



Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra environmentálního inženýrství a ochrany prostředí

Přestup vybraných přírodních radionuklidů z půdy do rostlin

Transfer of selected natural radionuclides from soil to plants

Diplomová práce

Vedoucí diplomové práce: prof. RNDr. Ing. Ivan Landa, DrSc.

Diplomant: Bc. Markéta Dobošová

2011

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně pod vedením RNDr. Lubomíra Neubauera, vedoucího oddělení životního prostředí DIAMO, s. p., o. z. TÚU Stráž pod Ralskem a prof. RNDr. Ing. Ivana Landy, DrSc. Uvedla jsem všechny literární prameny, ze kterých jsem čerpala.

V Praze dne 29. 4. 2011

.....

Markéta Dobošová

Poděkování

Mé poděkování patří v první řadě RNDr. Lubomíru Neubauerovi za poskytnutí relevantních literárních pramenů, za veškeré zázemí a v neposlední řadě za jeho trpělivost a cenné rady při vypracování mé diplomové práce. Dále děkuji prof. RNDr. Ing. Ivanu Landovi, DrSc. za odborné konzultace.

Poděkování patří také mé rodině za nemalou podporu a trpělivost během celého studia.

ABSTRAKT

Diplomová práce vychází z reálného pokusu měření přestupu přírodních radionuklidů z kontaminovaných vod do půdy a z půdy do rostlin. Výsledky měření hmotnostní aktivity v zelenině jsou podkladem pro výpočet odhadu roční efektivní dávky kritické skupiny obyvatel souvisejících s konzumací zeleniny přestupem radionuklidů z půdy kontaminované zálivkou z vypouštěných důlních vod. Zjištěné hodnoty jsou porovnány s limitem stanoveným pro obyvatele ve vyhlášce Státního úřadu pro jadernou bezpečnost č. 307/2002 Sb., o radiční ochraně. Výsledky vyhodnocení měření kontaminace trav a dřevin budou využity při rozhodování o způsobu sanace následků těžby a zpracování uranové rudy (revitalizace kontaminované části toku řeky Ploučnice a likvidace náletových dřevin v neprovozovaných areálech).

Klíčová slova:

důlní vody, hlubinná těžba, chemická těžba, radioaktivita, radium, uran, sanace

ABSTRACT

Diploma thesis is based on a real attempt to measure penetration of natural radionuclides from contaminated water into the soil and the soil into plants. The results of measurements of specific activity in the vegetables is used for calculate the estimated of annual effective dose of critical group of people associated with the consumption of vegetables from soil contaminated with radionuclides from the watering of discharged water. The values are compared with the limits set for residents in the Decree of the State Office for Nuclear Safety No. 307/2002 Coll. on Radiation Protection. The results of the evaluation of the measurement of contamination of grass and trees will be used in deciding how the effects of remediation of mining and processing of uranium ore (revitalization of contaminated part of river Ploucnice and destruction of invasive trees in areas no longer used).

Keywords:

mine water, underground mining, chemical extraction, radioactivity, radium, uranium, redevelopment

OBSAH

1	ÚVOD.....	- 10 -
2	CÍLE.....	- 13 -
3	VYMEZENÍ ZÁJMOVÉHO ÚZEMÍ	- 14 -
4	LITERÁRNÍ REŠERŠE	- 15 -
4.1	Charakteristika území	- 15 -
4.1.1	Fyzicko-geografická charakteristika	- 15 -
4.1.2	Geomorfologie	- 15 -
4.1.2	Geologie	- 16 -
4.1.2	Půda	- 16 -
4.1.3	Hydrologie.....	- 17 -
4.1.4	Hydrogeologie	- 18 -
4.1.5	Klima.....	- 19 -
4.1.6	Flóra a fauna	- 20 -
4.2	Těžba a úprava uranu – podzemní loužení in-situ	- 21 -
4.3	Sanace	- 23 -
4.4	Přírodní radioaktivita	- 24 -
4.4.1	Radiační jednotky.....	- 26 -
4.5	Možnosti ozáření obyvatel a kumulace radionuklidů v životním prostředí.....	- 26 -
4.6	Radiační ochrana.....	- 26 -
4.7	Kontaminace nivy Ploučnice	- 29 -
4.7.1	Kontaminace Srního potoka.....	- 31 -
4.8	Přestupový koeficient	- 31 -
4.8.1	Přestup radionuklidů do rostlin	- 32 -
	METODIKA.....	- 35 -
5.1	Pokusná pole	- 35 -
5.1.1	Závislost množství zálivky na počasí	- 41 -
5.2	Areál DH I - Sever	- 44 -
5.3	Zátopové území (Ploučnice – Srní potok)	- 50 -
5.4	Principy radiochemických analýz	- 54 -
5.4.1	Stanovení přírodních radionuklidů v půdě.....	- 54 -

5.4.2	Stanovení přírodních radionuklidů v rostlinách	- 54 -
5.4.3	Stanovení přírodních radionuklidů ve vodě	- 55 -
6	VÝSLEDKY MĚŘENÍ A VÝPOČET PŘESTUPOVÝCH KOEFICIENTŮ	- 56 -
6.1	Pokusná pole	- 56 -
6.2	Areál DH I – Sever	- 59 -
6.3	Traviny	- 62 -
7	VÝPOČET ZÁTĚŽE OBYVATELSTVA RADIONUKLIDY UVOLNĚNÝMI DO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ	- 65 -
7.1	Příjem kontaminované zeleniny	- 65 -
8	DISKUZE	- 69 -
8.1	Přestupový koeficient	- 69 -
8.2	Systém půda – zelenina	- 71 -
8.3	Systém půda – strom	- 72 -
8.4	Půda – travina	- 72 -
8.5	Porovnání metod	- 74 -
8.6	Využitelnost výsledků pro praxi	- 74 -
8.6.1	Přestupový koeficient půda – zelenina	- 74 -
8.6.2	Přestupový koeficient půda – dřevina	- 75 -
8.6.3	Přestupový koeficient půda – travina	- 75 -
9	ZÁVĚR	- 76 -
10	LITERATURA	- 78 -
11	SEZNAM PŘÍLOH	- 82 -
	Příloha č. 1	- 83 -
	Příloha č. 2	- 87 -
	Příloha č. 3	- 87 -

SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

ČIA	Český institut pro akreditaci, o. p. s
DH	Důl Hamr
DCHT	Důl chemické těžby
DK	Důl Křížany
CHOPAV	chráněná oblast přirozené akumulace vod
CHS I, II	chemická stanice I, II
j. č.	jáma číslo
JV	jihovýchod
JZ	jihozápad
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
NDS	neutralizační dekontaminační stanice
o. z. TÚU	odštěpný závod Těžba a úprava uranu
OK	obtokový kanál
PLOK – P	Ploučnice obtokový kanál – pokus
Ř. Km	říční kilometr
SLKR I, II	stanice likvidace kyselých rozotků I, II
SÚJB	Státní úřad pro jadernou bezpečnost
TIS	nezávislé sdružení přátel přírody
UNSCEAR	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation
VP	vyluhovací pole

1 ÚVOD

Diplomová práce „Přestup vybraných přírodních radionuklidů z půdy do rostlin“ shrnuje dosud známé poznatky o této problematice z oblasti bývalé důlní a chemické těžby uranu ve Stráži pod Ralskem. V minulosti došlo na tomto území ke značnému zatížení životního prostředí unikajícími radionuklidy, a protože je se Stráží p. R. úzce spjat i můj osobní život, rozhodla jsem se provést experimentální pokus a přispět svými výsledky k objasnění některých otázek obyvatel Stráže p. R. v této problematice.

V oblasti Stráže pod Ralskem byla od konce 60. let minulého století souběžně rozvíjena těžba uranu dvěma dobývacími metodami. Klasickou hlubinnou těžbou a metodou chemického podzemního loužení in-situ (chemická těžba). Cílem obou metod bylo získání uranu z křídových sedimentů ve formě uranového koncentrátu.

Při chemické těžbě se uran loužil roztokem kyseliny sírové přímo ve vrstvě horniny pomocí sítě technologických vrtů. Vyluhovací pokusy při zavádění metody chemického loužení uranu probíhaly ve strážské oblasti v letech 1966 až 1970, kdy již byla problematika řešena v provozním měřítku. Na základě prvních výsledků použité technologie podzemního loužení a některých výhod proti klasickému hornickému způsobu těžby došlo k velmi rychlému rozvoji chemické těžby. Až do počátku 90. let byla postupně uváděna do provozu jednotlivá vyluhovací pole s celkovou výměrou 7 km². Úměrně růstu plošného rozsahu vyluhovacích polí se budovaly a rozšiřovaly zpracovatelské kapacity chemických stanic CHS I a CHS II. Celkem za celou dobu těžby v severočeské oblasti se vytěžilo 26 733 t uranu, z toho cca 15 000 t bylo získáno chemickou těžbou.

Usnesení vlády ČR č. 166 ze dne 15. 5. 1991 formulovalo zásadní stanovisko: „Nerozšiřovat dále plochy vyluhovacích polí dolu chemické těžby uranu do doby komplexního posouzení stavu a stanovení ekologických podmínek dotěžení ložiska, způsobu ukončení těžby a sanace ložiska“.

Pro období 1992 až 1994 bylo usnesením vlády ČR č. 366/1992 stanoveno tzv. přechodné období se zvláštním režimem chemické těžby. Během tohoto období byly připravovány podklady pro rozhodování o budoucnosti chemické těžby uranu na základě výzkumných a vývojových prací ke stanovení způsobu sanace ložiska. Z tehdejších prací vyplynulo, že pro další činnost DIAMO, s. p. je v každém případě nutno vyřešit likvidaci roztoků kontaminované cenomanské a turonské zvodně, vzniklých v důsledku chemické těžby uranu.

Na základě usnesení vlády ČR č. 244 ze dne 26. 4. 1995 byl v květnu 1995 zpracován návrh koncepce sanace ložiska Stráž po chemické těžbě uranu. V té době platného zákona č. 244/1992 Sb., o posuzování vlivu rozvojových koncepcí a programů na životní prostředí, bylo součástí tohoto návrhu i vyhodnocení dopadu předložené koncepce sanace na životní prostředí. Ministerstvo životního prostředí vydalo podle zákona č. 244/1992 Sb., dne 25. září 1995 souhlasné stanovisko k sanaci chemické těžby.

Koncepce sanace, přijatá v roce 1995, spočívá ve vyvedení kontaminantů z podzemí a v jejich následném přepracování na hospodářsky využitelné produkty či ekologickém uložení na povrchu. Uvedená koncepce může být realizována různými způsoby. Volba optimálního postupu je ovlivňována průběžně získávanými poznatky z provozu vybudovaných technologických uzlů, aktuálními podmínkami ve výstavbě plánovaných zařízení, vývojem situace v podzemí i dalšími výsledky vývojových a ověřovacích prací.

Chemická těžba uranu na ložisku Stráž byla ukončena usnesením vlády ČR č. 170 ze dne 6. 3. 1996 k datu 1. 4. 1996.

Za hlavní cíle sanace následků po chemické těžbě uranu lze považovat:

- uvést horninové prostředí do stavu, který zajistí trvalé využívání turonských zásob pitných vod v severočeské křídě,
- zlikvidovat vrty a povrchová zařízení,
- začlenit povrch vyluhovacích polí do ekosystémů s ohledem na regionální systémy ekologické stability a plány regionálního rozvoje.

Rozvoj těžby uranu nebyl v dostatečné míře doprovázen tvorbou opatření a rozvojem technologií, které by minimalizovaly dopad těžební činnosti na životní prostředí. Vlivem nedostatečně vyčištěných důlních vod vypouštěných do toku Ploučnice došlo v počátečních letech při těžbě a úpravě uranové rudy ke kontaminaci říčních sedimentů a zátopového území řeky Ploučnice radionuklidy. Nelze vyloučit následný přestup kontaminantů do rostlin a následně do potravinového řetězce (Mužák 2008).

O možném ohrožení a přestupech umělých radionuklidů bylo v souvislosti s případy jaderných havárií několika elektráren napsáno hodně. V porovnání s tím, méně informací již nalezneme o přestupu radionuklidů přírodních, které mají v životním prostředí nemalý význam. Většina dostupných studií (např. Vera Tome et al, 2002;. Chen et al, 2005;. Termizi Ramli et al, 2005) zabývající se touto problematikou se shoduje, že přestup radionuklidů z půdy do rostlin je ovlivňován

mnoha faktory, nejen fyzikálními a chemickými vlastnostmi půdy, ale i okolním životním prostředím nebo vlastnostmi samotné rostliny. Pro používání co nej přesnějších koeficientů je proto nutné pochopit a vysledovat míru přestupu radionuklidů pro jednotlivé oblasti.

V této diplomové práci byl sledován a vyhodnocován přestup vybraných přírodních radionuklidů v oblasti Stráž pod Ralskem, a to ^{238}U a ^{226}Ra , z vody do půdy, z půdy do rostlin a z výsledků byl proveden odhad efektivní dávky na obyvatele.

Ovlivnění obyvatelstva obcí v okolí o. z. TÚU Stráž pod Ralskem radionuklidů uvolňovanými do životního prostředí je vyhodnocováno v souladu se zákonem č. 18/1997 Sb., o mírovém využívání jaderné energie a ionizujícího záření (atomový zákon), v platném znění, a jeho prováděcí vyhlášky č. 307/2002 Sb., o radiační ochraně. Každoroční zpráva „Vyhodnocení programu monitorování a dodržování ustanovení vyhlášky SÚJB č. 307/2002 Sb., o radiační ochraně“ je předkládána ke schválení SÚJB. Nicméně se zatím o problematice vlivu radionuklidů (uvolňovaných do vod v současnosti a do půd kontaminovaných v minulosti) na rostlinstvo, resp. obyvatelstvo v areálech o. z. TÚU a blízkém okolí řeky Ploučnice v horizontu 30 let, tzn. po ukončení sanace, neuvažuje.

2 CÍLE

Pro vypracování této diplomové práce byly stanoveny následující cíle:

- doplnit údaje nutné k posouzení vlivu kontaminovaných vod a půdy na rostlinstvo, a to terénním průzkumem, dotazníkovou akcí, experimenty a laboratorními analýzami;
- vyhodnotit výsledky formou výpočtu přestupových koeficientů radionuklidů pro systémy voda – půda, půda – rostlina;
- vyhodnotit možné ovlivnění obyvatel radionuklidy z konzumované zeleniny kontaminované zálivkou z důlních vod;
- vyhodnotit rozsah kontaminace rostlinstva s ohledem na smysluplnost likvidace travních porostů a stromů rostoucích na kontaminovaných půdách v průběhu nebo po ukončení procesu sanace;
- rozhodnout o možném způsobu využití získaných přestupových koeficientů pro výpočty ovlivnění obyvatelstva radionuklidy uvolňovanými do životního prostředí činností o. z. TÚU.

3 VYMEZENÍ ZÁJMOVÉHO ÚZEMÍ

Studované území a lokalizace míst odběru vzorků bylo vymezeno z následujících důvodů do oblastí:

- 1) „Pokusná pole“ (50° 41' 21'' N, 14° 46' 49'' E)
2 experimentální pokusná pole pro pěstování zeleniny, v jejichž blízkosti je buňka obsluhy VP (tzn. zajištění ostrahy pole a dostupnost nekontaminované = pitné vody), v blízkosti odvádění důlních = kontaminovaných vod OK; vzorkovací místo o. z. TÚU pro stanovení objemové aktivity radionuklidů PLOK-P, tzn. voda identická s vodou, která je využívána při záливce zahrádkáři ze Stráže p. R.;
- 2) „Zátopové území“ (50° 40' 43'' N, 14° 44' 13'')
místa odběrů vzorků kontaminovaných rostlin a půdy, do této lokality je snadná dostupnost a je zde zjištěna vysoká kontaminace zátopového území Ploučnice radionuklidy;
- 3) „Důl Hamr I – Sever“ (50° 42' 26'' N, 14° 51' 21'' E)
místa odběrů vzorků kontaminovaných dřevin a půdy, lokalita je jediný z opuštěných areálů o. z. TÚU s výskytem dřevin rostoucích na kontaminované půdě vhodné k odběru vzorku.

Lokalizace jednotlivých oblastí je v mapové příloze č. 1. Znárodnění radioaktivního znečištění v této oblasti je v mapové příloze č. 2.

4 LITERÁRNÍ REŠERŠE

4.1 Charakteristika území

4.1.1 Fyzicko-geografická charakteristika

Zájmová oblast je situována v Libereckém kraji, okrese Česká Lípa a na katastrálních územích sousedících obcí Stráž pod Ralskem a Hamr na Jezeře. Jde o oblast severní části České křídové tabule, tzv. Severočeské křídý. Rozložení sídelních struktur v okolí je ovlivněno přítomností bývalého vojenského výcvikového prostoru Ralsko. Oblast lze označit za průmyslovo-zemědělskou s turisticky atraktivními lokalitami.

Stráž pod Ralskem se 4088 obyvateli je středisko osídlení místního významu, do jehož spádové oblasti jsou zařazena sídla Břevniště, Dubnice, Hamr na Jezeře a Útěchovice (www.cuzk.cz).

4.1.2 Geomorfologie

Tab. č. 1: Geomorfologické členění zájmové oblasti (Demek et al. 1987).

Geomorfologické členění		
	SYSTÉM	Hercýnský
	SUBSYSTÉM	Hercýnská pohoří
	PROVINCIE	Česká vysočina
VI	SUBPROVINCIE	Česká tabule
VI A	OBLAST	Severočeská tabule
VI A – 1	CELEK	Ralská pahorkatina
VI A – 1B	PODCELEK	Zákupská pahorkatina
VI A – 1B – d	OKRSEK	Strážská kotlina

Zájmové území patří geomorfologicky k oblasti Severočeské tabule (České křídové tabule) a k její největší části Ralské pahorkatině. Ta je charakterizována strukturálními plošinami tvořenými křemennými pískovci. Plošiny mají zpravidla nadmořskou výšku 300 až 450 m n. m. Solitérní vrchy, jako např. nejvyšší Ralsko (696 m n. m.), jsou tvořeny neovulkanity. Na svazích těchto vrchů se často projevuje mrazová eroze, jejíž působením vznikají kamenná moře.

