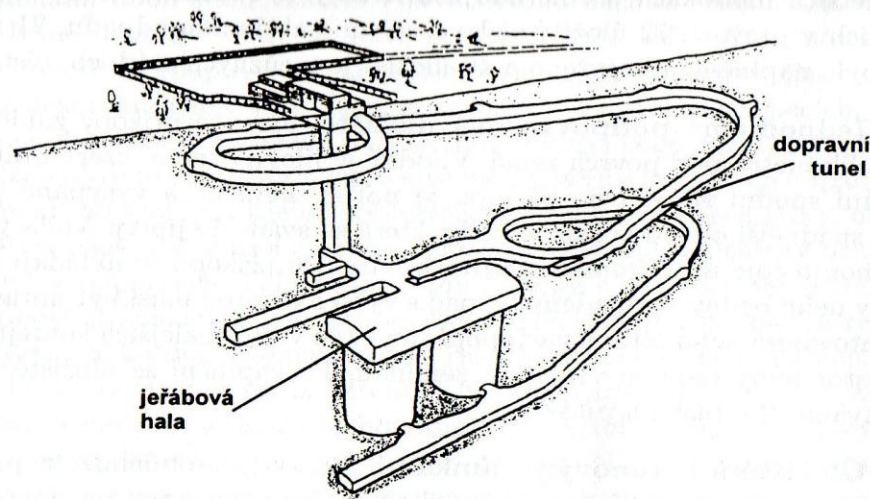
ve větších hloubkách. Podle údajů MAAE je v současné době v různých zemích v provozu 72 úložišť nízko a středně aktivního odpadu, 21 úložišť již bylo naplněno a uzavřeno a 40 úložišť je v různých stádiích výstavby.

Jednoduchá podpovrchová úložiště. Jsou to příkopy zahloubené několik metrů pod povrch země. Vhodný je jílovitý terén, který brání pronikání spodní vody. Dno příkopu je mírně skloněné a vysypané pískem pro snadnější odvod srážkové vody, která se svádí do jímky. Voda v jímkě se monitoruje na přítomnost radioaktivity. Do příkopu se ukládají kovové sudy nebo bedny s odpadem. Odpad s vyšší aktivitou musí být upraven cementováním nebo bitumenací, popř. umístěn v dokonalejších kontejnerech. Prostor mezi sudy se vysypává zeminou. Po zaplnění se úložiště zahrne vrstvami jílu, písku a půdy.

Úložiště s betonovými jímkami. Jímky jsou obdélníkové prostory s betonovými stěnami a podložní deskou. Jsou umístěny na povrchu terénu nebo jsou zahloubeny několik metrů pod povrch a ukládají se do nich sudy nebo bedny s odpadem. Jímky jsou vybaveny drenážním systémem pro odvod a monitorování srážkových vod. Po naplnění se jímky uzavírají železobetonovými panely a převrstvují různým materiálem. Povrchové úložiště tohoto typu je v areálu jaderné elektrárny v Dukovanech a slouží k ukládání nízko a středně aktivních odpadů vznikajících při provozu elektrárny. Je vybudováno na podloží ze stabilních krystalických hornin. Tvoří je 112 železobetonových jímek o rozměrech 18 × 6 × 5,4 m, uložených na speciální vodoizolační vrstvě. Do každé jímky se vejde 1 000–1 200 dvousetlitrových sudů, při čemž za rok provozu elektrárny se zaplní dvě až tři jímky. Po zaplnění se jímky zakrývají železobetonovými panely, izolačními vrstvami a čtyřmetrovou vrstvou zeminy.

Tyto typy úložišť musí splňovat řadu požadavků. Lokalita musí být dostatečně vzdálená od zdrojů pitné vody, umístěná pokud možno v nepropustné hornině, izolována od vodonosných vrstev a nemá být blízko povrchových vodních toků. Po zaplnění a uzavření musí být zajištěna nepřístupnost úložiště po dobu asi 100 let.

Důlní prostory. V některých zemích slouží jako úložiště nízko a středně aktivního odpadu vytěžené důlní prostory. V České republice jsou v provozu dvě taková úložiště. V části podzemního vápencového dolu Richard II u Litoměřic v hloubce 70–80 m pod zemí se od r. 1964 ukládá nízko a středně aktivní odpad z neenergetického sektoru. Úložiště má kapacitu 4 200 m³ a má sloužit asi do r. 2005. V dole Bratrství u Jáchymova se od r. 1974 ukládá odpad obsahující přírodní radioaktivní nuklidy. Jeho kapacita je 300 m³ a je již z větší části naplněna.



Obrázek 103: Úložiště radioaktivního odpadu v Okiluoto ve Finsku. Převzato z [42].

Hlubinná úložiště v menších hloubkách. Jako příklady lze uvést úložiště ve Švédsku a Finsku. Ve Švédsku bylo vybudováno úložiště v krystalické hornině v hloubce 60 m pod mořským dnem s přístupem z pevniny. Sestává ze systému komor ve tvaru sila, v nichž se odděleně ukládají různé druhy nízko a středně aktivního odpadu podle aktivity a složení. Sila jsou 50 m vysoká, jsou vybavena ventilačním systémem, mají betonové stěny a prostor mezi betonem a horninou je vyplněn bentonitovým jílem. Podobné úložiště ve Finsku (obr. 103) má dvě sila, jedno pro nízkoaktivní, druhé pro středně aktivní odpad. Nachází se v hloubce 60–100 m pod zemí.

Hlubinná úložiště ve větších hloubkách. Příkladem mohou být lokality Morsleben a Konrad v SRN. Úložiště v Morsleбену je umístěno v hloubce 500 m v suchém solném dole a má kapacitu 40 000 m³ odpadu. Důl Konrad je opuštěný důl na železnou rudu ve stabilní geologické formaci. Odpad se ukládá v horizontálních tunelech v hloubce 800 m pod zemí.