Strážská kotlina je plochou strukturálně denudační sníženinou při říčce Ploučnici a Ještědském potoku. Reliéf území je značně antropogenně ovlivněn. Četné navážkové tvary souvisejí s důlní činností, především s existencí dolů chemické těžby. Zařízení vyluhovacích polí si vyžádalo vybudování liniových i plošných navážek pro vrtné linie či plata a pro komunikační tělesa (Višňák 2001).

4.1.2 Geologie

Dominantním útvarem území jsou sedimenty svrchní křídly, které z hlediska tektonického i stratigrafického vytvářejí dva samostatné útvary, tzv. strážský a tlustecký blok. Oba jsou pak odděleny tzv. strážským zlomem, který v zájmovém území zhruba sleduje silnici mezi Novinami pod Ralskem (průrva Ploučnice) a Stráží pod Ralskem (křižovatka pod zámekem – odbočka na Dubnici) (Višňák 2001).

Křídové podloží v okolí Mimoně, Stráže pod Ralskem, Hamru na Jezeře a Osečné tvoří horniny staršího paleozoika, a to ordoviku až siluru. Svrchní vrstvy křídly jsou zastoupeny sedimenty cenomanu a turonu. V cenomanských sedimentech jsou převážně zastoupeny křemenné pískovce, které směrem na JV přecházejí ve slinité až vápnité pískovce. Turonské sedimenty mají spíše jílovito-prachovitý charakter.

Horniny terciárního stáří jsou reprezentovány pouze neovulkanity. Projevy vulkanismu lze sledovat v celém okolí studované oblasti. Výsledkem kvartérního vývoje jsou sedimenty s mocností až několik desítek metrů. Významně jsou zastoupeny deluviální sedimenty (Slezák 2000).

Přechod k holocénu tvoří deluviální hlinitopísčité a písčité sedimenty severně od Horeckého rybníka a v okolí Novin p. R.. Holocén je zastoupen především nivními sedimenty Ploučnice, které vytvářejí až 1 km široký pás mezi Stráží p. R. a Novinami p. R.. Vyplňují rovněž pánve rybníků, tj. zasahují i do prostoru odkaliště, kde se dříve nacházel Sedlišťský rybník (Višňák 2001).

4.1.2 Půda

Rámcovou představu o rozložení půdních jednotek v území nalezneme v Syntetické půdní mapě ČR (Novák 1993). Půdní charakteristika území vyplývá z geologické stavby a z reliéfu zájmového území. Členitost území vedla ke vzniku poměrně pestré mozaiky půd, kterou tvoří půdy terestrické, hydromorfně ovlivněné, organické a také velká skupina půd antropogenně ovlivněných. Půdními typy, které odpovídají průměrným stanovištním podmínkám, jsou kambizemě a podzoly (Tomášek et. al. 2004).

Jedná se o nejchudší půdy území, vázané na podloží kvádrových pískovců produkujících lehké a většinou propustné zvětraliny. Tyto půdy obsahují velký podíl kamenitého skeletu, s příznivou formou humusu, vyšší hodnotou pH (matečnou horninou jsou bazaltoidní zvětraliny) a značnou sorpční nasyceností.

Samotná niva Ploučnice je vyplněna mozaikou typického gleje a fluvizemě glejové. Jde o půdy většinou hluboké, humózní a bohaté na živiny, s trvalým

zamokřením v různé hloubce. U části půd došlo i k povrchovému zamokření v důsledku upuštění od dřívějšího lučního hospodaření (pravidelné sečení, případně i odvodnění mělkou povrchovou drenáží). Na levém břehu Ploučnice mají značné zastoupení též půdy rašelinné – organozemě. Jedná se o rašelinnou půdu přechodového typu, která při okrajích ložiska plynule přechází do gleje organozemního (a zároveň arenického). Odvodněním části organozemí ale dochází v posledních desetiletích k degradaci rašeliny a k postupnému přechodu organozemí do humosního gleje.

Velmi markantním vlivem v oblasti Strážské kotliny je antropogenní ovlivnění půd. Různými technickými a hospodářskými zásahy vznikají jednak půdy autochtonní, pouze s narušenou svrchní částí profilu (kultizemě), jednak půdy alochtonní, nově vytvořené, z materiálu místně nepůvodního (antrozemě). Antropogenní půdy obou těchto typů jsou v území dalekosáhle zastoupeny. Kultizemě zaujímají vedle orné půdy velkou část plochy vyluhovacích polí. Starší vyluhovací pole byla zakládána tak, že byla odstraněna původní vegetace a často i strženy svrchní humusové vrstvy. Vedle toho vznikala deponia liniového charakteru (komunikační tělesa, vrtné linie) nebo i plošná (vrtná plata u mladších vyluhovacích polí v úbočí Ralska). Nově vytvořené půdy představují nejčastěji navážky čedičového štěrku překryté hlinitopísčitou spodinou. Velkoplošné rozšíření mají navážkové půdy i v průmyslovém areálu pod Lipkou, stejně jako po obvodu odkaliště. Antrozemě jsou dominantně či výhradně zastoupeny i v místě předpokládané stavby (Višňák 2001).

Výše použitá nomenklatura půd vychází z Morfogenetického klasifikačního systému půd (Hraško et al. 1991).

4.1.3 Hydrologie

Správcem povodí toku Ploučnice je Povodí Ohře, s. p. Dle přílohy č. 1 k vyhlášce č. 470/2001 Sb. ve znění č. 333/2003 je Ploučnice významným vodním tokem. Ploučnice pramení na JZ úbočí Ještědu, v nadmořské výšce 654 m n. m. a tvoří pravostranný přítok Labe (v Děčíně), náleží tedy do úmoří Severního moře. Její povodí má rozlohu 1194 km² (do Stráže p. R. 115,8 km²), délka toku je 106,2 km, průměrný průtok u ústí je 8,6 m³.s⁻¹. Nejbližší hydrologická stanice se nachází ve Stráži pod Ralskem, další je v České Lípě (Tomášek et al. 2004).

Ještě v 70. letech měl tok Ploučnice v zájmovém území přirozený, hojně meandrující tok, v souvislosti s rozvojem uranových dolů byla Ploučnice regulována v celém svém průtoku od Hamru n. J. do Mimoně. Tato regulace spočívala

především v podstatném napřímení toku, jeho zahloubení a zhutnění koryta mocnou vrstvou kamenného záhozu a ve zbudování ochranných protipovodňových hrází, které jsou na průtoku dolem chemické těžby dimenzovány na padesátiletou vodu (Višňák 2001).

Nejbližší limnigraf zřizovaný ČHMÚ s názvem Stráž pod Ralskem-město se nachází cca na 83,7 ř. km (nad zahrádkářskou kolonií situovanou na levém břehu Ploučnice). Podél zájmové části koryta Ploučnice je na základě informací získaných z Povodňového plánu Libereckého kraje stanoveno zátopové území Q_{100} , resp. Q_{50} , Q_{20} .

4.1.4 Hydrogeologie

Území leží v hydrogeologickém rajónu 464 – křída Horní Ploučnice. Oblast Libereckého kraje patří z hlediska zásob podzemní vody k nejbohatším v České republice. Celé území s. p. DIAMO, ve kterém byla prováděna důlní i chemická těžba uranu, leží v chráněné oblasti přirozené akumulace vod Severočeská křída. Tato CHOPAV byla vyhlášena Nařízením vlády č. 85/1981 Sb .

Zvýšená radioaktivita byla způsobena především přítomností hornické činnosti, nicméně i přirozené zdroje radioaktivity ovlivňují životní prostředí. Zvýšené obsahy uranu a dalších prvků byly zjištěny v prameni Ploučnice, který leží mimo těžební prostor. Může se zde projevit zvýšená radioaktivita přítoků (Ještědský potok přitéká z oblasti ložiska fluoritu v Křižanech, které je doprovázeno uranovým zrudněním). Nelze vyloučit ani přirozenou komunikaci mezi zrudněnými sedimenty cenomanu a sedimenty údolní nivy v oblasti mimo činnost uranového průmyslu.

Na ložisku v zájmovém území jsou vyvinuty dva základní hydrogeologické zvodněné kolektory – cenomanský a turonský. Turonská zvodeň má volnou hladinu a dosahuje mocnosti až 150 m. Turonský kolektor je zásobován atmosférickými srážkami v místech, kde tyto sedimenty vystupují na povrch. Cenomanská zvodeň má střední mocnost 40 - 60 m. Je napájena na výchozech cenomanských vrstev u lužické poruchy. Jako zdroj pitné vody tedy slouží pouze turonská zvodeň. Tato zásobárna je předmětem vyhlášeného CHOPAV Severočeská křída. Cenomanská zvodeň je pro tyto účely nevyužitelná vzhledem ke svému obsahu radionuklidů. V oblasti chemické těžby došlo k významné kontaminaci obou horizontů. Jejich čerpání a čištění je nezbytné z hlediska ohrožení jakosti zdrojů pitné vody (Tomášek et kol. 2004).

4.1.5 Klima

Tab. č. 2: Charakteristika klimatických podmínek (Quitt 1971)

KLIMATICKÁ OBLAST	MT7
Počet letních dnů	12– 40
Počet dnů s teplotou větší než 10°C	140 – 160
Počet mrazových dnů	110 – 130
Počet ledových dnů	40 – 50
Průměrná teplota v lednu (°C)	-2 -- -3
Průměrná teplota v červenci (°C)	16 – 17
Srážkový úhrn ve vegetačním období (mm)	400 – 450
Srážkový úhrn v zimním období (mm)	250 – 300
Počet dnů se sněhovou pokrývkou (mm)	60 – 80

Klimatické podmínky jsou dány především geografickou polohou lokality, zejména nadmořskou výškou a geografickou situací. Vliv ostatních faktorů (např. lesní porosty, expozice terénu, návětrná a závětrná poloha) je méně významný. Území jako celek řadí Quitt (1971) do mírně teplého okrsku MT 7, který je charakterizován normálně dlouhým, teplotně mírným a mírně suchým létem, normálně dlouhou, mírně teplou, suchou až mírně suchou zimou s krátkým trváním sněhové pokrývky, krátkým přechodným obdobím, mírným jarem a mírně teplým podzimem. Průměrné roční teploty se ve Strážské kotlině pohybují kolem 7, 5°C, s rostoucí nadmořskou výškou ale klesají. Roční srážkové úhrny se pohybují kolem 700 mm, přičemž distribuce srážek je značnou měrou modifikována reliéfem.

Tab. č. 3: Průměrný úhrn srážek (mm) na nejbližších stanicích za období 1901-1950 (Vesecký et. kol. 1961)

Stanice	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	rok
Jablonné v P.	55	47	43	50	59	70	77	72	53	56	56	61	699
Křižany	67	52	50	60	66	76	86	90	65	60	64	62	798
Mimoň	46	39	37	43	57	66	76	76	46	49	48	45	628
Stráž p R.	54	47	44	53	62	73	80	83	55	54	54	54	713
Zákupy	51	41	38	46	57	68	76	74	48	51	51	50	651

Tab. č. 4: Průměrné teploty (°C) naměřené na nejbližších stanicích za období 1901 – 1950 (Vesecký et. kol. 1961)

Stanice	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	rok
Č. Lípa	-2,2	-1,1	2,8	7,3	12,8	15,8	17,6	16,6	13,0	7,8	2,8	-0,7	7,7
Zákupy	-2,2	-1,2	2,4	7,0	12,2	15,2	16,9	15,9	12,4	7,5	2,9	-0,7	7,4

4.1.6 Flóra a fauna

Podle fytogeografického členění ČR (Skalický 1988) náleží zájmové území do obvodu Českomoravské mezofytikum, okresu Ralsko-bezdězská tabule, na kontaktu s fytogeografickým okresem Podještědí. Příroda širší zájmové oblasti je pestrá a rozmanitá. Na poměrně malé ploše se tu objevují rozsáhlé lesy. V nižších polohách převládají uměle vysazované borové a smrkové monokultury a ve vyšších polohách přirozeně smíšené až listnaté lesy s převahou buku.

Síť zvláště chráněných území zahrnuje nejcenější části přírody, u nichž je zachování nebo zlepšování současného stavu ekosystému nadřazeno hospodářským zájmům. Síť je poměrně hustá, což podtrhuje biologický potenciál oblasti. I přes značný počet chráněných území jsou zde i další cenné lokality zasluhující si pozornost, jde zejména o nivu Ploučnice (Slezák 2000).

Dnešní vegetaci zájmového území tvoří v převážné míře společenstva druhotná, antropogenně podmíněná. Smrk převládá na hlinitějších půdách ve svazích Ralska a Lipky, naopak borovice je dominující dřevinou v pískovcové pahorkatině jižně od toku Ploučnice. Velmi svéráznou formací jsou porosty pionýrských dřevin, zejména břízy bělokoré, ale i osiky s místní příměsí borovice, smrku či olše, na vyluhovacích polích DCHT. Tyto porosty pokrývají celou škálu stanovišť, což se odráží i ve složení jejich bylinného patra. V pánvi a nivě Ploučnice mají relativně přirozený charakter a lze je tak považovat za iniciální stádia budoucích lesů, ne příliš odlišných od přirozených formací odpovídajících danému ekotopu.

Zájmové území také významnou zoologickou dimenzi předmětných stanovišť, danou vysokou kontrastností biotopů, jejich ekologickou vyhraněností a relativní zachovalostí. To potvrdil již přírodovědný průzkum TISu (Charvát 1974) před téměř 30 lety. Na něj pak navázal v r. 1996 - 1997 průzkum vybraných skupin bezobratlých a obratlovců realizovaný pracovníky Okresního vlastivědného muzea v České Lípě (Dr. M. Honců – bezobratlí, ing. Z. Vitáček – obratlovci). Arachnologický průzkum (pavouci) uskutečnil Dr. A. Hůrka z Národního muzea v Praze (Višňák 2001).

4.2 Těžba a úprava uranu – podzemní loužení in-situ

Metoda podzemního loužení in-situ (ložisko Stráž a Hamr) vyžaduje stálé hydrogeologické poměry na ložisku s co nejvyšší hladinou pro vyšší efektivitu čerpání. Podzemní loužení uranových rud pomocí vrtů z povrchu tvoří uzavřený technologický proces.

Při tomto postupu cirkulují roztoky v uzavřeném oběhu mezi technologickým blokem v podzemí a chemickou stanicí na povrchu. V podzemí dochází k rozpouštění uranových minerálů. Následný výluh, těžný soustavou vrtů, je soustředován v zásobních nádržích na technologických platech v jednotlivých chemických stanicích. Sorpční nátok je dále čerpán do sorpčních kolon, kde prochází vrstvou ionexu. Uran se zde zachycuje ve formě komplexních aniontů. Roztok zbavený uranu je sveden zpět na technologické plato, kde probíhá úprava nitrátových aniontů. Tento roztok se přečerpává na jednotlivá pole a vtláčí se do vtláčecích vrtů. Ionex nasycený uranem se před regenerací (elucí) promyje od zachycených kalů a nečistot, poté se provede sycení odpadními rozotoky se zbytky nitrátových iontů. Následuje vlastní eluce zředěnou kyselinou dusičnou. Získaný eluát se neutralizuje a sraží na diurnát amonný. Suspenze diuranátu amonného se zahustí a poté filtruje na kalolisech, kde se také promývá vodou, aby se odstranily nežádoucí příměsi. Po dosažení požadované kvality se suspenze sraží amoniakem, tím se oddělí vzniklá suspenze od sraženého diuranátu amonného. Zahuštěná suspenze se dále zpracovává převedením do roztoku, zachycením uranu na ionex, a další elucí. Čistý koncentrát se převádí do suspenze a odváží se na sušárnu Chemické úpravny Stráž pod Ralskem, kde se usuší a zabalí k expedici. Obsah uranu se v suchém koncentrátu pohybuje okolo 75 %.

Vstupními produkty výše popsaného procesu jsou tedy chemické látky a voda ze zvodněného kolektoru, z nichž se připravují veškeré roztoky potřebné

pro loužení a povrchovou technologii (loužící roztok, eluční roztok, roztok pro čištění vrtů). Výslednými produkty povrchové technologie zpracování kyselých roztoků jsou pak uranový koncentrát (diuranát amonný) a pevný odpad (Slezák 2000).

4.2.1 Problematika podzemního loužení

Podzemní loužení uranu kyselými roztoky s sebou přineslo značná rizika pro životní prostředí. Za dobu provozování chemické těžby uranu bylo do podzemí vtlačeno téměř 5 mil. t kyseliny sírové a dalších chemikálií. Rozhodující část produktů reakce kyseliny s horninami (cca 99,5 %) se nachází v cenomanské zvodni, kde je takto kontaminováno 186 mil. m³ vod na ploše cca 24 km². V turonské zvodni se nachází cca 0,5 % veškeré kontaminace. Je kontaminováno cca 8 mil. m³ vod na ploše 7,5 km² (Višňák 2001).

Opožděná realizace hydraulických bariér Stráž a Svěbořice za výstavbou vyluhovacích polí zavinila v počáteční době úniky kyselých roztoků mimo kontury polí. Snaha o co nejnižší dopad vlivu těžby na povrch a životní prostředí při tak velkém, plošně rozsáhlém záboru lesního a zemědělského půdního fondu byla důsledněji aplikována až v poslední době. Lze konstatovat, že extenzivní rozvoj chemické těžby, daný požadavky co nejvyšší produkce v co nejkratší době a politickou situací, poškodil vlastní metodu a negativně ovlivnil jak její ekonomické výsledky, tak i dopad na životní prostředí (Slezák 2000).

Shrnutí výhod této metody dle Sequens et. al. (1999):

- redukce ohrožení personálu v důsledku havárií a ionizujícího záření;
- nižší náklady;
- není třeba velkých deponií kalů.

Naproti tomu stojí nevýhody:

- nebezpečí úniku loužícího roztoku z ložiska a následující zatížení spodních vod;
- nepředvídatelné účinky loužícího roztoku na horninu ložiska;
- vznik jistého množství odpadních kalů a odpadních vod při zpětném získávání loužícího roztoku;
- nemožnost obnovit přirozený stav loužené zóny po ukončení vyluhování.

4.3 Sanace

Sanace horninového prostředí je finančně i časově nejnáročnější činnost při likvidaci těžby uranu. Jejím cílem je minimalizace přestupu kontaminantů z technologických roztoků do životního prostředí a kolektoru. V organizaci DIAMO, s. p., o. z. TÚU Stráž pod Ralskem je v posledních letech prováděna výhradně hornická činnost – likvidace těžební jednotky. Probíhá sanace cenomanské a turonské zvodně. Teprve na ukončenou sanaci podzemí bude moci navázat sanace povrchu. Pozitivní změny ve stavu životního prostředí oblasti tak budou jen velmi pozvolné.

Sanační zásah spočívá ve vyvádění kontaminantů z podzemí a v jejich následném přepracování nebo ekologickému uložení na povrchu. Součástí likvidačních a sanačních prací je likvidace neprovozovaných a nepotřebných hydrogeologických, geologicko-průzkumných, technických a technologických vrtů.

V rámci sanace musely být vybudovány a jsou provozovány následující sanační technologie – odpařovací stanice (SLKR I), stanice (SLKR II) na přepracování rekrystalovaného kamence, který je jedním z výstupů ze SLKR I, na síran hlinitý. Dále je provozována neutralizační stanice NDS 6, která prošla rozsáhlou rekonstrukcí s možností zpracovávat až 5,5 m³/min. kontaminovaných cenomanských a turonských zbytkových technologických roztoků. Vzniklá pevná fáze ve formě kalů je ukládána na I. etapu odkaliště a vyčištěná voda je vypouštěna do řeky Ploučnice. V návaznosti na provoz vyluhovacích polí musí být po celé období provozována technologie na separaci uranu ze zbytkových technologických roztoků.

Při sanaci cenomanské a turonské zvodně je ročně průměrně vyčištěno cca 3,6 mil. m³ turonských a cenomanských zbytkových technologických roztoků. V ploše vyluhovacích polí je sanačním zásahem udržována podbilance cenomanské zvodně. Tím je zamezováno rozšiřování zbytkových technologických roztoků a je zabezpečována pasivní ochrana turonské zvodně. Hladina cenomanské zvodně je tedy trvale pod úrovní volné hladiny v turonské zvodni. Nedílnou součástí všech sanačních a rekultivačních činností je ochrana životního prostředí a radiační ochrana.

Postup, rozsah a způsob likvidace vrtů ovlivňuje obnovení izolačních vlastností souvrství spodního turonu. Hlavním kritériem pro zařazení vrtů do likvidace je technický stav vrtu. Celoplošná likvidace vrtů byla zahájena roku 2003 a bude probíhat do roku 2035. Ročně bude zlikvidováno cca 200 vrtů. Ponechány

budou pouze vrty monitorující pohyb zbytkové kontaminace ve směru přirozeného proudění podzemních vod. Po ukončení sanace by měla být hydraulická situace stejná jako před zahájením těžby. Přetoky z turonu do cenomanu budou minimalizovány. Kontrolní měření hladin bude prováděno ještě po dobu několika let po ukončení sanace (Slezák 2000).

Nápravná opatření budou mít po jejich dokončení pozitivní vliv na jednotlivé složky životního prostředí, neboť jsou apriori zaměřena na odstranění škodlivých látek ze zájmového areálu, s nimiž existuje potenciální riziko negativního ovlivnění zdraví. V průběhu sanačních, především demoličních prací a odtěžeb, je zejména nutné přistoupit k aktivním opatřením, které povedou k zamezení úniku kontaminantů z demolovaných objektů, technologie, odtěžovaných zemin a dále při transportu vzniklých materiálů uvnitř i vně areálu (Pokorná et al. 2010).

4.4 Přírodní radioaktivita

V této kapitole je shrnuta charakteristika přírodní radioaktivity včetně její významnosti z hlediska ozáření obyvatelstva dle Hůlka (2000).

Přírodnímu záření byly organismy vystaveny odjakživa. Toto záření je nerovnoměrné – některým skupinám osob je proto v posledních deseti letech věnována zvláštní pozornost. Jde zejména o lokality s vysokými úrovněmi radonu v budovách. V ČR taková místa najdeme např. ve středočeském plutonu nebo třebíčském syenitovém masívu, ve světě pak např. obec Umhausen v Rakousku, Kerala v Indii, Ramsar v Íránu nebo Guarapari v Brazílii.

Přírodní ozáření je způsobeno dvěma odlišnými zdroji:

- Kosmickým zářením dopadajícím na Zemi z vesmíru – ozařuje člověka v závislosti na nadmořské výšce a poloze na Zemi,
 - přírodními radionuklidy, které jsou v životním prostředí. Ty se dají podle původu rozdělit na :
 - Kosmogenní radionuklidy, které vznikají jadernými reakcemi při interakci kosmického záření se stabilními prvky vnějšího obalu Země,
- terestrální:
- primordiální radionuklidy (původní), které vznikly ve vesmíru a díky dlouhému poločasu přeměny se vyskytují na Zemi (^{238}U , ^{235}U , ^{232}Th , ^{40}K , ^{87}Rb , aj.)

- sekundárně vznikající radionuklidy vznikající ze čtyř možných přeměnových řad:
 - uran-radiová (vychází od ^{238}U)
 - thoriová (vychází od ^{232}Th)
 - aktiniová (vychází od ^{235}U)
 - neptuniová (vychází od ^{237}Np) – s tímto typem přeměny se v přírodě nesetkáváme

Uran je zastoupený třemi významnými izotopy (v závorce uvádí relativní hmotnostní zastoupení): ^{238}U (99,28%), ^{235}U (0,71%), ^{234}U (0,0058%). Hmotnostní obsah 1 ppm U odpovídá hmotnostní měrné aktivitě izotopu ^{238}U 12,2 Bq/kg. 1 ppm thoria odpovídá měrné hmotnostní aktivitě ^{232}Th 4,1 Bq/kg. Radium se objevuje jednak jako izotop ^{226}Ra z uran-radiové řady a jednak jako izotop ^{228}Ra z thoriové řady, oba mají podobnou hmotnostní aktivitu jako uran a thorium. Zemská kůra také obsahuje prvky významného draslíku, jehož radioaktivní izotop ^{40}K má podíl 0,0118% a jeho poločas přeměny je 1,3 miliardy let.

Primárním zdrojem přírodních radionuklidů jsou horniny. Vyšší obsah uranu bývá v horninách vyvěřelých (např. v žulách), střední v metamorfovaných horninách (např. v pararulách) a nejnižší v sedimentárních horninách (např. pískovcích a jílovcích) (Matolín 1970 in. Hůlka et. al. 2000). Podobné hodnoty nalezneme i v půdách, tam se ale dá předpokládat větší narušení rovnováhy mezi jednotlivými produkty přeměnových řad. UNSCEAR (1993) uvádí následující průměrné hodnoty hmotnostních aktivit v půdách ve světě: ^{40}K 370 (100-500) Bq/kg, ^{232}Th 25 (7-50) Bq/kg, ^{226}Ra 25 (10-50) Bq/kg.

Uvolňování radionuklidů do vod probíhá poměrně složitými procesy, které závisí na geochemických, fyzikálních a hydrologických poměrech. Vyšší hodnoty jsou v podzemních vodách, kde dochází ke kontaktu s horninami. Typické hodnoty obsahu přírodních radionuklidů ve vodách ve světě uvádí UNSCEAR (1993): ^{238}U 1 mBq/l, ^{235}U 0,04 mBq/l, ^{230}Th 0,1 mBq/l, ^{226}Ra 0,5 mBq/l, ^{228}Ra 0,5 mBq/l. Extrémní hodnoty byly zaznamenány např. v Jáchymově, obci Bad Gastein nebo Ramsar – tyto vody jsou často využívány pro lázeňské účely. Hodnoty radioaktivity v povrchových vodách jsou oproti podzemním řádově nižší. Výjimku tvoří např. řeka Ploučnice, kde došlo ke kontaminaci následkem důlní činnosti. Problematice kontaminace Ploučnice bude dále věnována samostatná kapitola.

Pro tuto diplomovou práci je důležité zmínit některé zásadní informace o obsahu přírodních radionuklidů v potravinových řetězcích. Radionuklidy se dostávají

do rostlin jednak kořenových přestupem z půdy (koeficienty přestupu v rozmezí 0,0001 – 0,01), jednak z kontaminované vody při zálivce a jednak depozicí z ovzduší. S přihlédnutím k výše zmíněným aktivitám se mohou hmotnostní aktivity přírodních radionuklidů v rostlině pohybovat až v desítkách mBq/kg. Obdobně lze odhadnout obsahy v mase nebo mléce.

4.4.1 Radiační jednotky

Bq (Bequerel) -- jednotka aktivity $1\text{Bq} = 1 \text{ rozpad/s}$

Gy (Gray) – jednotka absorbované dávky $1\text{Gy} = 1 \text{ J/kg}$

Sv (Sievert) – jednotka absorbované dávky $1\text{Sv} = 1\text{Gy} * Q$

(Q – jakostní faktor)

4.5 Možnosti ozáření obyvatel a kumulace radionuklidů v životním prostředí

Z pracovišť uranového průmyslu se mohou radiaktivní látky dostávat do životního prostředí. Proto jsou stanoveny referenční úrovně, při kterých je možno vypouštět do vod nebo do ovzduší, nebo jinak uvádět do životního prostředí látky obsahující radionuklidy. Zásahové referenční úrovně jsou nastaveny tak, že při jejich nepřekročení nepřesáhne průměrná efektivní dávka u kritické skupiny obyvatel ve sledované oblasti 1000 μSv a současně kolektivní dávka nepřesáhne 1 Sv.

Při průzkumu, těžbě a zpracování uranových rud, zejména v počátcích rozvoje této činnosti, docházelo prakticky k neomezenému uvolňování radionuklidů do ovzduší, půdy a vody. Řízený způsob uvolňování byl nejdříve uplatněn u výpustí do povrchových vodních toků. Důsledkem toho byla výstavba čistících a dekontaminačních stanic, které zabezpečovaly dodržení povolených výpustních limitů. Tím byly dány základy monitorování a vytvořeny podmínky pro výpočet kumulace radionuklidů v životním prostředí a dávkové zátěže obyvatel (Hemer 2000).

4.6 Radiační ochrana

V o. z. TÚU se celoročně sleduje ovlivňování životního prostředí radionuklidy uvolňovanými do okolí při sanaci po těžbě a úpravě uranové rudy podle „Programu monitorování veličin, parametrů a skutečností důležitých z hlediska radiační

ochrany“ (DIAMO, s. p. 2010), který schvaluje SÚJB. Vyhodnocení ovlivnění obyvatel okolních obcí je zpracováno v ročním „Vyhodnocení programu monitorování a dodržování ustanovení vyhlášky SÚJB č. 307/2002 Sb., o radiační ochraně ve znění pozdějších předpisů“ (Dudáš, Neubauer 2010) formou Průkazu optimalizace radiační ochrany v okolí pracovišť. Pro Průkaz optimalizace radiační ochrany je stanovena optimalizační mez u příslušné kritické skupiny obyvatel roční efektivní dávka 50 μSv (***kritická skupina** je skupina osob definovaná vyhláškou 184/1997 Sb., o požadavcích na zajištění radiační ochrany, jako modelová skupina osob, která je rozumně homogenní z hlediska ozáření z daného zdroje ionizujícího záření a dané cesty ozáření a charakterizuje jednotlivce z obyvatelstva, kteří obdrží nejvyšší efektivní nebo ekvivalentní dávky danou cestou nebo z daného zdroje*). Při překročení této hodnoty se výpočtem dokládá, že náklady na snížení ozáření by byly vyšší než přínos opatření vedoucích k tomuto snížení.

Omezování ozáření osob, které jsou vystaveny působení ionizujícího záření, je zajišťováno systémem limitů ozáření, jejichž překročení není ve stanovených případech přípustné.

Pro obyvatelstvo platí pro celkové ozáření z radiačních činností obecný limit pro součet efektivních dávek ze zevního ozáření a úvazků efektivních dávek z vnitřního ozáření 1 mSv za kalendářní rok.

Organizace o. z. TÚU každoročně vyhodnocuje součet efektivní dávky ze zevního ozáření zářením gama s úvazkem efektivní dávky z inhalace produktů přeměny radonu, z inhalace dlouhodobých radionuklidů uran - radiové řady, vyzařující záření alfa ve vzduchu a úvazky efektivních dávek kritické skupiny obyvatel obcí, které jsou způsobeny ozářením přírodními radionuklidy v souvislosti s vypouštěním kontaminovaných vod do řeky Ploučnice.

S použitím výsledků monitorování radiačních veličin je vypočtena roční celková efektivní dávka obyvatel obcí v okolí o. z. TÚU:

$$E = E_g + E_{LE} + E_{AL} + E_{ing}$$

Kde je:

E celková dávka jednotlivce z obyvatelstva

E_g úvazek efektivní dávky z vnějšího záření gama

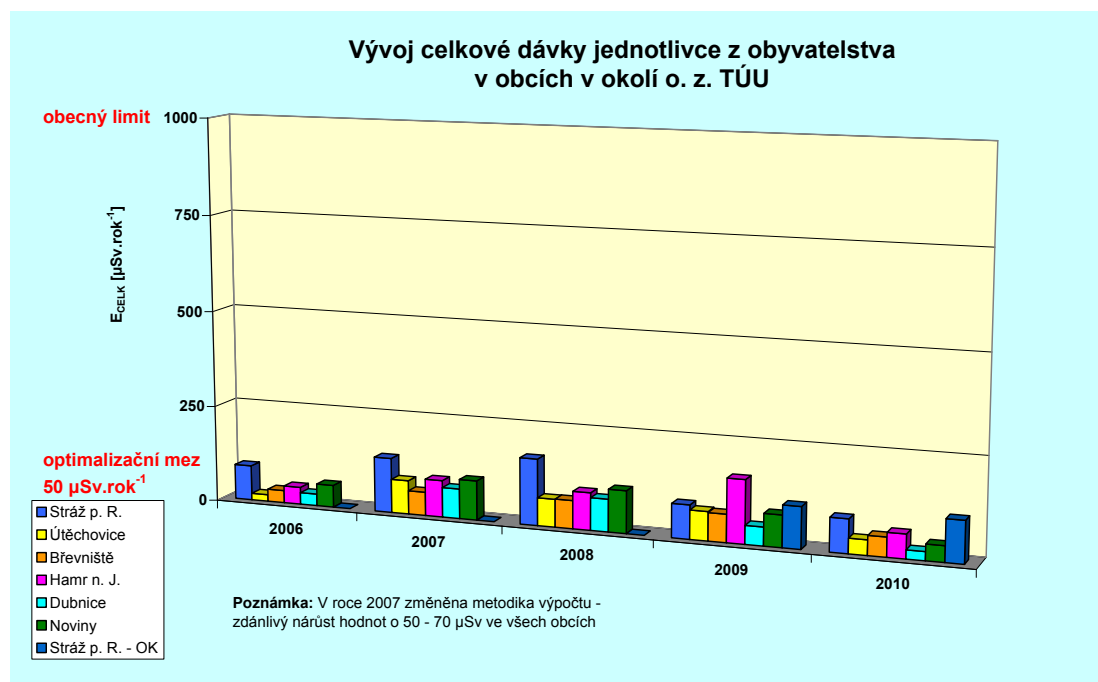
E_{LE} úvazek efektivní dávky inhalací radonu a produktů jeho přeměny

E_{AL} úvazek efektivní dávky inhalací směsi dlouhodobých radionuklidů uran-radiové řady emitujících záření alfa

E_{ing} úvazek efektivní dávky ingescí vody a potravin

Tab. č. 5: Celková efektivní dávka jednotlivce z obyvatelstva v obcích v okolí o. z. TÚU - rok 2010 (DIAMO s. p. 2011).

Obec	E_g	E_{LE}	E_{AL}	E_{ing}	E
	[$\mu\text{Sv}/\text{rok}$]				
Stráž p. R.	30,2	48,0	8,6	-	86,8
Stráž p. R. - OK	30,2	48,0	8,6	20,7	107,5
Útěchovice	3,3	27,0	8,7	-	39,0
Břevniště	28,4	14,0	7,7	-	50,1
Hamr n. J.	23,6	30,0	8,1	-	61,7
Dubnice	0	15,0	7,7	-	22,7
Noviny	0	20,0	8,0	13,4	41,4



Obr. č. 1: Graf vývoje celkové dávky jednotlivce z obyvatelstva v obcích v okolí o. z. TÚU (použití grafu se souhlasem DIAMO, s. p., o. z. TÚU)

Pro dokreslení výpočtu je třeba konstatovat, že úvazek efektivní dávky ingescí vody a potravin E_{ing} pro kritickou skupinu obyvatel Stráže p. R. – OK (tzn. část obyvatel obce vlastní zahradku na břehu OK, u kterých je předpoklad konzumace vlastní zeleniny kontaminované radionuklidy při zálivce) vykazuje nejvyšší celkovou efektivní dávku, přičemž výpočty jsou založeny na literárních údajích přestupových koeficientů.

Z uvedených důvodů je jedním z cílů této diplomové práce pokus o zpřesnění výpočtů tohoto úvazku pomocí změřených naměřených hodnot objemové aktivity radionuklidů ve vypouštěných vodách a hmotnostní aktivity v půdě či zelenině.