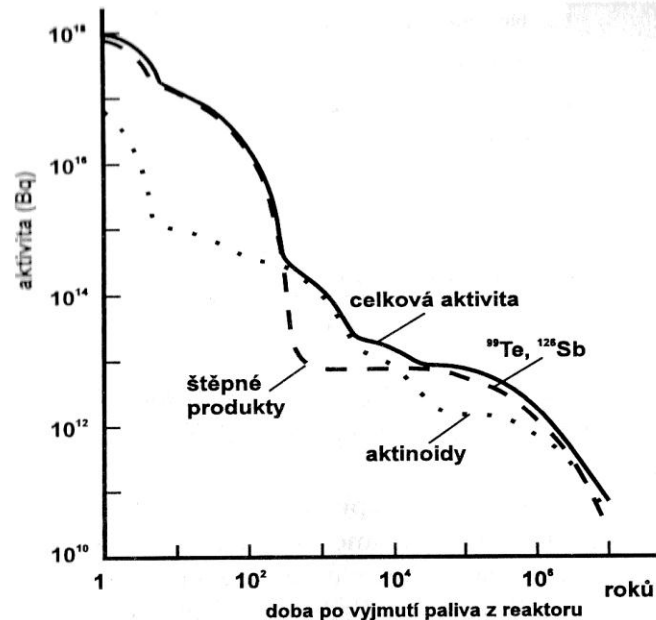
Od konce druhé světové války ukládaly některé země radioaktivní odpady v ocelových sudech do moří a oceánů. Tohoto způsobu se přestalo používat od r. 1972, kdy byla přijata mezinárodní úmluva o ochraně moří před ukládáním odpadů. V r. 1992 vyšlo najevo, že bývalý Sovětský svaz ještě dlouho poté vypouštěl kapalný odpad a ukládal pevný odpad do Severního moře. Pevný odpad byl ukládán v hloubkách 12–380 m při východním pobřeží Nové země. Podle ruských údajů se jednalo o šest reaktorů z ponorek včetně vyhořelého paliva, vyhořelé palivo z reaktoru pro pohon ledoborce, deset reaktorů bez paliva a další odpady. Nízkoaktivní kapalné odpady byly vypouštěny do Barentsova a Karského moře. Celková aktivita těchto odpadů činí $9 \cdot 10^{16}$ Bq. Překvapivě však radiologická situace v tomto úložišti není znepokojující a v současné době má zanedbatelný radiologický význam. Podle výsledků mezinárodního výzkumu organizovaného MAAE se individuální roční dávky z umělých radioaktivních nuklidů v Barentsově a Karském moři pohybují v rozmezí pouze 1–20 μ Sv. Z kontejnerů s nízkoaktivním odpadem částečně unikají radioaktivní látky, avšak prozatím byly zjištěny jen v sedimentech ve vzdálenosti několika metrů od kontejnerů.

Vysoce aktivní odpad představují vyhořelé palivové články a vitrifikovaný odpad z přepracovatelských závodů. Vyhořelé palivo vyjmuté z reaktoru má vysokou aktivitu. Obsahuje štěpné produkty, izotopy aktinoidů (Np–Cm) a radioaktivní nuklidy vzniklé aktivací konstrukčních materiálů palivových článků. Proto se palivové články po vyjmutí z reaktoru nejprve ukládají v bazénech naplněných vodou. Voda slouží k chlazení článků (články se zahřívají absorpcí záření) a ke stínění záření. Bazén se nachází

v hermetizovaných prostorách primárního okruhu, v nichž je uzavřena nej-exponovanější část elektrárny. Články se v bazénu skladují několik let, dokud se nerozpadnou radioaktivní nuklidy s krátkými poločasy. Po této době se palivové články buď přepracovávají (kap. 4.5) a odpad z přepracování se vitrifikuje, nebo se skladují jako takové. Pro definitivní uložení v konečném hlubinném úložišti produkují stále příliš mnoho tepla a musí se na přechodné období přibližně 40 let uložit v zařízení, které se nazývá mezisklad.

Podle způsobu uložení paliva se rozeznávají mokré a suché mezisklady. V **mokrých meziskladech** se palivové články skladují ve velkých, hlubokých bazénech. Palivo se do meziskladu dopravuje v přepravním kontejneru, v meziskladu se z kontejneru vyjme a uloží do skladovacího bazénu. Bazény mají stěny z nerezové oceli a nucenou cirkulaci vody pro chlazení paliva. Jejich provoz je náročný, vyžaduje dokonalou těsnost bazénů a dekontaminaci vody. Mokrý mezisklad se používají ve Francii a ve Švédsku. Švédský mezisklad je soustava bazénů dlouhých 120 m, širokých 20 m a hlubokých 27 m. Bazény jsou umístěny v podzemním skalním prostoru a jejich kapacita je 5 000 tun vyhořelého paliva. **Suchý mezisklad** má podobu skladištní budovy, v níž jsou palivové články uloženy ve speciálních kontejnerech. Chlazení kontejnerů se děje přirozenou cirkulací vzduchu. V dolní části budovy jsou otvory pro vstup okolního vzduchu, ohřátý vzduch vystupuje z budovy střešní částí. Provoz suchého meziskladu je proto mnohem méně náročný. Suché mezisklady mohou mít i jinou podobu. Například v kanadských elektrárnách se vyhořelé palivové články ukládají do betonových kontejnerů a v nich se skladují v areálu elektrárny na volném prostranství.

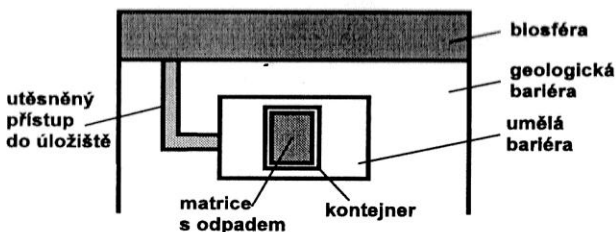
V České republice je suchý mezisklad vybudován v jaderné elektrárně Dukovany. Palivové články se v něm uchovávají v německých kontejnerech typu CASTOR 440/84, konstruované pro uchovávání palivových článků z reaktorů VVER-440. Kontejner je litinová válcová nádoba o výšce 408 cm, průměru 266 cm a tloušťce stěn 37 cm. Hmotnost kontejneru je 131 tun. Uvnitř je mříž, v níž je uloženo 84 palivových článků. Kontejner má tři těsnící víka, mezi nimiž je heliová atmosféra. Tlak helia se nepřetržitě měří pro kontrolu těsnosti kontejneru. Na vnějším povrchu má kontejner žebrovaní pro lepší odvod tepla z palivových článků. Kontejnery CASTOR slouží zároveň pro přepravu palivových článků z bazénu v primárním okruhu do meziskladu. Podobně jako jiné kontejnery pro tyto účely jsou konstruovány tak, že musí odolat pádu z mnohametrové výšky na ocelový hrot, nárazu lokomotivy, teplotám do 1 200 °C, pádu letadla a ponoření do vody do hloubky 200 m. Tím je zajištěno nejen bezpečné skladování, ale i bezpečná přeprava vyhořelého paliva. Na okolí meziskladu nemá takto uchovávané



Obrázek 104: Snižování aktivity vyhořelého jaderného paliva. Podle [4].

palivo vliv, protože intenzita záření, které prochází stěnami kontejneru je velmi nízká. Roční ekvivalentní dávka ve vzdálenosti 400 m od meziskladu je přibližně 20 μSv . Mezisklad v dukovanské elektrárně nemá dostatečnou kapacitu pro uskladnění veškerého vyhořelého paliva, které bude vznikat během plánované životnosti elektrárny a v budoucnosti i elektrárny v Temelíně. Proto se plánuje jeho rozšíření. Současně se uvažuje o vybudování centrálního meziskladu mimo prostor jaderných elektráren v lokalitě Skalka na českomoravské vysočině, kde probíhají přípravné a průzkumné práce. Na rozdíl od meziskladu v dukovanské elektrárně by mezisklad ve Skalce byl vybudován v podzemí skalního masivu.