Dalším cílem DP, zdánlivě nesouvisejícím se zavedeným systémem radiační ochrany, je problematika rozsahu radioaktivní kontaminace rostlin a dřevin rostoucích na kontaminované půdě. Jako optimální se jeví využití přestupových koeficientů půda - rostlina při rozhodovacím procesu.

4.7 Kontaminace nivy Ploučnice

Řeka Ploučnice protéká ložiskem uranu Stráž – Hamr v sedimentárních horninách severočeské křídové pánve. Čtyřicet let těžby a zpracování uranu způsobilo kontaminaci příbřežních sedimentů.

V minulosti bylo koryto řeky Ploučnice regulováno v rámci rozsáhlého sanačního programu, který vypracovalo Povodí Ohře. Podle informací zástupce objednatele byl program zahájen v roce 1972 a pokračoval do roku 1986. V létě 1981 byl dočasně přerušen velkou povodní, přibližně v rozsahu stoleté vody. Narovnění toku začalo u Stráže pod Ralskem a pokračovalo v jednotlivých krocích po proudu dolů. V bývalém vojenském území, začínajícím asi 2,5 km po proudu pod Mimoní, byl tok řeky ponechán bez zásahu (Neznal 2009).

Podle zprávy vodohospodářských orgánů bylo údolí Ploučnice v úseku dlouhém asi 40 km mezi Stráží p. R. a Malým Šachovem více či méně souvisle postiženo radioaktivním znečištěním s různou úrovní radiace. Podnikem DIAMO, s. p. byl zadán letecký gamaspektrometrický průzkum k získání přehledu rozmístění radioaktivity v celé znečištěné ploše. Výsledky pak posloužily jako základ pro systematické a podrobné ověřování radioaktivního znečištění v terénu, založené na měření dávkových příkonů záření gama ve standardní výšce 1 m nad půdním povrchem.

Vyhodnocení takto získaných výsledků nepotvrdilo původní představy o plošném znečištění celého zátopového území Ploučnice, ale ukázalo silně nerovnoměrné rozdělení skvrn zvýšené radioaktivity v převládající ploše s požadovou úrovní radiace. Největší souvislá plocha se zvýšenou radioaktivitou dosáhla asi 3 500 m².

Závěrečná zpráva: Řešení problematiky kontaminace litorálního pásma Ploučnice (Forint 1997 in Neznal 2008) v první části shrnuje výsledky rozsáhlých

průzkumných prací realizovaných v letech 1992 až 1995. Jako nejdůležitější z hlediska posuzování závažnosti kontaminace se jeví následující závěry:

- Rozmístění radioaktivní kontaminace údolní nivy Ploučnice je možné stanovit podle leteckého gamaspektrometrického snímkování, kombinovaného s podrobným terénním měřením vybraných ploch. Terénní měření se dá optimalizovat měřením v pravidelné obdélníkové nebo čtvercové síti, která v daném stadiu prací nevyžaduje přesné geodetické zaměření;
- rozmístění radioaktivní kontaminace je lokalizováno především v povrchových vrstvách sedimentů údolní nivy Ploučnice a zřejmě probíhalo dvěma odlišnými mechanismy, možná ve dvou odlišných etapách:
 - kontaminace povrchových vrstev sedimentů jemnozrnným radiobarytem, který uniká z čištění důlních vod před dokončením Centrální dekontaminační stanice;
 - odlišný mechanismus kontaminace, který zřejmě spočíval v přínosu uranu a jeho ukládání v sedimentech údolní nivy.
- plošné rozmístění radioaktivní kontaminace v měřeném území nevyhovuje modelu založenému výhradně na povodňových a zvýšených průtocích, ale je určováno řídicí úlohou všech průtočných režimů řeky, na transportu, sedimentaci, remobilizaci a opětovém ukládání kontaminovaných suspendovaných hmot.

Ve zprávě jsou dále podrobněji prezentovány výsledky měření a rozborů provedených v r. 1996 pro účely posouzení dlouhodobých časových změn kontaminace zátopového území Ploučnice a vyhodnocení rizika pro obyvatelstvo. Výsledky rizikové analýzy vedly k závěru, že podle stávajících kritérií při krátkodobém pobytu na kontaminovaném území nehrozí nebezpečí nadměrné radiační expozice. Při využití dotčeného území na zahrádku by se za určitých podmínek (spotřeba veškeré vypěstované zeleniny osobami kritické skupiny) riziko zvýšilo nad přijatelnou mez.

Výsledky měření naznačují, že v litorálním pásmu Ploučnice dochází k postupnému narušování původních znečišťujících usazenin erozní schopností řeky, k jejich přeplavování a následné resedimentaci. Výsledkem těchto procesů je pak změněná lokalizace znečištěných úseků řeky i změny v koncentraci znečišťujících látek v těchto úsecích.

Závěrem lze konstatovat, že k podstatným podmínkám vzniku radioaktivního znečištění litorálního pásma Ploučnice náleží rychlost toku daná sklonem řečiště

spolu s tvarem širšího koryta (přímocharé či meandrující) a kvalitou řečiště (přirozené či regulované). Řeka radioaktivně anomální sedimenty postupně eroduje, přeplavuje a opětovně sedimentuje. Druhotná sedimentace většinou vytváří znečištěné lokality s nižší koncentrací radioaktivních látek. Posun znečišťujících látek se většinou v hodnoceném období 14 let odehrál v řádu stovek metrů; došlo přitom ke změně polohy znečištěných dílčích úseků (skvrn) jak ve směru toku, tak i proti směru toku.

4.7.1 Kontaminace Srního potoka

Záplavové území zvolené v této diplomové práci k odběru vzorků je nazýváno Srní potok. Anomálie na levém břehu zahrnují dvě výrazněji kontaminované plochy oddělené meliorační strouhou. K problematice časových změn kontaminace v období od r. 1989 (měření provedená Hanslíkem et al., 1990) do současnosti je možné pro plochu Srní Potok uvést, že maximální zaznamenaná hodnota dávkového příkonu záření gama byla v r. 1989 rovná 1,1 $\mu\text{Gy/h}$. Maximum se nacházelo na levém břehu ve vzdálenosti cca 50 m od řeky. Při měření v roce 2008 činila maximální hodnota – zjištěná na levém břehu přibližně 30 m od řeky – 0,68 $\mu\text{Gy/h}$. Nález podporuje výsledky letecké gamaspektrometrie, které v dané oblasti indikují snížení úrovně kontaminace (Neznal 2009).

4.8 Přestupový koeficient

Jedním z hlavních faktorů ovlivňující hodnocení efektivní dávky radionuklidů prostřednictvím potravního řetězce je přestupový koeficient v systému půda – rostlina.

V této kapitole jsou shrnuty základní pravidla pro posuzování transportu a obsahu přírodních radionuklidů v potravních řetězcích. Obsah radionuklidů je vesměs velmi nízký a jejich měření je velmi obtížné. Ověřování obsahu měřením je tedy spíše vyjimečné. Provádí se jen jako upřesnění v případech, kdy by tato expoziční cesta mohla být kritickou. Zvýšení obsahu přírodních radionuklidů je možné zpravidla odhadnout jen na základě modelu a známých přestupových koeficientů (koncentračních, transfer factor). Nicméně i ty mají velkou variabilitu, proto se v tabulkách kromě průměrných doporučených hodnot uvádí i rozpětí hodnot. Následující informace jsou dle Doporučení SÚJB (2008).

Z litosféry, pedosféry, hydrosféry a atmosféry mohou terestrální radionuklidy pronikat i do organických materiálů, které jsou součástí potravních řetězců. U rostlin se tak děje kořenovým přestupem z půdy (přestupové koeficienty pro uran, radium, thorium, olovo a polonium se pohybují v rozmezí 0,0001-0,01), přestupem

z kontaminované vody a depozicí samotných radionuklidů na povrchu rostlin. Díky známým koncentracím radionuklidů v jednotlivých složkách prostředí a přestupovým koeficientům lze určit, že objemové aktivity rostlin mohou dosáhnout až desítek mBq/kg.

Výpočet/odhad koncentrace radionuklidu v jednotlivém článku potravního řetězce je založen na předpokladu ustanovení rovnovážného stavu aktivit radionuklidů v jednotlivých člancích potravního řetězce (voda, resuspendované sedimenty, půda, plodiny, krmivo, mléko, maso). Rovnovážný stav je popsán přestupovým faktorem T vyjadřujícím poměr mezi aktivitou radionuklidu v jednotlivých složkách.

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

$$A_{r,i} = (A_{r,j} - A_{r,j}^P) * T_{r,i-j}$$

kde je:

- $A_{r,i}$ zvýšení specifické aktivity radionuklidu r ve složce i (tráva, ryby, maso, mléko) [Bq/kg],
- $A_{r,j}$ specifická aktivita radionuklidu r ve složce j (půda, voda, pastva) [Bq/kg],
- $A_{r,j}^P$ požadovaná hodnota [Bq/kg],
- $T_{r,i-j}$ příslušný přestupový faktor [Bq·kg⁻¹/Bq·kg⁻¹] radionuklidu r ze složky j do složky i .

4.8.1 Přestup radionuklidů do rostlin

V případě kontaminace rostlin je třeba uvažovat jednak kořenový přestup, jednak přestup z povrchové kontaminace rostlin (zejména zaléváním, příp. depozicí). Pro výpočet kořenového přestupu radionuklidů z půdy do krmiva, zeleniny, obilovin, listové zeleniny, brambor apod. je zaveden přestupový faktor T [Bq·kg⁻¹ čerstvé vegetace/Bq·kg⁻¹ suché půdy]. Standardní doporučené hodnoty faktoru T jsou v tabulce č. 6.

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

$$A_r = (A_{v,r} - A_{v,r}^P) W * f_{v,r} / Y * \lambda_{ef} (1 - e^{-\lambda_{ef} * t_v})$$

kde je:

$A_{v,r}$ specifická aktivita radionuklidu r ve vodě používané k zavlažování [$\text{Bq}\cdot\text{l}^{-1}$],

$A_{v,r}^P$ přírodní (pozařová) specifická aktivita radionuklidu r ve srážkové vodě nebo vodě používané k zavlažování [$\text{Bq}\cdot\text{l}^{-1}$],

W intenzita zavlažování [$\text{l}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$], místně specifická hodnota,

$f_{r,v}$ podíl aktivity radionuklidu r ze závlahové vody, který je rostlinou zadržen,

Y výnos, hmotnost krmiva nebo zeleniny na jednotku plochy pastviny, pole, zahrady, místně specifická hodnota [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$],

λ_{ef} efektivní konstanta rychlosti úbytku aktivity na rostlinách [s^{-1}].

Standardní hodnoty jednotlivých parametrů jsou uvedeny v tabulce č. 7.

Tab. č. 6: Faktory pro kořenový přestup radionuklidu z půdy do krmiva a zeleniny T [$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ čerstvé vegetace / $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ suché půdy] (SÚJB 2008)

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

Tab. č. 7: Parametry potřebné pro výpočet obsahu radionuklidů v krmivu, zelenině, masu a mléce (SÚJB 2008)

Parametr	Doporučené hodnoty	Rozpětí
p : podíl příjmu vody nebo potravin z lokálního zdroje na ročním příjmu	místně specifická hodnota	
W : intenzita srážek nebo zavlažování [litr/(m ² ·s)]	1,2E-05	
Y : výnos; hmotnost krmiva nebo zeleniny na jednotku plochy pastviny, pole, zahrady	Listová zelenina 1,6 kg čerstvé/ (m ² ·rok) Brambory 2 kg čerstvé/(m ² ·rok) Tráva na pastvě 0,85 kg/(m ² ·rok)	1,0 - 3,0 1,0 - 3,0
λ_{ef} : efektivní konstanta rychlosti poklesu aktivity na rostlinách	$\lambda_{ef} = \lambda_r + \lambda_b$ λ_r ...fyzikální poločas λ_b ...biologický poločas $\lambda_b = 5,7E-07 \text{ s}^{-1}$	
p : podíl roku na pastvě venku	0,5	
f_v : podíl aktivity radionuklidu ze srážek nebo závlahové vody, který je rostlinou zadržen	0,2	
M_k : denní příjem krmiva [kg/den]	12,5 kg čerstvé/den	10 - 15 kg čerstvé/den
M_v : denní příjem vody [litr/den]	60 litrů/den	40 - 80 litrů/den
M_p : denní příjem půdy [kg/den]	0,04 kg suché půdy/kg suché pastvy	0,01 - 0,10 kg suché půdy /kg suché pastvy

METODIKA

5.1 Pokusná pole

Místo založení pokusných polí bylo vybráno na základě pochůzky podél OK v areálu o. z. TÚU. Jako jediné splňovalo podmínky zajištění ostrahy a snadný přístup ke kontaminované a nekontaminované vodě. Umístění pokusného pole v širší oblasti viz mapová příloha č. 1.



Obr. č. 2: Umístění pokusných polí na břehu OK (www.mapy.cz)

Experimentální pokus probíhal ve vegetační sezóně 2010 (červen – září). Dne 17. 6. 2010 byl odebrán vzorek půdy. Vzorky vod byly odebírány průběžně min 1x měsíčně s označením monitorovacího místa PLOK-P. Hodnoty množství radionuklidů v těchto vzorcích jsou uvedeny v kapitole 6.

Půda klasifikovaná jako kyselá kambizem (www.geoportal.gov.cz) byla přivezena na určené místo z nedalekého pole z důvodu zvýšení úspěšnosti vypěstování daných plodin. Tento typ kambizemě má nasycenost sorpčního komplexu 30 - 50 % a hodnota pH bývá v rozmezí 4,8 - 5,5. Ačkoli jsou produkční schopnosti tohoto typu půdy střední až nižší, je pro zemědělskou činnost stále vhodná.

Pro tento pokus bylo zvoleno následujících pět druhů zeleniny (dále uvádím počet semen/sazenic použitých při setbě):

- Cibule kuchyňská (*Allium cepa*) – 60 ks sazenic
- Petržel kořenová (*Petroselinum crispum* *convar. radicosum* - odrůda *alba*) – 1500 ks semen
- Řepa salátová (*Beta vulgaris* *var. Conditiva*) – 200 ks semen
- Kedlubna (brukev zelná) *Brassica oleracea* *convar. Gongylodes* (odrůda *Azur*) – 100 ks semen
- Mrkev obecná (*Daucus carota* - odrůda *Olympus*) – 2500 ks semen

Výše uvedené druhy zeleniny byly v první řadě zvoleny na základě možné doby setby, aby i při červnovém zasetí byla úspěšnost co nejvyšší.

V blízkosti řeky Ploučnice byla pomocí dřevěného opevnění a výše zmíněného typu půdy vybudována dvě pokusná políčka (dále pole A, B) o rozměrech 2 x 4 x 0,35 m. Každé políčko bylo oseto všemi druhy v pořadí: cibule, petržel, řepa, kedluben a mrkev. Úprava políček a následné zasetí bylo provedeno 20. 6. 2010.



Foto č. 1: Založení pokusných polí dne 20. 6. 2010



Foto č. 2: Pokusná pole po zasetí dne 20. 6. 2010

Pro porovnání přestupu přírodních radionuklidů z vody a půdy do rostlin bylo pole A zaléváno výhradně vodou pitnou, určenou k používání zaměstnanců o. z. TÚU a k zavlažování pole B byla využívána voda z řeky Ploučnice. Aby byla zajištěna co největší imitace pěstování zeleniny v zahrádkářské kolonii, byla políčka ponechána působení i vodě dešťové. Intenzita závlivky byla vždy na obou políčkách stejná a závislá na vlhkosti půdy daného dne. Dle potřeby byla pole zbavována plevelu a rostlinný porost prořezován z důvodu dostatečného prostoru k růstu. Přehled meteorologických dat a informací o množství a četnosti závlivky jsou graficky znázorněny v kapitole 5.1.1. Doplňující tabulky s přesnými hodnotami jsou v příloze č. 3.

Během vegetační sezóny, zjm. v srpnu, byly zaznamenány větší srážkové výkyvy, jejichž intenzita dokonce způsobila povodňový stav na řece Ploučnici. Přestože se hladina řeky zvýšila o několik metrů, pokusná pole zůstala nezasáhnuta. Nicméně se dá předpokládat změna radiace v toku a jeho blízkosti.

Petržel kořenová je náročná zelenina nejen na kvalitu půdy, ale i na množství závlivky a teplotu, zejména v době klíčení. Při pokusu se tento druh nepodařilo vypěstovat, proto nebude v dalších částech diplomové práce zmiňován.

Sklizeň z důvodu kapacity laboratoří probíhala ve dvou dnech. V prvním (20. 9. 2010) byla sklizena řepa a mrkev. Z obou druhů byla pro výzkum použita pouze nejčastěji konzumovaná kořenová část, která byla důkladně očištěna a omyta, uložena do igelitových pytlů a označena názvem druhu a značkou 0 (zelenina z pole B) nebo P (zelenina pole A). Byl také vybrán reprezentativní vzorek každého druhu, který byl změřen a zdokumentován (viz foto č. 3 – 9). Na konci vegetačního období bylo sklizeno 29 ks řepy a 110 ks mrkve. K laboratornímu

výzkumu bylo dále použito množství 2 kg od každého druhu. V druhém termínu (30. 9. 2010) byla sklizena cibule a kedlubna, tedy jejich nejčastěji konzumovaná část. Bylo použito stejného postupu očištění, omytí a označení. Sklizeno bylo 36 ks cibule a 30 ks kedlubny a k laboratornímu výzkumu bylo použito množství 2 kg od každého druhu. Fotodokumentace z druhé sklizně viz foto č. 10 – 15.

Dne 5. 10. 2010 byly z pole A i B odebrány vzorky půd v hloubkách 0 – 17 cm a 17 – 35 cm. Hodnoty obsahu přírodních radionuklidů jsou uvedeny v kapitole 6.

Seznam všech odebraných vzorků na lokalitě „pokusná pole“ jsou uvedena v tabulce č. 8.