Po zhruba 40 letech je aktivita paliva v meziskladu dána přítomností štěpných produktů (^{90}Sr , ^{137}Cs) a izotopů transuranových prvků s dlouhým poločasem přeměny. Palivo již vyvíjí méně tepla a pokud nedojde k rozhodnutí o jeho přepracování, bude se palivo ukládat do **konečných úložišť**, kde bude uchováno po mnoho tisíc let. Během této doby se bude aktivita a radiotoxicita paliva, resp. vitrifikovaného odpadu dále zmenšovat a bude se měnit zastoupení radioaktivních nuklidů (obr. 104). Asi po tisíci rocích budou již ^{90}Sr a ^{137}Cs přispívat k aktivitě paliva jen nepatrně a zbývající radioaktivita bude pocházet od ^{243}Am , ^{240}Pu , ^{239}Pu a ^{99}Tc . V ještě vzdálenější budoucnosti 10^5 – 10^6 roků bude ke zbývající aktivitě



Obrázek 105: Vícebariérová koncepce konečného úložiště.

aktinoidů přispívá nuklid ^{229}Th ($T = 7340$ roků) a jeho krátkodobé dceřinné produkty, které se nahromadí postupnou přeměnou ^{237}Np (mateřský nuklid neptuniové radioaktivní řady).

V konečném úložišti musí být zajištěno bezpečné uložení odpadu na velmi dlouhou dobu. Proto musí být vybudováno ve stabilní geologické formaci v hloubkách několik set metrů pod zemí v oblasti, která nesmí být ohrožena vulkanickou činností a zemětřesením. Velká pozornost se věnuje výskytu podzemní vody, která by při dlouhodobém působení mohla způsobit korozi kontejnerů a pomalé vyluhování radioaktivních nuklidů z úložiště. Při správně zvolené lokalitě je únik radioaktivních látek málo pravděpodobný, protože mu stojí v cestě několik bariér (obr. 105). První bariéra je skleněná matrice vitrifikovaného odpadu resp. pokrytí palivových článků, druhou bariérou je kontejner. Palivové články budou do konečného úložiště přepraveny v kontejneru, v němž jsou uchovávány v meziskladu, při ukládání do konečného úložiště budou z něj vyjmuty a každý samostatně uložen v odolném kontejneru. Tyto kontejnery budou umístěny ve skalní dutině a prostory mezi kontejnery budou vyplněny bentonitem nebo podobným materiálem, který má schopnost vázat ionty radioaktivních nuklidů a má malou propustnost pro vodu. Tato vrstva bude působit jako třetí bariéra. Jejím účelem je izolovat odpad od protékajících spodních vod, popř. zachytit radioaktivní nuklidy, pokud by se po korozivním narušení kontejnerů uvolnily. Poslední bariéru představuje několik set metrů silná vrstva geologické formace.

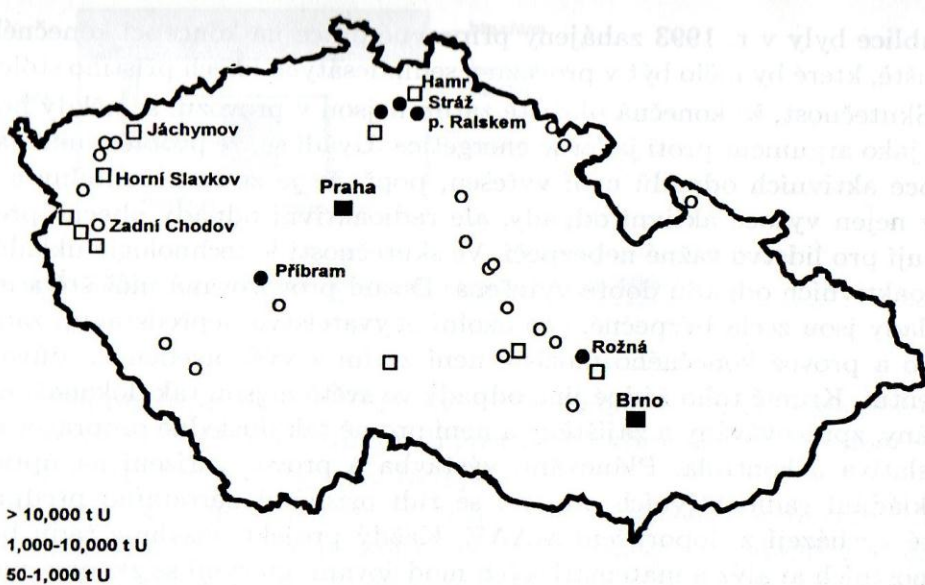
Konečné úložiště zatím v žádné zemi není v provozu. Jako první na světě bude během krátké doby uvedeno do provozu konečné úložiště v oblasti Yucca Mountain v pouštní oblasti v Nevadě. Buduje se v hloubce 650 m ve spodní polovině solné formace. Bude to velmi výnamné, protože v USA je přepracování paliva zakázáno federálním zákonem a z provozu elektráren se nahromadilo mnoho vyhořelého paliva. Kolem r. 2010 mají být uvedena do provozu konečná úložiště v Německu a ve Švédsku. V dalších zemích se provádí výběr a průzkum vhodných lokalit. V České

republice byly v r. 1993 zahájeny přípravné práce na koncepci konečného úložiště, které by mělo být v provozu v sedmdesátých letech příštího století.

Skutečnost, že konečná úložiště zatím nejsou v provozu, se někdy používá jako argument proti jaderné energetice. Uvádí se, že problém ukládání vysoce aktivních odpadů není vyřešen, popř. že je zcela neřešitelný a že tedy nejen vysoce aktivní odpady, ale radioaktivní odpady obecně představují pro lidstvo vážné nebezpečí. Ve skutečnosti je technologie ukládání radioaktivních odpadů dobře vyřešena. Dosud provozovaná úložiště a mezisklady jsou zcela bezpečné, pro okolní obyvatelstvo nepředstavují žádné riziko a provoz konečného úložiště není zatím z výše uvedených důvodů urgentní. Kromě toho žádné jiné odpady ve světě nejsou tak dokonale evidovány, zpracovávány a zajištěny a není pro ně tak důsledně propracovaná legislativa a kontrola. Plánování, výstavba a provoz zařízení na úpravu a ukládání radioaktivních odpadů se řídí přísnými národními předpisy, které vycházejí z doporučení MAAE. Každý projekt obsahuje řadu bezpečnostních analýz a matematických modelování, kterými se zkoumá možnost migrace radioaktivních nuklidů do okolí s přihlédnutím ke způsobu úpravy odpadu a jeho obalu, geologickým podmínkám a vysoce nepravděpodobným situacím. V České republice je kontrolní a dozorovou činností nad radioaktivními odpady pověřen Státní úřad pro jadernou bezpečnost.