Tab. č. 8: Seznam vzorků odebraných z pokusného pole

Odběrné místo	Označení vzorku	Typ vzorku
pole A „kontaminované“	PLOK-ZEM-P (0-17)	půda
	PLOK-ZEM-P (17-35)	půda
	Řepa-P	zelenina
	Mrkev-P	zelenina
	Kedlubna-P	zelenina
	Cibule-P	zelenina
pole B „nekontaminované“	PLOK-ZEM	půda
	Řepa-0	zelenina
	Mrkev-0	zelenina
	Kedlubna-0	zelenina
	Cibule-0	zelenina



Foto č. 3: Pokusná pole v den 1. sklizně
20. 9. 2010



Foto č. 4: Zobrazení průměrné
velikosti řepy v den sklizně (délka
kořenové části 20 cm)



Foto č. 5: Očištěná a omytá řepa



Foto č. 6: Označení řepy z jednotlivých
polí



Foto č. 7: Zobrazení průměrné velikosti mrkve v den sklizně (délka kořenové části 21 cm)



Foto č. 10: Pokusná pole v den 2. sklizně 30. 9. 2010



Foto č. 8: Očištěná a omytá mrkev



Foto č. 11: Množství cibule z jednoho pokusného pole v den sklizně 30. 9. 2010



Foto č. 9: Označení mrkve z jednotlivých polí



Foto č. 12: Zobrazení průměrné velikosti cibule v den sklizně (průměr 7 cm)



Foto č. 14: Zobrazení průměrné velikosti kedlubny v den sklizně (průměr 7 cm)



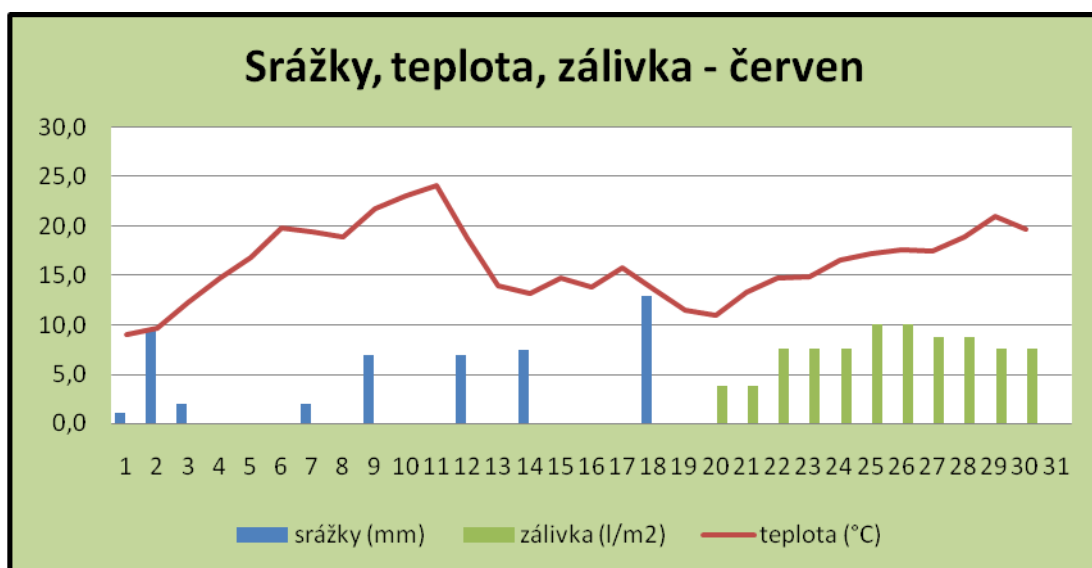
Foto č. 13: Množství kedluben z jednoho pole v den 2. sklizně (30. 9. 2010)

5.1.1 Závislost množství závlivky na počasí

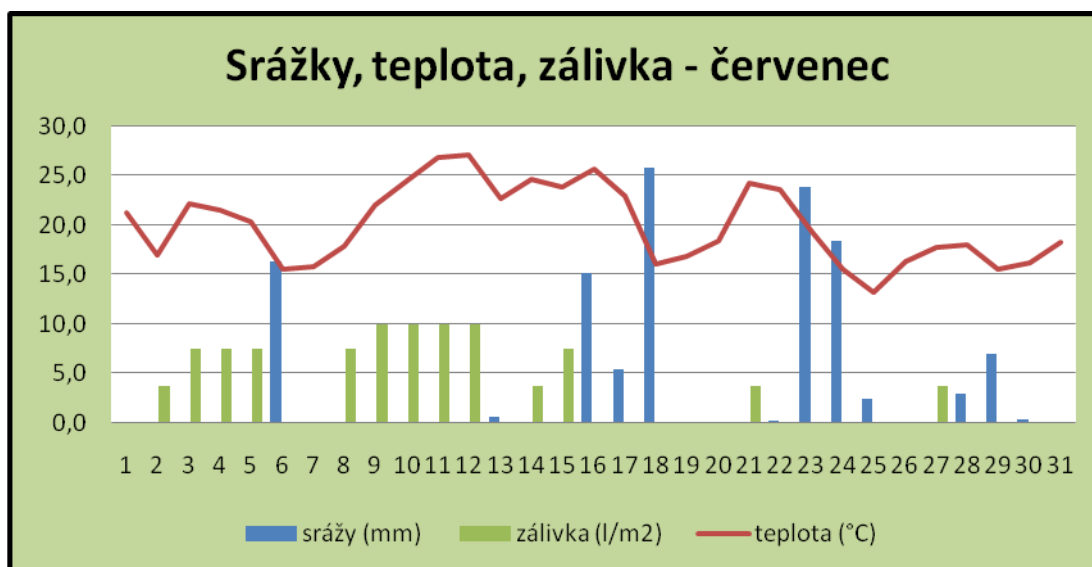
Jedním z cílů této diplomové práce je odhadnout míru efektivní dávky na obyvatelstvo. V tomto případě přicházejí k úvahu zejm. obyvatelé vlastníci zahrádky v blízkosti OK. Experimentální pokus měl co nejpřesněji simulovat obhospodařování polí za použití závlivky z OK, která se může zdát v tomto případě největší hrozbou.

Pokusná pole byla tedy ponechána působení běžným atmosferickým srážkám a teplotám v dané oblasti a na jejich velikosti byla pole zalévána jednak vodou z Ploučnice a jednak vodou pitnou. Na obrázcích č. 3 – 6 jsou graficky znázorněny průběhy teplot a srážek včetně množství závlivky v každém měsíci. Pro lepší orientaci v grafu bylo množství závlivky (v litrech) přepočítáno na plochu pole (tzn. pokud byla v jeden den závlivka 30 l, pak $30/(4*2) = 3,75 \text{ l/m}^2$).

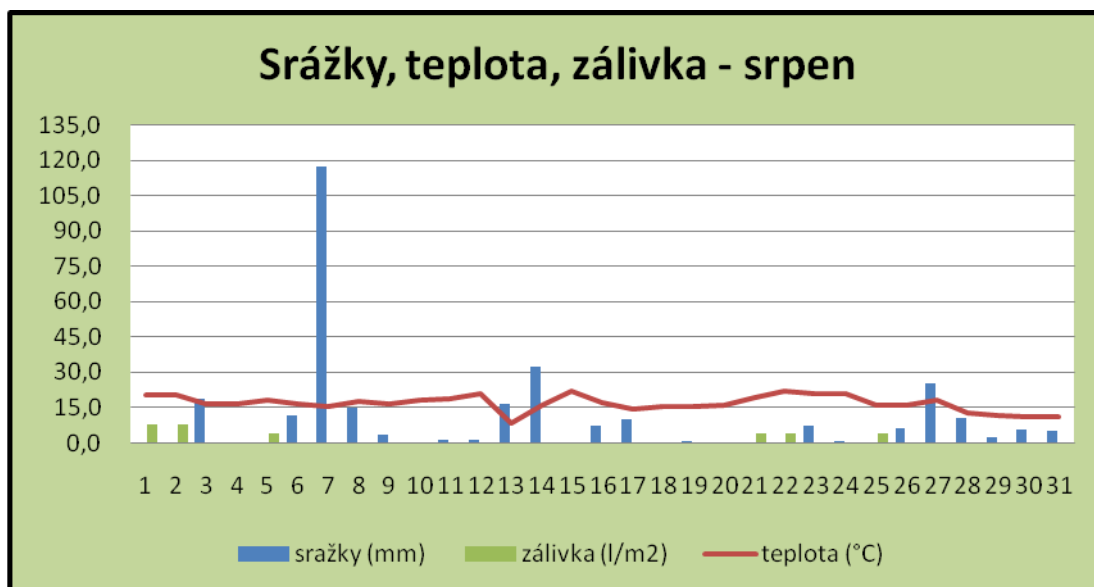
Přesné hodnoty všech parametrů za jednotlivá období jsou uvedena v tabulkách v příloze č. 3.



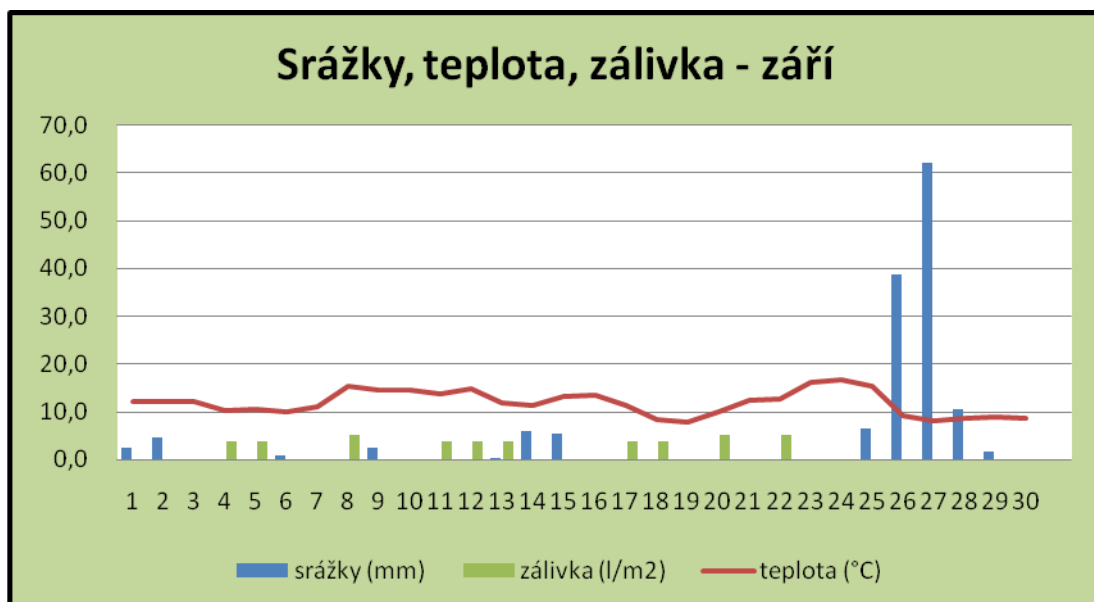
Obr. č. 3: Graf znázorňující závislost množství zálivky na teplotě a počasí v měsíci červnu (Meteostanice DIAMO, s. p.).



Obr. č. 4: Graf znázorňující závislost množství zálivky na teplotě a počasí v měsíci červenci (Meteostanice DIAMO, s. p.).



Obr. č. 5: Graf znázorňující závislost množství zálivky na teplotě a počasí v měsíci srpnu (Meteostanice DIAMO, s. p.).



Obr. č. 6: Graf znázorňující závislost množství zálivky na teplotě a počasí v měsíci září (Meteostanice DIAMO, s. p.).

5.2 Areál DH I - Sever

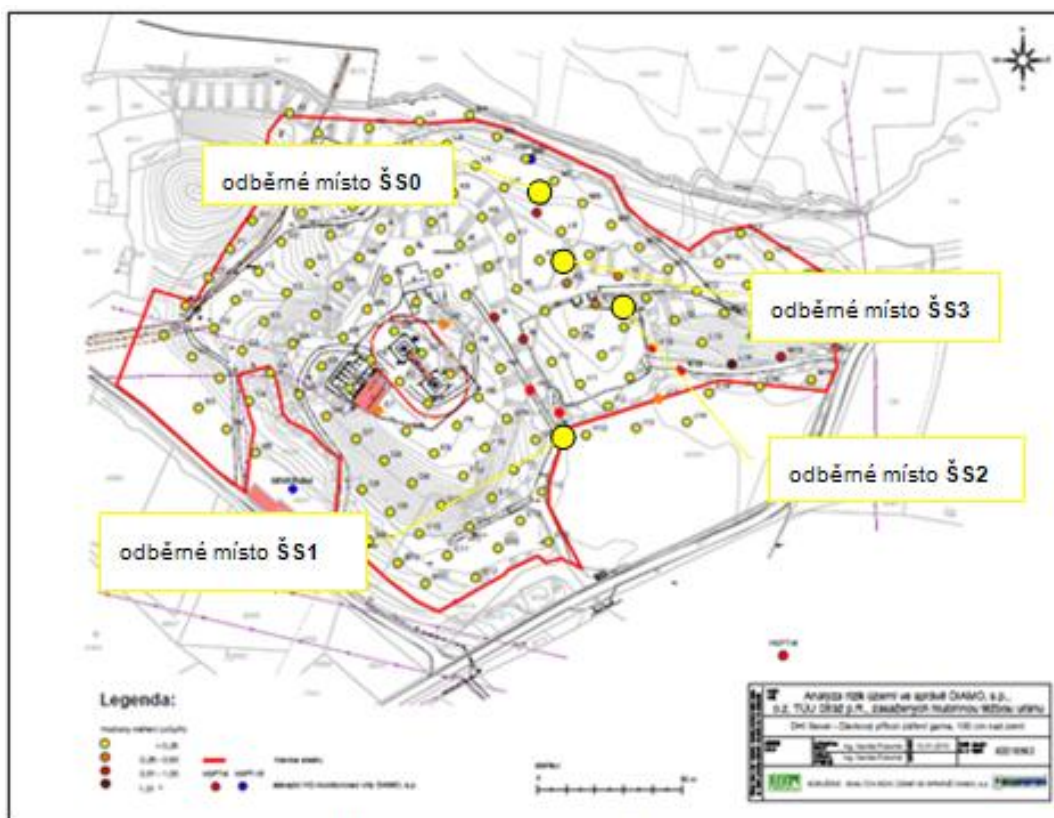
Výběr vhodných míst k souběžnému odběru kontaminované půdy a dřevin na ní rostoucích probíhal formou dohledávacího měření dávkového příkonu záření gama míst se zvýšenou kontaminací radionuklidy, která byla určena v rámci radiometrického průzkumu Analýzy rizik území zasažených hlubinnou těžbou uranu (Pokorná et al. 2010). Měření probíhalo v areálech DH I – j. č. 3, DH I – Sever a DK I přístrojem Radiometr DC-3E-98 (v. č. 900010, výrobce ZMA Ostrov nad Ohří, ověřeno Českým metrologickým institutem Praha) ve výšce 1 m nad terénem. Pro odběr vzorků byla na základě měření vybrána lokalita DH I – Sever.

Výsledky měření D_{gama} na vybraných místech s vysokou kontaminací a zároveň s vhodnou dřevinou a půdním vzorkem z hloubky 0 - 20 a 20 - 40 cm jsou uvedeny v tabulce č. 9. Jejich lokalizace je znázorněna na obrázku č. 7 a 8.

Povrchovou vrstvu tvoří prakticky v celém areálu navážky o minimální mocnosti cca 0,5 m a místy dosahující mocnosti řádově v metrech až v prvních desítkách metrů. Jde převážně o štěrk z drceného kameniva (čedič) s hlinito-písčitou výplní až hrubé suti s hlinitým pojivem. Za navážky je možno považovat i rozprostřený materiál odvalů, který má rovněž charakter hrubého štěrku (Pokorná et al. 2010). Na půdní mapách (www.geoportal.gov.cz) jsou místa ŠS1 a ŠS2 klasifikována jako dystrická kambizem, u které se pH pohybuje kolem 4 a nasycenost cca 30 %. Místa označená jako ŠS0 a ŠS3 se nachází pod mírným svahem, kde je půda po většinu roku mírně zamokřená se silnější vrstvou humusového horizontu než na ostatních odběrných místech. Zde je půda klasifikována jako glej mullová, jež je charakteristická vysokou sorpční nasyceností s hlinitým až hlinitopísčitým horizontem.



Obr. č. 7: Znárodnění odběrných míst na lokaitě DHI – Sever (www.mapy.cz)



Obr. č. 8: Areál DH I – Sever se zakreslením míst odběru vzorků (zakreslení do obrázku se souhlasem DIAMO, s. p., o. z. TÚU)

Areál DH I bývalé hlubinné těžby je situován severně od obce Hamr n. J. Na daném území byly zaznamenány zvýšené hodnoty radiace, a proto byla tato lokalita vybrána pro odběr třech typů dřevin a zároveň půdních vzorků, na které se nacházejí. Zástupci dřevin byli: bříza bělokorá (*Betula pendula*), dub letní (*Quercus robur*) a olše šedá (*Alnus incana*). Z dřevin byla pro měření použita nadzemní kmenová část, která byla nadrcena na piliny. Ty byly poté nasypány do igelitového pytle a označeny zkratkou lokality a prvním písmenem z názvu druhu. Vzorky půd byly ručně odebrány pomocí vzorkovače vždy v hloubkách 0 – 20 cm a 20 – 40 cm, vloženy taktéž do igelitového pytle a označeny. Vzorek ŠS0 sloužil při výpočtech jako vzorek pozadřový.