8.9 Vliv uranového průmyslu České republiky na životní prostředí

Těžba a zpracování uranových rud má v českých zemích dlouhou tradici, která je dána značně rozšířeným výskytem významnějších uranových rud, resp. hornin se zvýšeným obsahem uranu. Jedná se o významnou uranovou provincii, geologicky ji tvoří český masiv. Rozložení ložisek a přibližný obsah uranu v nich znázorňuje mapa na obr. 106. Výrazný rozvoj těžby uranu začal v r. 1945, kdy byla podepsána smlouva mezi tehdejšími Československem a Sovětským svazem o geologickém průzkumu, těžbě uranové rudy a dodávkách rudy, resp. uranového koncentráту do Sovětského svazu. Produkce uranu od r. 1945 postupně vzrůstala, největšího rozsahu dosahovala v letech 1955–1990, kdy se pohybovala mezi dvěma až třemi tisíci tunami čistého kovu v koncentráту ročně. V letech 1946–1997 se jednotlivé těžební oblasti podílely na produkci uranu takto: Příbram 37,8 %, Dolní Rožínka 17,3 %, Stráž pod Ralskem 14,6 %, Hamr 10,7 %, Zadní Chodov 9,4 %, Jáchymov 6,5 % a Horní Slavkov 2,3 %. Zbytek připadal na průzkumnou činnost a těžbu z malých uranových ložisek. Celkem se v tomto období vytěžilo více než 100 000 tun uranu, což odpovídalo pátému místu



Obrázek 106: Uranová ložiska na území České republiky. Podle [27].

na světě mezi zeměmi těžícími a vyrábějícími uran. V roce 1989 bylo přijato vládní usnesení omezující těžbu a zpracování uranové rudy. K útlumu těžby přispěly později i problémy s odbytem uranu pro jadernou energetiku v souvislosti s rozdělením Československa a změny v koncepci jaderné elektrárny Temelín. Doly se postupně uzavíraly a produkce uranu rychle klesala. Dnes se těží pouze v jediném dole v Dolní Rožínce. V r. 2001 bude i toto ložisko vytěženo a tím těžba uranu v České republice skončí. Dále bude uran vyráběn jen v procesu čištění důlních a odkalištních vod (viz dále).

S výjimkou lokality Stráž pod Ralskem se v České republice a bývalém Československu uran těžil podzemním dobýváním. Vytěžená ruda se třídila od hlušiny radiometricky a po rozemletí se zpracovávala chemickým loužením. V dnes jediné provozované chemické úpravně rudy v Rožné se používá loužení roztokem uhličitanu sodného, který uran z rozemleté horniny převede na rozpustný komplex $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$. Vyloužená ruda se odfiltruje a z roztoku komplexu se působením amoniaku vysráží diuranan amonný, $(\text{NH}_4)_2\text{U}_2\text{O}_7$, tzv. uranový koncentrát.

Po podzemní těžbě a geologickém průzkumu zůstalo v České republice na 350 skládek hlušiny, tzv. odvalů, v nichž je uloženo přibližně 52 milionů m^3 hlušiny. V moravské těžební oblasti se část hlušiny zpracovala na

kamenivo a na výstavbu odkališť chemické úpravy. Pevný odpad po chemickém loužení se ukládá do uměle vybudovaných nádrží, tzv. odkališť. V České republice je jich 16 a je v nich uloženo přibližně 36 milionů m^3 vyloužené rozemleté rudy. Na odkaliště se také ukládaly radioaktivní odpady jako kontaminovaný kovový šrot, zemina a stavební suť, které vznikaly při uranové hornické činnosti a později také při její likvidaci. Ukládají se sem i produkty chemického čištění důlních vod, pokud obsahují uran.

V lokalitě Stráž pod Ralskem se uran těžil podzemním loužením 2 až 5 % roztokem kyseliny sírové v tzv. uzavřeném cyklu. Soustavou vrtů se kyselina vtlačela do pískovcové vrstvy obsahující uran. Roztok obsahující uran a ostatní vyloužené složky včetně dalších radioaktivních nuklidů byly soustavou jiných vrtů čerpány na povrch, kde se z nich uran separoval na iontoměničích. Odpadní roztok se doplňoval kyselinou sírovou a znovu vtlačel pod zem. Tento způsob těžby se provozoval od poloviny 60. let a za třicet let tak bylo do podzemí vtlačeno přes čtyři milióny tun kyseliny sírové a dalších chemikálií. Celkem bylo na těžebních polích vybudováno přibližně 7 700 těžebních vrtů a mnoho dalších průzkumných vrtů.

Těžba a zpracování uranové rudy ovlivňuje veškeré složky životního prostředí. Tato kapitola je věnována pouze vlivu radioaktivních látek z těžby a zpracování uranové rudy na životního prostředí. Jde však o mnohem širší a závažnější problém, protože těžební a zpracovatelská činnost zavedla do životního prostředí další polutanty a mnohde také ovlivnila vzhled krajiny.

Ovlivnění povrchových vod. K ovlivnění kvality povrchových toků dochází vypouštěním důlních vod. To se týká i těch lokalit, kde již byla těžba ukončena a důlní vody je nutné z opuštěných dolů stále odčerpávat. Tyto vody obsahují uran, radium a další kontaminanty a čistí se v dekontaminačních stanicích, zahušťováním v odparkách, elektrodiálýzou, sedimentací a filtrací kalů a sorpcí polutantů na silně bázičím anexu. Obsah ^{226}Ra se snižuje spolusrážením na síran barnatý po přidání chloridu barnatého. Odfiltrovaná sraženina $\text{Ba}(\text{}^{226}\text{Ra})\text{SO}_4$ se ukládá ve většině případů na odkaliště. Vyčištěné důlní vody se mohou vypouštět do povrchových vod, pokud obsah kontaminantů po čištění nepřekračuje limitní hodnoty dané předpisy, tj. $0,5 \text{ Bq l}^{-1}$ pro ^{226}Ra a $0,3 \text{ mg l}^{-1}$ pro uran. Například z ložiska Rožná na Moravě se ročně čerpá zhruba dva milióny m^3 důlních vod s vysokým obsahem radioaktivních nuklidů. V provozu jsou zde dvě dekontaminační stanice, do nichž se čerpá i průsaková voda z odvalů. Stejně se čistí odpadní vody z chemické úpravy závodu Rožná, která leží na území, kde je stanoveno druhé pásmo ochrany zdroje pitné vody pro město Brno. Obsah uranu a ^{226}Ra ve vodách opouštějících dekontaminační

stanice nepřesahuje 30 % povolených limitů. Pro povrchové vody po smísení s vyčištěnými odpadními vodami platí limity uvedené v tabulce 34. Povrchové vody v širším okolí závodu GEAM v Dolní Rožince obsahují v jednom litru průměrně 0,002–0,02 mg uranu a 20–28 mBq ^{226}Ra .

Tabulka 34: Limitní obsah radioaktivních nuklidů v povrchových vodách. Podle [33].

Složka	Limit pro vodárenské toky	Limit pro ostatní povrchové vody
^{226}Ra (Bq l ⁻¹)	0,1	0,3
uran (mg l ⁻¹)	0,05	0,1
celková aktivita α (Bq l ⁻¹)	0,3	0,5
celková aktivita β (Bq l ⁻¹)	1,0	2,0

Ke **kontaminaci podzemních vod** dochází průsaky z odvalů (hlušiny) a především z odkališť, které byly v minulosti budovány bez dostatečně účinných opatření k omezení průsaků do podzemí. Vody z průsaků se průběžně monitorují, kontaminované vody se zachycují v záchytných a drenážních potrubích a čistí se společně s důlními vodami. V těžební oblasti Rožná jsou dvě odkaliště. V jejich okolí je celkem 63 vrtů, v nichž se v různých hloubkách sleduje obsah uranu, radia a dalších složek v prosakujících vodách. Limit pro ^{226}Ra , 500 mBq l⁻¹, není nikde překračován, typické průměrné hodnoty jsou v rozmezí 20–50 mBq l⁻¹, ojediněle byly zaznamenány hodnoty do 300 mBq l⁻¹. Limit pro obsah uranu, 0,1 mg l⁻¹, je překračován jen ve třech vrtech, jinak je průměrný obsah uranu 0,002 až 0,003 mg l⁻¹. Situace na těchto odkalištích se během let nemění, tam, kde byly zjištěny vyšší koncentrace uranu nebo radia, se učinila sanační opatření a situace se zlepšuje. Více kontaminované vody z odkališť se zachycují v drenážních systémech, odkud se voda vrací zpět do odkaliště. Kvalita podzemních vod v oblasti Rožné se také sleduje v šesti studních v okolí úpravny rudy a v osmi studních v okolí ložisek Rožná a Olší. Jejich radioaktivita je na úrovni pozadí, popř. pod detekčním limitem měřících metod. Průměrné hodnoty v jednom litru jsou 0,002 mg uranu a ≤ 20 mBq ^{226}Ra . To ukazuje, že těžební a úpravárenská činnost nemá na podzemní vody v této oblasti negativní vliv. Největší znečištění podzemních vod, avšak převážně neradioaktivními látkami, představuje tisíce tun chemikálií načerpaných do podzemí při těžbě chemickým loužením. V oblasti Stráže

pod Ralskem znehodnotila tato technologie přibližně 186 milionů m³ podzemních vod na ploše 24 km². Hlavními kontaminanty jsou ionty SO_4^{2-} , NH_4^+ , Al^{3+} , uran a thorium.

Další zdroj kontaminace představují suché pláže odkališť, protože zvyšují **prašnost ovzduší**. Měření však ukázalo, že k výraznému zvýšení koncentrace prachových částic v ovzduší dochází až při rychlosti větru větší než 11 m s⁻¹, a to ještě pouze v bezprostředním okolí odkaliště. Pro snížení rozprašování se suché pláže odkališť překrývají vrstvou hlušiny nebo jiného inertního materiálu. V prachu se pravidelně sleduje obsah uranu a radia. V okolí odkališť závodu Rožná je prašnost v rozmezí 1,3–41,9 g m⁻² za 30 dní a obsah uranu v tomto prachu je většinou menší než 100 $\mu\text{g m}^{-2}$ za 30 dní, tj. činí 0,001–0,025 %. Celkově je prašný spad v blízkém okolí odkališť asi trojnásobný oproti průměru oblasti, ale i tak činí pouze jednu šestinu povoleného limitu. Ve větších vzdálenostech od odkališť je prašný spad mnohem menší.

Těžba a úprava uranové rudy ovlivňuje ovzduší také **emisemi radonu**. Radon uniká z větracích systémů důlních děl a chemických úpraven, dekontaminačních stanic na čištění důlních vod, z odvalů, sedimentačních nádrží, odkališť chemických úpraven a ploch vyluhovacích polí. Obsah Rn+PP je v oblastech bývalé i současné těžby uranu pravidelně monitorován. Ani v jedné z oblastí dotčených těžbou nepřesahují naměřené hodnoty limitní hodnoty. Například v ložiskové oblasti Stráž pod Ralskem–Hamr, jedné z nejzatíženějších těžbou v ČR, dosahovala hodnota ekvivalentní dávky i v době rozvoje těžby jen 4–7 % limitní hodnoty. Hodnoty potenciální energie α záření produktů přeměny radonu byly v této oblasti u více než poloviny měření pod úrovní přírodního pozadí. Za nepříznivých meteorologických situací se u odkališť objemová aktivita radonu zvyšuje. Jde však vždy jen o krátkodobé události, jejichž příspěvek k celkové radiační zátěži obyvatelstva je mizivý. U podzemních dolů se už ve vzdálenosti 2–5 m od větracích šachet důlní větry dokonale mísí s okolním vzduchem a změny koncentrace radonu oproti okolnímu ovzduší lze zjistit jen velmi přesným měřením.

U kritických skupin obyvatel v oblasti těžby a úpravy rudy se také sleduje **radiační zátěž obyvatelstva**. Vyhodnocuje se roční efektivní dávka γ záření (ukazuje se, že u některých kritických skupin je menší než průměrná hodnota z přírodního pozadí), ekvivalentní objemová aktivita radonu, dávka z inhalace α emitujících dceřinných produktů radonu a vnitřní ozáření radioaktivními nuklidy v důsledku konzumace brambor a požitím vypouštěných vod. Například u kritické skupiny obyvatel Dolní Rožínky přispívá těžba a zpracování uranové rudy k celkové roční ekvivalentní dávce necelými 25 μSv .

Koncepce útlumu uranového průmyslu nespočívá jen v postupném uzavírání těžebních a úpravárenských kapacit, ale také v jejich následné likvidaci a v zahlazování následků těžební činnosti. Útlumový program je financován ze státních prostředků, které slouží k likvidačním a sanačním pracem a k uskutečňování ekologických programů. Útlumový program uskutečňuje DIAMO s. p., Stráž pod Ralskem, který je také provozovatelem posledního uranového dolu v Dolní Rožínce.

Nápravná opatření k eliminaci dopadů těžby a zpracování uranových rud zahrnují technická opatření a výzkumné, likvidační a rekultivační práce. Týkají se důlních závodů, odkališť, odvalů a chemické těžby. Povrchové areály důlních závodů se likvidují demontáží zařízení a demolicí nepotřebných budov. Kontaminované materiály se ukládají na odkaliště. Pokud to vyžaduje geologická stavba ložiska, jsou vydobyté prostory po vytěžení užitého nerostu vyplněny směsí drcené horniny a cementového pojiva. Místo drcené horniny se používá také popílek nebo písek. Pokud toto není nutné, je důl opuštěn a zatopen. Důlní vody se čistí v dekontaminačních stanicích. Sanace odkališť chemických úpraven je komplikovaná. Vyžaduje vypracování technologie čištění nebo čerpání vody z odkališť do důlních prostor, stabilizovat těleso odkaliště a krycími vrstvami zamezit emisím radonu a průsaku povrchových vod do tělesa odkaliště.

Konečným stadiem je biologická rekultivace a začlenění rekultivovaných ploch do okolní krajiny. Hlušina z odvalů se částečně používá k sanaci odkališť nebo se drtí na kamenivo, většinou se však odvaly začleňují do krajiny. V tomto případě se odval přetvaruje, jeho svahy se technicky stabilizují a upraví proti emisím radonu a průniku srážkových vod do odvalu. Nakonec se odval zalesní a zatravní. V oblasti Stráže pod Ralskem je cílem likvidačních a sanačních prací při zahlazování následků chemické těžby uvést horninové prostředí do takového stavu, aby se vyloučilo znehodnocení dalších ložisek pitných vod severočeské křídy. Sanace horninového prostředí bude probíhat asi třicet let v několika etapách, kdy bude obsah kontaminantů v ložisku postupně snižován.