Tab. č. 9: Areál DH I – Sever – výsledky měření D_{gamma} a seznam odebraných vzorků

Odběrné místo	D_{gamma} ($\mu\text{Gy/hod}$)	Označení vzorku	Typ vzorku
ŠS0 (50°42'31'' N, 14°51'20'' E)	0,15	ŠS0-ZEM-T-0-20	půda
		ŠS0-ZEM-T-20-40	půda
		ŠS-0O	strom (olše)
ŠS1 (50°42'26,5'' N, 14°51'20,5'' E)	0,94	ŠS1-ZEM-T-0-20	půda
		ŠS1-ZEM-T-20-40	půda
		ŠS-B	strom (bříza)
ŠS2 (50°42'28'' N, 14°51'23,5'' E)	2,30	S3-ZEM-T-0-20	půda
		S3-ZEM-T-20-40	půda
		ŠS-D	strom (dub)
ŠS3 (50°42'31'' N, 14°51'22'' E)	0,64	S4-ZEM-T-0-20	půda
		S4-ZEM-T-20-40	půda
		ŠS-O	strom (olše)



Foto. č. 15: Radiometr DC-3E-98



Foto č. 17: Odběr vzorků ŠS1



Foto č. 16: Vzorkovač pro odběr půdních vzorků



Foto č. 18: Odběr vzorků ŠS2



Foto č. 19: Odběr vzorků ŠS3



Foto č. 22: Kacení olše



Foto č. 23: Příprava dřevin k rozemletí



Foto č. 20: Kacení dubu

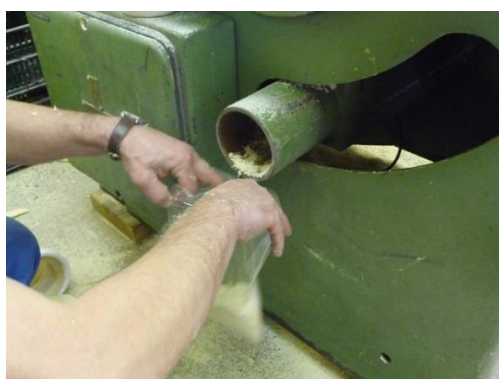


Foto č. 24: Rozemletá dřevní hmota



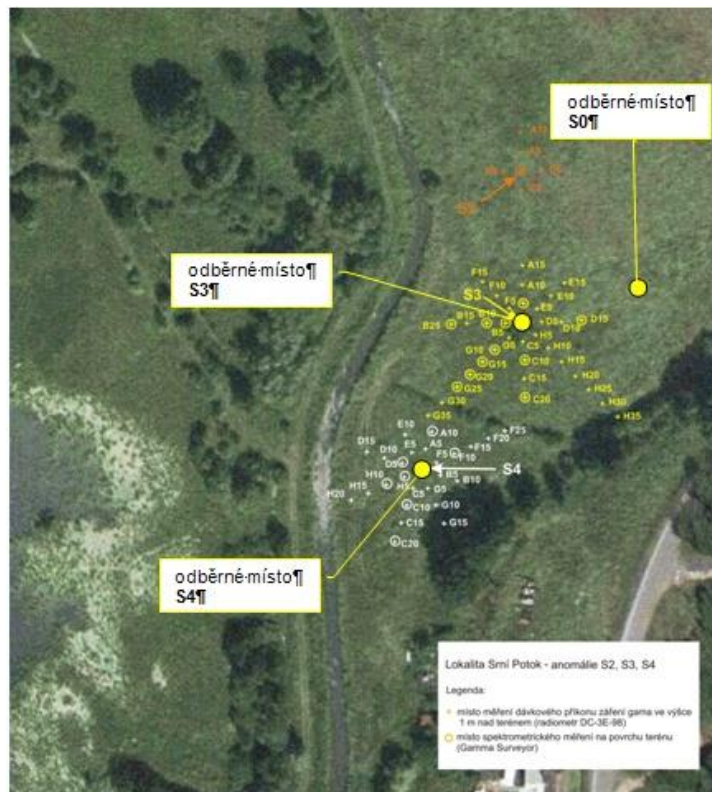
Foto č. 21: Připravené vzorky dřevin

5.3 Zátopové území (Ploučnice – Srní potok)

Výběr vhodných míst k odběru kontaminované půdy a travin na ní rostoucích probíhal formou dohledávacího měření dávkového příkonu záření gama míst se zvýšenou kontaminací radionuklidy, která byla určena v rámci radiometrického průzkumu Monitoring radioaktivní kontaminace řeky Ploučnice (Neznal 2010). Měření probíhalo v oblasti anomálií S2, S3 a S4 přístrojem Radiometr DC-3E-98 ve výšce 1m nad terénem. Výsledky měření D_{gama} na vybraných místech s vysokou kontaminací jsou uvedeny v tabulce č. 10. Jejich lokalizace na obrázku č. 9 a 10.

Tab. č. 10: Zátopové území – výsledky měření D_{gama} a seznam odebraných vzorků

Odběrové místo	D_{gama} ($\mu\text{Gy/hod}$)	Označení vzorku	Typ vzorku
S0 (50°40'44,6''N, 14°44'15,6''E)	0,13	S0-ZEM-T-0-20	půda
		S0-ZEM-T-20-40	půda
		S0-T	travina
S3 (50°40'44,2''N, 14°44'13,2''E)	0,52	S3-ZEM-T-0-20	půda
		S3-ZEM-T-20-40	půda
		S3-T	travina
S4 (50°40'43''N, 14°44'12,4''E)	0,85	S4-ZEM-T-0-20	půda
		S4-ZEM-T-20-40	půda
		S4-T	travina



Obr. č. 9: Zátopové území (Srní potok) se zakreslením míst odběru vzorků (zakreslení do obrázku se souhlasem fy Radon, v. o. s.)



Obr. č. 10: Zátopové území (Srní potok) se zakreslením míst odběru vzorků rostlin a půdy (www.mapy.cz)

Na lokalitě Srní potok byla vytipována místa k odběru vzorků půdy (sedimentů) a dvou typů travin. Dominantním druhem na místě S4 byla chřastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) a pro vzorek traviny na místě S3 byla odejmuta mulč, která pokrývala zemědělsky využívanou půdu. Vzorky byly určeny pro spektrometrickou analýzu, tedy stanovení hmotnostních aktivit přírodních radionuklidů. Určování druhu bylo provedeno dle Kubáta (2002).

Lokalita Srního potoka je tvořena převážně organickými sedimenty. Svým charakterem připomíná rašeliniště přechodového typu. Vzorek S4 byl odebrán z půdy klasifikované dle www.geoportal.gov.cz jako glejová fluvizem, což je typická naplavená půda nivních oblastí. Pro možnost využívání této lokality k zemědělským účelům byl vybudován meliorační kanál, který odděluje odběrné místo S3 od nivní vegetace. Následkem toho došlo k částečnému odvodnění tohoto území. Půda ze vzorku S3 byla klasifikována jako dystriická kambizem, shodná s půdou použitou na pokusných polích.

Vzorky půdy se odebíraly celkem na třech místech z ručně vrtaných sond vždy v hloubce 0 – 20 cm a 20 – 40 cm, z toho jeden vzorek sloužil k určení pozadových hodnot. Z chřastice byla sbírána pouze její nadzemní část. Každý vzorek byl vložen do igelitového pytle a označen.



Foto č. 25: Měření D_{gamma} v zátopovém území.



Foto č. 26: Odběr půdních vzorků na místě S3.



Foto č. 27: Chrastice rákosovitá.



Foto č. 29: Půdní vzorky na místě S3.



Foto č. 28: Rostliné vzorky na místě S3.

5.4 Principy radiochemických analýz

Stanovení radionuklidů ve vzorcích půdy a rostlin provedla Zkušební laboratoř akreditovaná ČIA č. 1163, ALS Czech Republic, s.r.o. se sídlem Na Harfě 336/9, Praha 9 - Vysočany, 190 00. Stručný metodický postup dle ing. T. Boudy, Laborator manager je popsán v kapitole 5.4.1 a 5.4.2. Stanovení radionuklidů ve vzorcích vody provedla Zkušební laboratoř akreditovaná ČIA č. 1306, DIAMO, s. p., o. z. TÚU Stráž pod Ralskem. Stručný popis dle ing. L. Bartákové je popsán v kapitole 5.4.3.

5.4.1 Stanovení přírodních radionuklidů v půdě

Stanovení přirozených radionuklidů ve vzorcích půdy bylo provedeno metodou polovodičové gamaspektrometrie s vysokým rozlišením. Vzorek zeminy se po vysušení a přesítování přes síto 2 mm nasype do měřicí nádoby, tzv. Marinelliho kyvety, která obklopuje válcovitý detektor z čistého Ge chlazený kapalným dusíkem. Stanovení ^{226}Ra se provádí měřením jeho krátkodobých rozpadových produktů (^{214}Pb a ^{214}Bi), proto se vzorek v kyvetě hermetizuje pomocí silikonové vazeliny a vlastní měření se provádí po cca 20 dnech, když je ustanovena radioaktivní rovnováha mezi ^{226}Ra a ^{222}Rn , jehož krátkodobé rozpadové produkty ^{214}Pb a ^{214}Bi se měří. Naměřené spektrum záření gama se vyhodnocuje počítačovým programem, který vyhodnotí plochy píků odpovídající jednotlivým linkám záření gama, emitovaných stanovovanými radionuklidy. Obvykle se ke stanovení každého radionuklidu používá několik linek gama. Program provede též všechny potřebné korekce, jako jsou korekce na radioaktivní rozpad, na sumační efekty, na detekční účinnost, u linek nižších energií korekci na absorpci záření gama v materiálu vzorku. Reportují se hmotnostní aktivity jednotlivých radionuklidů v jednotkách Bq/kg včetně rozšířené nejistoty stanovení (pravděpodobnostní hladina 95 %).

Průměrné aktivity radionuklidů uranové rozpadové řady (^{238}U , ^{234}Th , ^{230}Th , ^{226}Ra , ^{210}Pb) a thoriové rozpadové řady (^{228}Ra , ^{228}Th) v zemské kůře jsou cca 50 Bq/kg. Vyšší hodnoty aktivit těchto radionuklidů v půdě indikují většinou kontaminaci v důsledku činnosti člověka (loužení a zpracování U rud).

5.4.2 Stanovení přírodních radionuklidů v rostlinách

Stanovení radionuklidů ^{238}U , ^{226}Ra v rostlinách bylo provedeno radiochemickými metodami. Vysušený vzorek rostliny byl nejprve spálen. Získaný

vzorek popele byl potom rozložen kyselinami a byla provedena separace jednotlivých radionuklidů.

Stanovení ^{238}U bylo provedeno chemicky, metodou spektrofotometrie s Arsenazo III po selektivní sorpci U na silikagelu. Stanovení ^{226}Ra bylo provedeno scintilační emanometrií jeho rozpadového produktu ^{222}Rn , ^{226}Ra bylo separováno srážením s BaSO_4 .

5.4.3 Stanovení přírodních radionuklidů ve vodě

Metodou stanovení uranu lze stanovit uran v rozsahu 0,01 mg/l - 0,50 mg/l bez ředění vzorku. Při vyšších koncentracích se používá zředěného vzorku. Podstatou je oddělení uranu od doprovodných kovů sorpcí na silikagelu. Po eluci kyselinou octovou reagují uranylové ionty v kyselém prostředí s činidlem arsenazo III za vzniku modrozeleně zbarveného komplexu vhodného k fotometrii (výsledná barva proměřovaných roztoků je fialová).

Metodou stanovení ^{226}Ra se stanovuje obsah radionuklidu ve vodě. Nejmenší významná objemová aktivita je 0,03 Bq/l při průměrném pozadí 14 impulsů za 1 600 s a objemu vzorku 0,5 l. Podstatou zkoušky je oddělení ^{226}Ra spolusrážením se síranem barnatým a olovnatým. Oddělená sraženina se promíchá se scintilátorem $\text{ZnS}(\text{Ag})$ detekujícím částice alfa. Stanovení je založeno na měření alfa aktivity vysušené směsi.

6 VÝSLEDKY MĚŘENÍ A VÝPOČET PŘESTUPOVÝCH KOEFICIENTŮ

6.1 Pokusná pole

Pokusné pole A bylo zaléváno (kontaminováno přírodními radionuklidy) důlní vodou z blízkého OK. Přehled výsledků měření objemové aktivity $A_{V,226Ra}$ a objemové koncentrace U_{nat} je uveden v tabulce č. 11.

Tab. č. 11: Stanovení $C_{V,U}$ a $A_{V,226Ra}$ ve vodách OK

Datum	$C_{V,U}$	$A_{V,226Ra}$
	[mg/l]	[Bq/l]
14.1.2010	<0,01	<0,03
11.2.2010	<0,01	0,03
11.3.2010	<0,01	<0,03
15.4.2010	<0,01	<0,03
13.5.2010	<0,01	0,04
15.6.2010	<0,01	0,03
30.6.2010	<0,01	0,03
15.7.2010	<0,01	0,04
2.8.2010	<0,01	<0,03
18.8.2010	<0,01	<0,03
31.8.2010	<0,01	<0,03
9.9.2010	<0,01	0,04
1.10.2010	0,03	0,03
14.10.2010	<0,01	<0,03

V tabulce č. 12 jsou uvedeny výsledky stanovení hmotnostní aktivity ^{226}Ra a ^{238}U v nekontaminované zemině v tab. č. 13 v zemině kontaminovaného poli A.

Tab. č. 12: Stanovení A_M^{238U} a A_M^{226Ra} v nekontaminované půdě

Nekontaminovaná zemina			
	sušina	sušina	živá váha
PLOK-ZEM	A_M [Bq/kg]	[%]	A_M [Bq/kg]
^{238}U	200	80,8	161,6
^{226}Ra	176	80,8	142,2

Tab. č. 13: Stanovení $A_M^{238}\text{U}$ a $A_M^{226}\text{Ra}$ v kontaminované půdě z pole A

Kontaminovaná zemina zelenina z pole A			
	sušina	sušina	živá váha
PLOK-ZEM-P (0-17)	A_M [Bq/kg]	[%]	A_M [Bq/kg]
^{238}U	94,8	78,8	74,7
^{226}Ra	150	78,8	118,2
PLOK-ZEM-P (17-35)			
^{238}U	90,0	76,8	69,1
^{226}Ra	21	76,8	16,1

Srovnáním výsledků v tab. č. 11 a 12 lze konstatovat, že pokusné pole A se nepodařilo dostatečně kontaminovat pro posouzení přestupu sledovaných radionuklidů z vody do půdy. Hmotnostní aktivita radionuklidů v půdě před pokusem je dokonce vyšší než po jeho ukončení.

V průběhu pokusu (tzn. pěstování zeleniny na kontaminované a nekontaminované půdě) došlo ve Strážské oblasti k extrémním srážkám, které způsobily jednak ředění kontaminantů ve vodách OK (viz tab. č. 10, většina hodnot pod mezí detekce), jednak jejich nedostatečnou stabilizaci v půdě a následné vyplavování z půdy pokusného pole.

Závěr: Nepodařilo se určit přestupový koeficient radionuklidů v systému voda – půda.

Hodnoty T v systému půda – zelenina byly vypočteny dle vzorce:

$$T_{Z-P} = A_{M,Z} / (A_{M,P} - A_{M,P}^0) \quad (1)$$

Kde je:

- O nulový (pozařový) vzorek
- P půda
- Z zelenina

Srovnáním výsledků měření radionuklidů v kontaminované a nekontaminované zelenině (viz tab. č. 13 a 14) lze vysledovat obecný závěr, že rychleji rostoucí řepa a mrkev se podařilo prokazatelně kontaminovat ^{226}Ra (cca 3 – 4 násobné zvýšení aktivity).

V tabulce č. 14 a 15 jsou uvedeny výsledky stanovení hmotnostní aktivity ^{226}Ra a ^{238}U v zelenině vypěstované na kontaminovaném poli A a nekontaminovaném poli B.

Tab. č. 14: Stanovení A_M ^{238}U a A_M ^{226}Ra v zelenině a přestupových koeficientů půda – zelenina na poli A

Kontaminovaná zelenina pole A				
	sušina	sušina	živá váha	koeficient
	A_M [Bq/kg]	[%]	A_M [Bq/kg]	T
Řepa-P				
^{238}U	<7	13,3	<0,93	0,0125
^{226}Ra	20	13,3	2,66	0,0225
Mrkev-P				
^{238}U	<7	11,2	<0,78	0,0105
^{226}Ra	16	11,2	1,79	0,0152
Kedlubna-P				
^{238}U	<6	12,3	<0,74	0,0099
^{226}Ra	9	12,3	1,11	0,0094
Cibule-P				
^{238}U	<6	14,8	<0,89	0,0119
^{226}Ra	9	14,8	1,33	0,0113

Tab. č. 15: Stanovení A_M ^{238}U a A_M ^{226}Ra v zelenině a přestupových koeficientů půda – zelenina na poli B.

Nekontaminovaná zelenina pole B				
	sušina	sušina	živá váha	koeficient
	A_M [Bq/kg]	[%]	A_M [Bq/kg]	T
Řepa-0				
^{238}U	<7	13,0	<0,91	0,0056
^{226}Ra	5	13,0	0,65	0,0046
Mrkev-0				
^{238}U	<7	11,0	<0,77	0,0048
^{226}Ra	5	11,0	0,55	0,0039
Kedlubna-0				
^{238}U	<6	5,94	<0,36	0,0022
^{226}Ra	9	5,94	0,53	0,0038
Cibule-0				
^{238}U	<6	14,50	<0,87	0,0054
^{226}Ra	8	14,50	1,16	0,0082

6.2 Areál DH I – Sever

Pro zjištění přestupového koeficientu v systému půda – strom byly stanovovány hmotnostní aktivity sledovaných radionuklidů v půdě a kmeni stromů. Pro rozборы byly vybrány typické druhy náletových dřevin rostoucích v opuštěných areálech o. z. TÚU (olše, bříza, dub).

V tabulce č. 16 jsou uvedeny výsledky stanovení a přepočty stanovení A_M v sušině na tzv. „živou váhu“.