Příloha A

Vlastnosti některých radioaktivních nuklidů

V této tabulce jsou uvedeny základní vlastnosti radioaktivních nuklidů, o nichž je v knize zmínka v souvislosti s jejich praktickým využitím nebo vztahem k životnímu prostředí. Údaje jsou převzaty z publikací [19], [48] a novějších pramenů. V některých případech jsou údaje uvedeny ve zjednodušené formě, nejsou uvedeny méně zastoupené typy přeměn a energií částic. Pokud je energie částic α a záření γ udána jistým rozmezím, znamená to, že v tomto rozmezí se vyskytuje několik energií příslušných částic. Energie uvedená u částic β je maximální energie.

Tabulka 35: Základní vlastnosti radioaktivních nuklidů

Nuklid	Poločas	Typ přeměny	Energie částic (MeV)	Energie fotonů (MeV)
³ H	12,35 r	β_-	0,018	–
¹³ N	10,08 m	β_+	1,185	–
¹¹ C	20,3 m	β_+	0,97	–
¹⁴ C	5736 r	β_-	0,158	–
¹⁵ O	2,1 m	β_+	1,733	–
¹⁸ F	112 m	97 % β_+ , 3 % EZ	0,649	–
²² Na	2,58 r	89 % β_+ , 11 % EZ	0,54 1,83	1,28
²⁴ Na	15,0 h	β_-	1,39	1,37, 2,75
³² P	14,3 d	β_-	1,71	–
³³ P	25,3 d	β_-	0,25	–
³⁵ S	87,2 d	β_-	0,167	–
³⁶ Cl	3,1·10 ⁵ r	β_-	0,714	–

Tabulka 35: Základní vlastnosti radioaktivních nuklidů

Nuklid	Poločas	Typ přeměny	Energie částic (MeV)	Energie fotonů (MeV)
⁴¹ Ar	1,83 h	β_-	1,20 2,49	1,29
⁴⁰ K	1,27·10 ⁹ r	89 % β , 11 % EZ	1,32	1,46
⁴² K	12,45 h	β_-	2,0 3,5	1,5
⁴⁵ Ca	163 d	β_-	0,254	–
⁴⁷ Ca	4,53 d	β_-	0,66 1,94	0,48 0,83 1,31
⁴⁶ Sc	83,8 d	β_-	0,36	0,885 1,12
⁵¹ Cr	27,8 d	EZ	0,756	0,32
⁵⁴ Mn	291 d	EZ	–	0,838
⁵⁶ Mn	2,58 h	β_-	0,75 1,05 2,86	0,84 1,81 2,12
⁵² Fe	8,2 h	56 % β_+ , 44 % EZ	0,80	0,17
⁵⁵ Fe	2,7 r	EZ	0,22	0,0059
⁵⁹ Fe	45,1 d	β_-	0,27 0,46	1,10 1,29
⁵⁷ Co	270 d	EZ	–	0,014–0,136
⁵⁸ Co	71,3 d	15 % β_+ , 85 % EZ	0,485	0,81
⁶⁰ Co	5,27 r	β_-	0,31	1,17 1,33
⁶⁷ Ga	77,9 h	EZ	–	0,092 0,182 0,30
⁶⁸ Ga	68,3 m	88 % β_+ , 12 % EZ	0,82 1,89	0,81–1,88
⁶⁸ Ge	288 d	EZ	–	–
⁷⁵ Se	120 d	EZ	–	0,066–0,40
⁸² Br	35,5 h	β_-	0,444	0,55–1,48
^{81m} Kr	13 s	γ	–	0,190
⁸⁵ Kr	10,76 r	β_-	0,67	0,51
^{85m} Kr	4,4 h	77 % β_- , 23 % γ	0,82	0,150 0,305
⁸⁷ Kr	78 m	β_-	1,25 3,3 3,8	0,40–2,57
⁸¹ Rb	4,58 h	13 % β_+ , 87 % EZ	0,325–1,05	0,25–1,1
⁸² Rb	78 s	96 % β_+ , 4 % EZ	3,2	0,77 1,40
⁸⁶ Rb	18,7 d	β_-	0,68 1,77	1,08
⁸⁷ Rb	4,7·10 ¹⁰ r	β_-	0,275	–
⁸² Sr	25 d	EZ	–	–
⁸⁵ Sr	65 d	EZ	–	0,514
^{87m} Sr	2,8 h	γ	–	0,39
⁸⁹ Sr	50,5 d	β_-	1,46	–
⁹⁰ Sr	28,1 r	β_-	0,54	–
⁹⁰ Y	64,2 h	β_-	2,25	–
⁹⁵ Zr	65 d	β_-	0,36 0,40	0,73 0,76

Tabulka 35: Základní vlastnosti radioaktivních nuklidů

Nuklid	Poločas	Typ přeměny	Energie částic (MeV)	Energie fotonů (MeV)
⁹⁵ Nb	35,1 d	β_-	0,16	0,76
⁹⁹ Mo	67 h	β_-	0,45 1,23	0,04–0,95
^{99m} Tc	5,9 h	γ	–	0,140 0,142
⁹⁹ Tc	2,12·10 ⁵ r	β_-	0,29	–
¹⁰⁶ Ru	368 d	β_-	0,040	–
^{110m} Ag	253 d	β_-	0,087 0,53	0,116–1,51
¹¹¹ In	2,81 d	EZ	–	0,173 0,247
^{113m} In	1,71 h	γ	–	0,39
¹¹³ Sn	115 d	EZ	–	0,255 0,39
¹²⁴ Sb	60 d	β_-	0,22–2,31	0,60–2,09
¹³² Te	78 h	β_-	0,22	0,053 0,23
¹²³ I	13,3 h	EZ	–	0,159
¹²⁵ I	57,4 d	EZ	–	0,035
¹³¹ I	8,05 d	β_-	0,25–0,81	0,08–0,72
¹²⁷ Xe	36,4 d	EZ	–	0,058–0,365
^{131m} Xe	12 d	γ	–	0,164
¹³³ Xe	5,27 d	β_-	0,34	0,081
¹³⁵ Xe	9,13 h	β_-	0,55 0,91	0,25 0,61
^{135m} Xe	15,7 m	γ	–	0,53
¹³⁴ Cs	2,19 r	β_-	0,09–0,69	0,48–1,37
¹³⁷ Cs	30 r	β_-	0,51 1,17	0,662
¹⁴⁰ La	40,2 h	β_-	0,42–2,15	0,065–2,54
¹⁴⁷ Pm	2,6 r	β_-	0,22	–
¹⁵⁷ Dy	8,5 h	EZ	–	0,083–0,327
¹⁶⁹ Er	9,4 d	β_-	0,33 0,34	0,008
¹⁸² Ta	115 d	β_-	0,18–0,51	0,066–1,29
¹⁸⁶ Re	3,77 d	96 % β_- , 4 % EZ	0,93 1,07	0,123 0,77
^{192m} Ir	5 r	γ	–	0,161
^{195m} Au	39 s	γ	–	0,057–0,318
¹⁹⁸ Au	2,7 d	β_-	0,29 0,96	0,49–1,09
^{195m} Hg	41,6 h	γ , EZ	–	0,016–1,24
¹⁹⁷ Hg	65 h	EZ	–	0,077
²⁰³ Hg	46,5 d	β_-	0,207	0,279
²⁰¹ Tl	72 h	EZ	–	0,030–0,167
²⁰⁸ Tl	3,1 m	β_-	0,032–2,38	0,040–2,61
²¹⁰ Tl	1,3 m	β_-	1,96	2,36