Na první pohled je patrné (vzorek ŠS0-ZEM-T), že se nepodařilo na základě měření D_{gamma} dohledat místa s minimální kontaminací. Tento vzorek byl zamýšlen jako srovnávací. Přestože D_{gamma} byla blízká pozadí, hodnoty A_M v půdě jsou srovnatelné s místy kontaminovanými. Stanovení A_M nicméně nebylo zbytečné a soubor výsledků stanovení přestupového koeficientu byl o toto místo rozšířen.

Hodnoty T v systému půda – strom byly vypočteny dle vzorce:

$$T_{S-P} = A_{M,S} / (A_{M,P} - A_{M,P}^0) \quad (2)$$

Kde je:

- 0 nulový (požadový) vzorek
- P půda
- S strom

Ve výpočtu je dosazena za A_M hodnota „živé váhy“. Hodnoty T jsou vypočítány pro nejvyšší hodnoty A_M z vrstev 0 – 20 cm nebo 20 – 40 cm. Pokud je hodnota některého parametru „menší než“ mez stanovení, do výpočtu se použije tato hodnota (tzn. nejvyšší).

Filozofie nejpesimálnější varianty je vysvětlena v kapitole č. 7.

Tab. č. 16: Stanovení $A_M^{238}\text{U}$ a $A_M^{226}\text{Ra}$ v půdě a stromu na ní rostoucím – pozad'ový vzorek (olše)

Nekontaminovaná zemina stromy					Nekontaminované stromy			
ŠS-O0 (olše)	Sušina	sušina	živá váha	koeficient	ŠS-O0 (olše)	sušina	sušina	živá váha
ŠS0-ZEM-T-0-20	A_M [Bq/kg]	[%]	A_M [Bq/kg]	T	^{238}U	A_M [Bq/kg]	[%]	A_M [Bq/kg]
^{238}U	1100	86,1	947,1		^{238}U	12	48,8	5,9
^{226}Ra	1230	86,1	1059,0		^{226}Ra	29	48,8	14,2
ŠS0-ZEM-T-20-40								
^{238}U	1170	88,2	1031,9	0,0057				
^{226}Ra	1350	88,2	1190,7	0,0119				

Tab. č. 17: Stanovení $A_M^{238}\text{U}$ a $A_M^{226}\text{Ra}$ v půdě a stromu na ní rostoucím – olše

Kontaminovaná zemina stromy					Kontaminované stromy			
ŠS-O (olše)	sušina	sušina	živá váha	Koeficient	ŠS-O (olše)	sušina	sušina	živá váha
ŠS3-ZEM-T-0-20	A_M [Bq/kg]	[%]	A_M [Bq/kg]	T	^{238}U	A_M [Bq/kg]	[%]	A_M [Bq/kg]
^{238}U	4500	71,9	3235,5	0,0036	^{238}U	22	53,4	11,7
^{226}Ra	4800	71,9	3451,2	0,0170	^{226}Ra	110	53,4	58,7
ŠS3-ZEM-T-20-40								
^{238}U	3600	74,0	2664,0					
^{226}Ra	3100	74,0	2294,0					

Tab. č. 18: Stanovení $A_M^{238}\text{U}$ a $A_M^{226}\text{Ra}$ v půdě a stromu na ní rostoucím – bříza

Kontaminovaná zemina stromy					Kontaminované stromy			
ŠS-B (bříza)	sušina	sušina	živá váha	koeficient		sušina	sušina	živá váha
ŠS1-ZEM-T-0-20	A_M [Bq/kg]	[%]	A_M [Bq/kg]	T	ŠS-B (bříza)	A_M [Bq/kg]	[%]	A_M [Bq/kg]
^{238}U	1600	78,4	1254,4		^{238}U	<9	57,1	<5,1
^{226}Ra	1800	78,4	1411,2		^{226}Ra	128	57,1	73,1
ŠS1-ZEM-T-20-40								
^{238}U	3600	90,4	3254,4	0,0016				
^{226}Ra	2800	90,4	2531,2	0,0289				

Tab. č. 19: Stanovení $A_M^{238}\text{U}$ a $A_M^{226}\text{Ra}$ v půdě a stromu na ní rostoucím - dub

Kontaminovaná zemina stromy					Kontaminované stromy			
ŠS-D (dub)	sušina	sušina	živá váha	koeficient		sušina	sušina	živá váha
ŠS2-ZEM-T-0-20	A_M [Bq/kg]	[%]	A_M [Bq/kg]	T	ŠS-D (dub)	A_M [Bq/kg]	[%]	A_M [Bq/kg]
^{238}U	5100	88,5	4513,5		^{238}U	<9	58,2	<5,2
^{226}Ra	3500	88,5	3097,5		^{226}Ra	361	58,2	210,1
ŠS2-ZEM-T-20-40								
^{238}U	5100	90,6	4620,6	0,0011				
^{226}Ra	3600	90,6	3261,6	0,0644				

6.3 Tráviny

Pro zjištění přestupového koeficientu v systému půda – travina byla stanovována hmotnostní aktivity sledovaných radionuklidů v půdě a travině. Pro rozbory byly vybrány typické druhy nivní vegetace (chrastice) rostoucí v zátopovém území řeky Ploučnice a mulčová vegetace nacházející se na zemědělsky obdělávané půdě. .

V tabulce č. 20 jsou uvedeny výsledky stanovení a přepočty stanovení A_M v sušině na tzv. „živou váhu“.

Na první pohled je patrné (vzorek S0-ZEM-T) , že se nepodařilo na základě měření D_{gamma} dohledání místa s minimální kontaminací. Tento vzorek byl zamýšlen jako srovnávací. Přestože D_{gamma} byla blízká pozadí, hodnoty A_M v půdě jsou srovnatelné s místy kontaminovanými. Stanovení A_M nicméně nebylo zbytečné a soubor výsledků stanovení přestupového koeficientu byl o toto místo rozšířen.

Hodnoty T v systému půda – tráva byly vypočteny analogicky dle vzorce

$$T_{T-P} = A_{M,T} / (A_{M,P} - A_{M,P}^0) \quad (3)$$

Kde je:

P - půda

T - tráva

Ve výpočtu je dosazena za A_M hodnota „živé váhy“.

Tab. č. 20: Stanovení $A_M^{238}\text{U}$ a $A_M^{226}\text{Ra}$ v půdě a rostlině na ní rostoucí – pozadový vzorek (kopřiva)

Nekontaminovaná zemina travina					Nekontaminovaná travina			
S0-T	sušina	sušina	živá váha	koeficient		sušina	sušina	živá váha
S0-ZEM-T-0-20	A_M [Bq/kg]	[%]	A_M [Bq/kg]	T	S0-T	A_M [Bq/kg]	[%]	A_M [Bq/kg]
^{238}U	400	75,7	302,8		^{238}U	<4	61,8	<2,5
^{226}Ra	340	75,7	257,4		^{226}Ra	404	61,8	249,7
S0-ZEM-T-20-40								
^{238}U	1300	64,4	837,2	0,30				
^{226}Ra	2500	64,4	1610,0	0,1551				

Tab. č. 21: Stanovení $A_M^{238}\text{U}$ a $A_M^{226}\text{Ra}$ v půdě a rostlině na ní rostoucí – mulč

Kontaminovaná zemina travina					Kontaminovaná travina			
S3-T	sušina	sušina	živá váha	Koeficient		sušina	sušina	živá váha
S3-ZEM-T-0-20	A_M [Bq/kg]	[%]	A_M [Bq/kg]	T	S3-T	A_M [Bq/kg]	[%]	A_M [Bq/kg]
^{238}U	1500	69,9	1048,5	0,0239	^{238}U	32	78,2	25,0
^{226}Ra	2900	69,9	2027,1	0,5632	^{226}Ra	1460	78,2	1141,7
S3-ZEM-T-20-40								
^{238}U	600	72,4	434,4					
^{226}Ra	1170	72,4	847,1					

Tab. č. 22: Stanovení $A_M^{238}\text{U}$ a $A_M^{226}\text{Ra}$ v půdě a rostlině na ní rostoucí - chrastice

Kontaminovaná zemina travina					Kontaminovaná travina			
S4-T	sušina	sušina	živá váha	koeficient		sušina	sušina	živá váha
S4-ZEM-T-0-20	A_M [Bq/kg]	[%]	A_M [Bq/kg]	T	S4-T	A_M [Bq/kg]	[%]	A_M [Bq/kg]
^{238}U	2600	67,2	1747,2	<0,34	^{238}U	<9	66,1	<5,9
^{226}Ra	4500	67,2	3024,0	0,0717	^{226}Ra	328	66,1	216,8
S4-ZEM-T-20-40								
^{238}U	480	67,5	324,0					
^{226}Ra	640	67,5	432,0					

7 VÝPOČET ZÁTĚŽE OBYVATELSTVA RADIONUKLIDY UVOLNĚNÝMI DO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

7.1 Příjem kontaminované zeleniny

S použitím výsledků měření aktivity radionuklidů v zelenině zavlažované důlní vodou z OK se zvýšeným obsahem radionuklidů byl proveden odhad zvýšení efektivní dávky kritické skupiny obyvatel (zahrádkáři u OK) ingescí zeleniny ve srovnání s obecným limitem pro obyvatelstvo vyhlášky SÚJB č. 307/2002 Sb., o radiační ochraně, a s ročními hodnotami celkové zátěže obyvatelstva v okolí o. z. TÚU dokladovanými každoročně SÚJB.

Upřesnění počtu obyvatel obce Stráž pod Ralskem, kteří mohou být ozáření přírodními radionuklidy v souvislosti s konzumací zeleniny vypěstované na zahrádkách u OK bylo provedeno dotazem na MěÚ Stráž p. R. za následujících předpokladů:

- počet zahrádek: 16
- předpoklad: zemědělské plodiny vlastní produkce jsou zkonsumovány pouze v rámci vlastní rodiny; počet zahrádek = počet rodin
- průměrná velikost úplné rodiny: 3,12
- průměrná velikost neúplné rodiny: 2,46
(Počet členů rodiny určen z aktuální databáze Českého statistického úřadu „SLDB 2001“)
- počet členů rodiny zaokrouhlen na 4 (konzervativní předpoklad)

Počet obyvatel u nichž nelze vyloučit konzumaci kontaminované zeleniny:

$$n = 16 \times 4 = 64$$

Důležitým principem radiační ochrany při výpočtu ozáření obyvatelstva je filozofie nejhorší varianty, tzn. v celém procesu výpočtu se hodnoty dílčích parametrů zaokrouhlují k horším (pro obyvatelstvo) hodnotám. Takto zjištěná hodnota je podrobena procesu optimalizace, porovnání s platnými limity a ekonomickému zdůvodnění případného snížení těchto hodnot.

Pokus o upřesnění množství vypěstované (a konzumované) zeleniny a odhad kontaminace zálivkou byl proveden formou ústních dotazů u části zahrádkářů a jejich vyhodnocení. Dotazy byly provedeny v 11 rodinách.

Dotaz 1: Vodou z OK zavlažujete vždy-někdy-nikdy?

Vyhodnocení:

Voda z OK není téměř nikdy využívána přímo, protože po většinu roku je hladina vody příliš nízká. K zavlažování se využívá voda dešťová nebo vlastní studna.

Závěr:

Nelze vyloučit zalévání vodou z OK. Nejhorší varianta by nastala, pokud by zalévání vodou z OK probíhalo celou pěstitelskou sezónu. Pokusné pole bude zaléváno pouze vodou z OK.

Dotaz 2: Jaké druhy zeleniny či ovoce pěstujete?

Vyhodnocení:

Většina záhonků je využívána k pěstování jahod, malin a rybízu, ze zeleniny pak hlavně cibule, ředkvičky a mrkev. Na většině pozemků se nachází skleníky nebo foliovníky, který je využíván k pěstování okurek, rajčat a paprik.

Závěr:

Vzhledem k rozmanitosti pěstované úrody se na pokusných polích bude pěstovat pouze omezený počet druhů zeleniny. Do výpočtu se převezmou hodnoty nejvíce kontaminované zeleniny.

Dotaz 3: Jaké množství zeleniny či ovoce vypěstujete za jednu sezónu?

Vyhodnocení:

Na tuto otázku neumí skoro nikdo odpovědět ani odhadem.

Závěr:

Do výpočtu se pro srovnání převezmou hodnoty používané DIAMO, s. p., o. z. TÚU, ze zprávy: Vyhodnocení programu monitorování a dodržování ustanovení vyhlášky SÚJB č. 307/2002 Sb., o radiační ochraně, ve znění pozdějších předpisů o. z. TÚU za rok 2009 (Neubauer 2009) tzn. roční spotřeba zeleniny 72 kg, podíl spotřeby z lokálního zdroje 50 %.

Dotaz 4: Kolik dalších osob následně konzumuje Vámi vypěstovanou zeleninu?

Vyhodnocení:

Vypěstovaná zelenina je převážně konzumována v rámci vlastní rodiny.

Závěr:

Do výpočtu se převezmou zaokrouhlené hodnoty uváděné Českým statistickým úřadem.

Pro výpočet odhadu úvazku efektivní dávky jedince z obyvatelstva související s konzumací zeleniny kontaminované radionuklidy ze zálivky z vody OK platí vztah:

$$E_{\text{ing}} = \text{SUMA } M \text{ (kg)} \times A_M \text{ (Bq/kg)} \times h_{\text{ing}} \text{ (Sv/Bq)} \quad (4)$$

$$E_{\text{ing}} = M (A_{M,238\text{U}} \times h_{\text{ing},238\text{U}} + A_{M,226\text{Ra}} \times h_{\text{ing},226\text{Ra}}) \quad (5)$$

kde je:

A_M hmotnostní aktivita radionuklidu

h_{ing} konverzní faktor pro přepočtení příjmu radionuklidu požitím na úvazek efektivní dávky u jednotlivců z obyvatelstva

Do výpočtu dosazeno:

$M = 76/2 = 36 \text{ kg}$ (viz závěry k dotazu č. 3)

$A_{M,238\text{U}} = 0,93 \text{ Bq/kg}$ (viz tabulka č. 2 – kontaminovaná řepa)

$A_{M,226\text{Ra}} = 2,66 \text{ Bq/kg}$ (viz tabulka č. 2 – kontaminovaná řepa)

$h_{\text{ing},238\text{U}} = 4,5 \cdot 10^{-8} \text{ Sv/Bq}$ (viz Doporučení SÚJB 2008)

$h_{\text{ing},226\text{Ra}} = 2,8 \cdot 10^{-7} \text{ Sv/Bq}$ (viz Doporučení SÚJB 2008)

$$\begin{aligned} E_{\text{ing}} &= 36 \times (0,93 \times 4,5 \cdot 10^{-8} + 2,66 \times 2,8 \cdot 10^{-7}) \\ &= 36 \times (4,185 + 7,448) \times 10^{-7} \\ &= 418,788 \cdot 10^{-7} \text{ Sv} \\ &= \mathbf{41,88 \mu\text{Sv}} \end{aligned}$$

Obecný limit pro celkovou efektivní dávku jedince kritické skupiny obyvatelstva podle § 19 vyhlášky SÚJB č. 307/2002 Sb., o radiační ochraně:

$$E_{\text{CELK}} = 1 \text{ mSv} = 1000 \mu\text{Sv}$$

Nejvyšší hodnota E_{CELK} v obci Stráž p. R. za období 2000 – 2010:

$$E_{\text{CELK,MAX}} = 171 \mu\text{Sv}$$

Průměrná hodnota E_{CELK} v obci Stráž p. R. za období 2000 – 2010:

$$E_{\text{CELK,PRUM}} = 86 \mu\text{Sv}$$

Pro výpočet odhadu úvazku kolektivní efektivní dávky obyvatelstva související s konzumací zeleniny kontaminované radionuklidy ze zálivky z vody OK platí vztah:

$$E_{\text{ing,KOL}} = n \times E_{\text{ing}} \quad (6)$$

kde je:

n - počet obyvatelstva spojených s danou činností

Do výpočtu dosazeno

n = 64 (viz upřesnění počtu obyvatelstva v úvodu kapitoly 7.1)

$$E_{\text{ing}} = 41,88 \cdot 10^{-6} \text{ Sv}$$

$$\begin{aligned} E_{\text{ing,KOL}} &= 64 \times 41,88 \cdot 10^{-6} = 2680,32 \cdot 10^{-6} \text{ Sv} \\ &= \mathbf{2,68 \text{ mSv}} \end{aligned}$$

Podle odst. (2) § 56 vyhlášky SÚJB č. 307/2002 Sb., o radiační ochraně, pokud by při uvádění radionuklidů do životního prostředí mohla kolektivní efektivní dávka přesáhnout 1 Sv, prokazuje se optimalizace radiační ochrany kvantitativní studií, ve které se zhodnotí přínosy a rizika zvoleného postupu a provede se jeho srovnání a možnými alternativními postupy.

$$E_{\text{KOL}} = 1 \text{ Sv} = 1000 \text{ mSv}$$

Nejvyšší hodnota E_{KOL} v obci Stráž p. R. za období 2000 – 2010:

$$E_{\text{KOL,MAX}} = 684 \text{ mSv}$$

Průměrná hodnota E_{CELK} v obci Stráž p. R. za období 2000 – 2010:

$$E_{\text{KOL,PRUM}} = 318 \text{ mSv}$$

8 DISKUZE

V následující kapitole jsou diskutovány výsledky stanovení přestupových koeficientů radionuklidů v systémech půda – travina, půda – zelenina a půda – dřevina, a dále pak kvalita a využitelnost těchto parametrů pro posuzování transportu radionuklidů v životním prostředí a pro stanovení zátěže obyvatel ve studovaném území radionuklidy. Výsledky jsou porovnány s některými studiemi provedenými v různých oblastech světa.

8.1 Přestupový koeficient

V této diplomové práci bylo použito obecného vzorce pro výpočet přestupového koeficientu, jak je uvedeno v kapitole 4.8. Přesto, že byl uveden i vzorec specifický pro výpočet přestupu radionuklidů z půdy do rostlin, nemohl být použit, protože nebyl během pokusu proveden specifický rozbor dešťových srážek, které na rostliny ve vegetační sezóně významným podílem působily.