Tabulka 35: Základní vlastnosti radioaktivních nuklidů

Nuklid	Poločas	Typ přeměny	Energie částic (MeV)	Energie fotonů (MeV)
²¹⁰ Pb	22,3 r	β_-	0,017 0,063	0,047
²¹² Pb	10,64 h	β_-	0,34 0,58	0,115–0,415
²¹⁴ Pb	26,8 m	β_-	0,59 0,63 1,03	0,053–0,352
²¹² Bi	60,5 m	β_-, α	0,085–2,25 5,34–6,09	0,04–2,2
²¹⁴ Bi	19,7 m	β_-, α	3,18 5,33–5,52	0,61–2,43
²¹⁰ Po	138,4 d	α	5,3	0,80
²¹⁴ Po	0,00016 s	α	7,68	–
²¹⁸ Po	3,05 m	α	6,00	–
²¹⁹ Rn	3,92 s	α	6,54 6,81	0,27
²²⁰ Rn	54,5 s	α	6,28	0,054
²²² Rn	3,825 d	α	5,48	0,51
²²⁶ Ra	1620 r	α	4,59 4,78	0,188
²²⁸ Ra	5,75 r	β_-	0,024 0,048	–
²²⁸ Th	1,90 r	α	5,135–5,42	0,084–0,212
²³⁰ Th	$7,52 \cdot 10^4$ r	α	4,61 4,68	0,068–0,254
²³² Th	$1,39 \cdot 10^{10}$ r	α	3,95 3,99	0,059
²³⁵ U	$7,13 \cdot 10^8$ r	α	4,11–4,56	0,074–0,38
²³⁸ U	$4,51 \cdot 10^9$ r	α (sš)	4,19 4,24	0,048
²³⁷ Np	$2,20 \cdot 10^6$ r	α	4,52–4,87	0,029–0,24
²³⁸ Pu	86,4 r	α (sš)	5,21–5,49	0,044–0,81
²³⁹ Pu	$2,44 \cdot 10^4$ r	α (sš)	4,66–5,15	0,013–0,42
²⁴⁰ Pu	$6,6 \cdot 10^3$ r	α (sš)	5,12 5,16	0,045
²⁴⁴ Pu	$7,6 \cdot 10^7$ r	α (sš)	4,55	–
²⁴¹ Am	458 r	α	5,24–5,54	0,027–0,37
²⁴³ Am	$7,95 \cdot 10^3$ r	α	5,17–5,34	0,075
²⁵² Cf	2,55 r, (66 r pro sš)	97 % α , 3 % sš	6,07 6,11	0,043 0,100

Vysvětlivky: s – sekunda, m – minuta, h – hodina, r – rok
EZ – elektronový záchyt, sš – samovolné štěpení

Příloha B

Literární odkazy

- [1] Bečvář, J. a kol.: Jaderné elektrárny. SNTL, Praha 1981.
- [2] Bulletin Mezinárodní atomové agentury, č. 4, 1997.
- [3] Cramer, R., Burkart, W.: The radon problem. Radiat. Phys. Chem. 34, 251 (1989).
- [4] Day, D. H. a kol.: The management of radioactive wastes. Rep. Prog. Phys. 48, 101 (1985).
- [5] Dubinský, J., Kudela, K.: Kozmické žiarenie. Veda, Bratislava 1984.
- [6] Firemní materiály The Radiochemical Centre, Amersham, Velká Británie.
- [7] Georgi, H.: A unified theory of elementary particles. Sci. Amer. 244, 48 (1981).
- [8] Ghiorso A. aj.: Element 106. Phys. Rev. Letters 33, 1490 (1974).
- [9] Guillaume, M.: Generators of ultra short-lived radioactive nuclides for routine clinical applications. Radiochim. Acta 41, 119 (1987).
- [10] Green, B. M. R., Hughes, J. S., Lomas, P. R.: Natural Radiation Maps of Western Europe. National Radiological Protection Board, Velká Británie.
- [11] Halliday, D.: Introductory nuclear physics. J. Wiley, New York 1950.
- [12] Harley, N. H., Harley, J. H.: Risk assessment for environmental exposures to radon daughters. Environment International 12, 39 (1986).
- [13] Hendee, W. R.: Radioisotopes in biological research. J. Wiley, New York 1973.
- [14] Herrmann, G.: Superheavy element research. Nature 280, 543 (1979).
- [15] Herrmann, G.: Synthesis of the heaviest chemical elements. Angew. Chem. 27, 1417 (1988).
- [16] Hohenemser, C. a kol.: Chernobyl — an early report. Environment 28, 6 (1986).
- [17] Hoop, B.: Cyclotron in nuclear medicine. Instrumentation in Nucl. Med. 2, 407 (1974).
- [18] Choppin, G. R., Rydberg, J.: Nuclear chemistry. Pergamon Press, Oxford 1980.
- [19] Jaderně chemické tabulky. SNTL, Praha 1964.

- [20] Jandl, J., Petr, I.: Ionizující záření v životním prostředí. SNTL, Praha 1988.
- [21] Klemová, J.: Rádonový program. Sborník přednášek z konference „Radonový program České republiky“. Jihlava 1997.
- [22] Koprda, V.: Vnútoraná kontaminácia rádioaktívnymi látkami. Veda, Bratislava 1986.
- [23] Langanke, K., Barnes, C. A.: Nucleosynthesis in the big bang and in stars. Singapore 1993.
- [24] Lorch, E. A.: Industrial and analytical applications of radioisotope radiation sources. *J. Radioanal. Chem.* 48, 209 (1979).
- [25] Martin, A. D.: The structure of the proton. *Contemp. Physics* 36, 335 (1995).
- [26] Materiály Českých energetických závodů, a. s.
- [27] Materiály firmy DIAMO, s.p., Stráž pod Ralskem.
- [28] Mayer-Kuckuk, T.: Fyzika atomového jádra. SNTL, Praha 1979.
- [29] Miller, W. F.: Present and future nuclear reactor designs. *J. Chem. Educ.* 70, 109 (1993).
- [30] Molter, M.: Technetium-99m — die Basis der Modernen Nuklearmedizinischen in vivo Diagnostik. *Chem. Ztg.* 103, 41 (1979).
- [31] Naeser, N. D., Naeser, C. W.: Fission track dating. *Quaternary Dating Methods*, str. 14 (1984).
- [32] Nair, S., Darley, P. J.: A preliminary assessment of individual doses in the environs of Berkeley, Gloucestershire, following the Chernobyl nuclear accident. *J. Soc. Radiol. Prot.* 6, No. 3 (1986).
- [33] Nařízení vlády České republiky č. 171/1992 Sb.
- [34] Navrátil, O., Hála, J., Kopunec, R., Macášek, F., Mikulaj, V., Lešetický, L.: *Jaderná chemie*. Academia, Praha 1985.
- [35] Navrátil, O., Hála, J., Kopunec, R., Macášek, F., Mikulaj, V., Lešetický, L.: *Nuclear chemistry*. Ellis-Horwood, Chichester 1991.
- [36] Nesmejanov, A. N., Lapickij, A. V., Rudenko, N. P.: *Polučeniye radioaktivnykh izotopov*. GChI, Moskva 1954.
- [37] Nilsson, S. G.: New regions of stability. *Proc. Int. Conf. Prop. Nucl. States*, str. 149, Montreal, 1969.
- [38] Nix, J. R.: Superheavy elements. *South Afr. J. Phys.* 1, 103 (1978).
- [39] Pačes, V.: Stanovení primární struktury nukleových kyselin. *Chemické listy* 76, 177 (1982).
- [40] Radiační situace a úroveň radiační bezpečnosti v roce 1997. Výroční zpráva jaderné elektrárny Dukovany, ČEZ a. s.
- [41] Roberts, K. V.: Fusion power; in *Aspects of Energy Conversion*, str. 343. Pergamon Press, Oxford 1976.
- [42] Ryhanen, V.: Hospodaření s jaderným odpadem ve Finsku. *Jaderná bezpečnost* 1, č. 1, 26 (1993).
- [43] Seaborg, G. T.: Do the superheavy elements already exist? *The Nucleus* 7, 86 (1970).
- [44] Schalch, D.: Radionuclide batteries. *Kerntechnik* 17, 57 (1975).

- [45] Schmitz, N.: Die Innere Struktur von Proton und Neutron. *Naturwiss.* 75, 479 (1988).
- [46] Šeda, J. a kol.: Dozimetrie ionizujícího záření. SNTL, Praha 1983.
- [47] U. S. News and World Report, 31. 7. 1995.
- [48] Vertés, A., Kiss, I.: *Nuclear Chemistry*. Akadémiai Kiadó, Budapest 1987.
- [49] Vyhláška č. 184/1997 Sb. Státního úřadu pro jadernou bezpečnost o požadavcích na zajištění radiační ochrany.
- [50] Výzkumná zpráva 1551/1978 jaderného ústavu v Jülich, SRN.

Příloha C

Doporučená literatura a vybrané české monografie

- Majer, V. a kol.: Základy jaderné chemie. Praha 1981.
Majer, V. a kol.: Základy užití jaderné chemie. Praha 1985.
Navrátil, O. a kol.: Jaderná chemie. Praha 1985.
Choppin, G., Rydberg, J.: Nuclear Chemistry. Oxford 1980.
Verter, A., Kiss, I.: Nuclear Chemistry. Akademiai Kiadó. Budapešť 1987.
Friedlander, G., Kennedy, J. W., Macias, E. S., Miller, J. M.: Nuclear and Radiochemistry. New York 1981.
Beiser, A.: Úvod do moderní fyziky. Praha 1978.
Bečvář, J. a kol.: Jaderné elektrárny. Praha 1981.
Šeda, J. a kol.: Dozimetrie ionizujícího záření. Praha 1983.
Klumpar, J.: Metrologie ionizujícího záření a radionuklidů. Praha 1976.
Gosman, A., Jech, Č.: Jaderné metody v chemickém výzkumu. Praha 1986.
Mayer-Kuckuk, T.: Fyzika atomového jádra. Praha 1979.
Dienstbier, Z., Šilar, J.: Nukleární medicína. Praha 1980.

Příloha D

Přehled zákonů, vyhlášek a norem České republiky týkající se radioaktivity, ionizujícího záření a jaderné energie

Zákon č. 18/1997 Sb., o mírovém využívání jaderné energie a ionizujícího záření
(**atomový zákon**).

Vyhláška Státního úřadu pro jadernou bezpečnost (SÚJB) č. 142/1997 Sb., o typovém schvalování obalových souborů pro přepravu, skladování nebo ukládání radionuklidových záříčů a jaderných materiálů, typovém schvalování ochranných pomůcek pro práci se zdroji ionizujícího záření a dalších zařízení pro práci s nimi.

Vyhláška SÚJB č. 143/1997 Sb., o přepravě a dopravě určených jaderných materiálů a určených radionuklidových záříčů.

Vyhláška SÚJB č. 144/1997 Sb., o fyzické ochraně jaderných materiálů a jaderných zařízení a o jejich zařazování do jednotlivých kategorií.

Vyhláška č. 145/1997 Sb., o evidenci a kontrole jaderných materiálů a o jejich bližším vymezení.

Vyhláška SÚJB č. 146/1997 Sb., kterou se stanoví činnosti, které mají bezprostřední vliv na jadernou bezpečnost, a činnosti zvláště důležité z hlediska radiace ochrany, požadavky na kvalifikaci a odbornou přípravu, způsob ověřování zvláštní odborné způsobilosti a udělování oprávnění vybraným pracovníkům a způsob provedení schvalované dokumentace pro povolení k přípravě vybraných pracovníků.

Vyhláška SÚJB č. 147/1997 Sb., kterou se stanoví seznam vybraných položek a položek dvojího použití v jaderné oblasti. (Vybrané materiály, zařízení a technologie v jaderné oblasti, které podléhají kontrolním režimům při dovozu, vývozu a průvozu.)

Vyhláška SÚJB č. 184/1997 Sb., o požadavcích na zajištění radiační ochrany.

Vyhláška SÚJB č. 214/1997 Sb., o zabezpečení jakosti při činnostech souvisejících s využíváním jaderné energie a činnostech vedoucích k ozáření a o stanovení kritérií pro zařazení a rozdělení vybraných zařízení do bezpečnostních tříd.

Vyhláška SÚJB č. 215/1997 Sb., o kritériích na umístování jaderných zařízení a velmi významných zdrojů ionizujícího záření.

Narizení vlády České republiky č. 171/1992 Sb., kterým se stanoví ukazatele přípustného stupně znečištění vod.

ČSN ISO 31-9. Veličiny a jednotky. Část 9: Atomová a jaderná fyzika. Prosinec 1996.

ČSN ISO 31-10. Veličiny a jednotky. Část 10: Jaderné reakce a ionizující záření.

ČSN 75 7600. Stanovení radionuklidů. Všeobecná ustanovení.

ČSN 75 7611. Stanovení radionuklidů. Celková objemová aktivita alfa.

ČSN 75 7612. Stanovení radionuklidů. Celková objemová aktivita beta.

ČSN 75 7622. Stanovení radionuklidů. Radium 226.

*Tato publikace vyšla za finanční podpory
Nadace Českého literárního fondu,
Masarykovy univerzity Brno, ČEZ Praha
a dalších společností.*

Doporučená prodejní cena 225 Kč

Jiří Hála

Radioaktivita, ionizující záření, jaderná energie

Sazba a obálka RNDr. Tomáš Hála

Tisk FB print, Brno

Vydalo nakladatelství KONVOJ, spol. s r. o.
jako svoji 66. publikaci. 311 stran. Brno 1998.

První vydání.

Adresa nakladatelství:

KONVOJ, spol. s r. o., Berkova 22, 612 00 Brno.
<http://www.konvoj.cz> e-mail: konvoj@konvoj.cz

ISBN 80-85615-56-8