Výpočet přestupového koeficientu se shoduje i se zdroji používanými po celém světě (např. Ababneh 2009, Aguirre 1997, Al-Masri 2007, Noordijk et al, 1992; Yassine et al. 2003 a další). Autoři pro základní výpočet přestupového koeficientu uvádějí poměr koncentrace radionuklidu v dané rostlinné části ku koncentraci radionuklidu v půdě z bezprostřední kořenové zóny dané rostliny na jednotku hmotnosti. Jak již bylo v úvodu naznačeno většina z těchto autorů potvrzuje hypotézu, že hodnota přestupového koeficientu je závislá nejen na vlastnostech půdy, ale i na podmínkách životního prostředí a v neposlední řadě na vlastnostech samotné rostliny.

Obecně lze konstatovat, že hodnota přestupového koeficientu musí být brána s určitým rozmezím hodnot. Přesto, že některé studie (např. Al-masri 2007) uvádějí lineární vztah mezi koncentrací radionuklidů v půdě a rostlině, je důležité připomenout skutečnost odlišných vlastností půd i rostlin na nich rostoucí. To může způsobit jisté křivočaré výsledky při porovnání přestupu přírodních radionuklidů u např. stejného druhu rostliny rostoucí na různých druzích půd. Al-Masri (2007) také dále poukazuje na skutečnost, že aktivita přírodních radionuklidů se může lišit nejenom v různých částech samotné rostliny, ale rozdílné hodnoty může ovlivnit délka růstu. Obecně platí, že čím starší rostlina je, tím větší aktivitu zaznamenává. Dokonce autor uvádí i jistou rozkolísanost během dne (tzn. v řádu několika hodin).

Výsledky stanovení přestupového koeficientu byly v této diplomové práci, v průběhu zpracování experimentálních dat a následného výpočtu, nadhodnoceny

(což je nicméně v souladu s filozofií pesimálního přístupu používaného v radiační ochraně):

- pokud je výsledkem měření aktivity radionuklidu v kontaminovaném vzorku hodnota pod mezí detekce (tj. „menší než“), do výpočtu je dosazena hodnota meze detekce jako nejhorší varianta;
- pokud je výsledkem měření aktivity radionuklidu v nekontaminovaném (tj. nulovém, požadovém) vzorku hodnota pod mezí detekce (tj. „menší než“), do výpočtu je dosazena nula jako nejhorší varianta.

Vzhledem k tomu, že se vzorky půdy zamýšlené jako požadové ukázaly po vyhodnocení analýz jako kontaminované, výpočet parametru T byl upraven. To znamená, že pro aktivitu požadového vzorku se automaticky dosazuje nula jako nejhorší varianta.

Hodnota meze detekce aktivity by se dala snížit delší dobou měření vzorku, nicméně by to bylo ekonomicky nezdůvodnitelné a neefektivní při porovnání získaného zpřesnění dávek ve vztahu k poměru hodnota/limit.

V tabulce č. 23 jsou uvedeny výsledky stanovení parametru T v porovnání s hodnotami doporučenými.

Tab. č. 23: Výsledky stanovení parametru T

systém	vzorek	$T^{238}U, \text{exp.}$	$T^{238}U, \text{dop.}$	$T^{226}Ra, \text{exp.}$	$T^{226}Ra, \text{dop.}$
půda - zelenina	řepa	0,0125		0,0225	
	mrkev	0,0105	0,003	0,0152	0,005
	kedlubna	0,0099		0,0094	
	cibule	0,0119		0,0113	
půda - dřevina	olše	0,0057		0,0119	
	olše	0,0036		0,0170	
	bříza	0,0016		0,0289	
	dub	0,0011		0,0644	
půda - travina	mulč 0	0,0030		0,1551	
	chrastice	0,0239		0,5632	
	mulč	0,0034		0,0717	

Při porovnání zjištěných a tabelárních hodnot lze konstatovat, že přestupové koeficienty v systému půda – zelenina převyšují doporučené hodnoty. Pro systémy

půda – dřevina a půda – travina nebyly doporučené hodnoty nalezeny. Získané výsledky lze proto případně použít jako orientační hodnoty.

8.2 Systém půda – zelenina

Při pokusu vypěstovat 5 druhů zeleniny (dále uvážováno jen 4, petržel se nepodařilo vypěstovat) byla pokusná pole pro porovnání zavlažována jednak vodou pitnou a jednak vodou z řeky Ploučnice, navíc byla ponechána působení dešťových srážek, u kterých byla zaznamenána pouze jejich intezita. Nebyla však provedena analýza radionuklidů možného spadu. Z důvodu ekonomických a kapacitních byl od každého druhu odebrán pouze jeden vzorek (u zeleniny nejčastěji konzumovaná část), není možno proto na základě tohoto pokusu hodnotit přestup radionuklidů z půdy do různých částí rostliny.

Přesto, že půda použita k vypěstování zeleniny byla hodnocena jako nekontaminovaná, na konci sezóny vykazovala půda na poli A (kontaminovaná) ještě nižší hodnoty než byly její původní. Je tedy možné, že v průběhu extrémních srážek ve vegetačním období došlo k ředění kontaminantů ve vodách OK nebo k vyplavování kontaminantů z pokusného pole. Z výsledků tedy vyplývá, že se nepodařilo určit přestup radionuklidů v systému voda – půda.

Je obecně známo, že kořenová část rostliny působí jako přirozená bariéra v příjmu rozpuštěných prvků z půdy do ostatních částí rostlin. Dále pak, že největší aktivita přírodních radionuklidů bývá zaznamenávána v horních částech půdy (0 – 20 cm). Výsledky pokusu se shodují a jinými autory (Carvalho et al. 2009, Al-Marsi 2007, Shtangeeva 2008), že vyšší aktivitu přestupu zaznamenává ^{226}Ra , u některých druhů až 5 násobně více než ^{238}U . Dále autoři (Carvalho et al. 2009, Al-Masri 2007) ve své studii potvrzují hypotézu, že hodnoty izotopu ^{238}U jsou vyšší v listových částech než kořenových a naopak ^{226}Ra se více koncentruje v částech kořenových, např. brambor nebo mrkev.

Jelikož byly při pokusu ve Stráži p. R. použity pouze nejčastěji konzumované části (mrkev – kořen, řepa – bulva, cibule – přeměna stonku, kedluben – stonková hlíza), nelze porovnat hodnoty aktivity v jednotlivých částech. Přesto však je možno potvrdit, že horní vrstva půdy zaznamenává největší aktivitu a že hodnota ^{226}Ra je výrazně vyšší než hodnota ^{238}U . U ^{238}U byly dokonce všechny hodnoty pod mezí detekce.

V ČR dochází ke zkoumání kontaminace biologického materiálu zejména na místech s vyšší radionuklidovou aktivitou. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích každoročně provádí analýzu na odkališti v oblasti Mydlovar, kde je

zaznamenána klesající tendence počtu nadlimitních míst s vyšší aktivitou radionuklidů v biologickém materiálu. Z výsledků vyplývá, že dochází ke stabilizaci ekosystému (DIAMO, s. p. 2010). Taktéž oblasti Příbrami a Rožné vykazují každoroční zprávy o hodnocení přestupu radionuklidů do biologického materiálu, v této oblasti však dosud nebyly zaznamenány hodnoty překračující mez detekce (DIAMO, s. p. 2010).

8.3 Systém půda – strom

Sběr vzorků dřevin byl uskutečněn severně od obce Hamr n. J., v prostoru bývalého Dolu Hamr I. Ze dřevin, bříza, dub a olše, byla pro analýzu aktivity radionuklidů vybrána kmenová část. Tito zástupci jsou typickými druhy náletových dřevin v opuštěných areálech o. z. TÚU. V této oblasti se ale nepodařilo nalézt vhodný pozadřový vzorek zeminy, přestože měření D_{gamma} vykazovalo hodnoty minimální kontaminace.

Oproti množství aktivity, zaznamenané v půdě při pěstování zeleniny a v zátopovém území, lze konstatovat zvýšenou radioaktivitu v nižších vrstvách půdy (20 – 40 cm). Výjimkou je odběrné místo S0, které však bylo v době odběru silně zamokřené. Lze tedy předpokládat mísení radioaktivních izotopů v jednotlivých vrstvách.

Z výsledků jednoznačně vyplývá snažší přestup ^{226}Ra , který byl u jednotlivých druhů mnohonásobně vyšší než u ^{238}U . U dřevin lze tedy také potvrdit hypotézu o větší snadnosti přestupu ^{226}Ra do rostlin než ^{238}U . To potvrzuje i studie autora Al-Masri (2007), který prováděl pokus na ovocných stromech. I zde vykazovaly hodnoty ^{226}Ra mnohem vyšší hodnoty než ^{238}U . Dále pak porovnával radioaktivitu u plodů a listů ovocných stromů, kdy se nejvyšší hodnoty objevily v listových částech.

8.4 Půda – travina

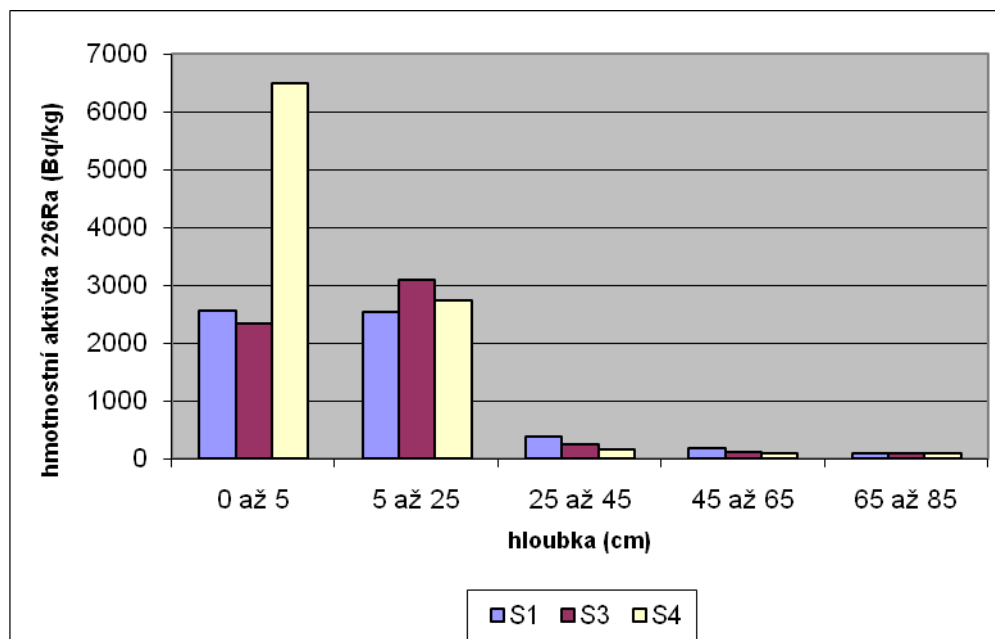
K masivní kontaminaci zátopového území - Srní potok došlo pravděpodobně před regulací řeky Ploučnice. Litorální pásmo na levém břehu je tvořeno organickými sedimenty s hustě vytvořenou nivou.

Dominantním rostlinným druhem je v této oblasti chřastice rákosovitá, jejíž nadzemní část byla použita pro laboratorní analýzy radionuklidů. Část tohoto území byla v minulosti odvodněna vybudováním melioračního kanálu, proto mohlo na této lokalitě vzniknout zemědělsky využívané pole. V době sběru vzorků bylo pole

pokryto vrstvou mulče, který byl tvořen rostlinným materiálem. Jelikož byly hodnoty měření D_{gamma} vyšší právě na tomto místě, byl mulč použit k laboratorní analýze.

Podobně jako u případu zeleniny i na této půdě byly zaznamenány vyšší půdní aktivity v horních částech půdy (0 – 20 cm). Stejně tak lze i v tomto případě potvrdit hypotézy o snažším přestupu ^{226}Ra do rostlin. O něco vyšší hodnoty přestupového koeficientu ovšem zaznamenává travina z odběrového místa S3, což je zemědělsky využívaná půda. Mírné zvýšení aktivity by mohlo být způsobeno používáním hnojiv. To potvrzuje i studie autora Aquirre (1997), který provedl výzkum přestupových koeficientů v močálové oblasti JZ Španělska, v jejíž blízkosti dochází k uvolňování fosfátových hnojiv do odpadních vod. Prokázal vliv těchto látek na zvýšení radioaktivity. I při pěstování hroznového vína v JZ Sýrii je pro lepší růst používáno fosfátové hnojivo, i tam byla zaznamenána zvýšená radioaktivita (Al-Masri 2007).

Od roku 2008 provádí fa Radon v. o. s. provádí měření D_{gamma} podél řeky Ploučnice. Z porovnání výsledků měření posledních let vyplývá klesající tendence množství míst se zvýšenými hodnotami klesá. V roce 2010 byly zaznamenány pouze 2 anomálie překračující povolenou mez. Půdní sondy sahají až do hloubky 85 cm. Obrázek č. 11 znázorňuje změny hmotnostní aktivity ^{226}Ra s hloubkou. Je patrné, že nejvyšší půdní aktivity na této lokalitě jsou v prvních 20 cm (resp. 25 cm), což potvrzují i výsledky této diplomové práce.



Obr. č. 11: Změny hmotnostní aktivity ^{226}Ra s hloubkou (použití grafu se souhlasem Radon v. o. s. 2009)

8.5 Porovnání metod

V této diplomové práci byly pro analýzy přírodních radionuklidů využity nejběžnější metody pro stanovování radionuklidů ve složkách životního prostředí. Byla využita polovodičová gamaspektrometrie a radiochemické metody.

Autoři po celém světě využívají ke stanovování radionuklidů i několik odlišných metod, avšak nejběžnější je gamaspektrometrie. Jednou z dalších využívaných metod je INAA (instrumentální neutronová aktivační analýza) (např. Shtangeeva 2008). Výsledky rozdílných metod se mohou často lišit až v číselných řádech, je proto vhodné zvolit metodu nejpřesnější s největší možnou citlivostí.

8.6 Využitelnost výsledků pro praxi

Přestupové koeficienty mají význam pro odhad zvýšení zátěže obyvatelstva radionuklidy uvolněnými do různých složek životního prostředí z činnosti těžby a úpravy uranové rudy. Přitom rozhodovací proces, zda-li provádět opatření k omezení styku obyvatel s radionuklidy (resp. provedení nápravných opatření k odstranění kontaminace), může být založen na jednoduchém měření D_{gama} povrchu s okamžitým odhadem koncentrace radionuklidů ve svrchní vrstvě půdy.

8.6.1 Přestupový koeficient půda – zelenina

- *Lze připustit možnost, že zahrádkáři z kolonie na břehu OK zalévají pouze vodou z OK?*

V kapitole č. 7 je proveden výpočet přírůstku efektivní dávky jednotlivce z obyvatelstva při konzumaci zeleniny zalévané důlní vodou kontaminovanou radionuklidy z OK.

Podle výsledků výpočtu je přírůstek efektivní dávky spojený s konzumací kontaminované zeleniny $E_{\text{ing}} = 41,88 \mu\text{Sv/rok}$. Prostým srovnáním s obecným limitem pro celkovou efektivní dávku jedince kritické skupiny obyvatelstva podle § 19 vyhlášky SÚJB č. 307/2002 Sb., o radiační ochraně, $E_{\text{CELK}} = 1000 \mu\text{Sv/rok}$ lze rozhodnout, že není třeba provádět mimořádná opatření k zamezení přístupu obyvatel k vodě z OK.

Ke stejnému závěru vede i doplňující výpočet navýšení kolektivní efektivní dávky všech konzumentů kontaminované zeleniny ($E_{\text{ing,KOL}} = 2,68 \text{ mSv/rok}$, přičemž mezní hodnota podle vyhlášky SÚJB $E_{\text{KOL}} = 1000 \text{ mSv/rok}$).

8.6.2 Přestupový koeficient půda – dřevina

Přestupový koeficient půda – dřevina lze využít pro odhad kontaminace dřeviny neinvazivní metodou (tj. měřením aktivity radionuklidů v půdě), což lze následně využít v rozhodovacím procesu, zda-li při sanaci kontaminovaných areálů dřevinu ponechat či ji odstranit.

- *Lze připustit prodej dřeva rostoucího na kontaminované půdě v likvidovaných areálech o. z. TÚU?*

Při znalosti množství dřeva spotřebovaného za rok na vytápění rodinného domku lze s pomocí přestupového koeficientu odhadnout aktivitu radionuklidů koncentrovaných v popelu a v porovnání s povolenými uvolňovacími úrovněmi podle § 57 vyhlášky SÚJB rozhodnout o způsobech likvidace kontaminovaného dřeva.

8.6.3 Přestupový koeficient půda – travina

- *Lze připustit chov skotu na loukách v zátopovém území Ploučnice?*

Přestupový koeficient půda – travina může při spojení s přestupovým koeficientem travina – maso analogicky jako při hodnocení vlivu ingesce kontaminované zeleniny odhadnout množství radionuklidů v mase zvířat pasoucích se na kontaminované půdě.

$$A_M = A_P \times T_{M-T} \times T_{T-P} \quad (7)$$

Kde je:

M – maso

P – půda

T – tráva

- *Lze získané poznatky využít při plánované revitalizace řeky Ploučnice?*

Při posuzování účelnosti revitalizace je nutné zvážit skutečnost, že kontaminanty v zátopovém území podléhají migraci a že deponované radionuklidy mohou být v dlouhodobém horizontu zdrojem znečištění i na územích, která budou z hlediska radiační ochrany kritičtější. Významnou migraci lze předpokládat například při povodních. Získané výsledky lze využít k doplnění monitoringu dané oblasti prováděné fa Radon v. o. s.

9 ZÁVĚR

Diplomová práce byla zaměřena na výpočet přestupových koeficientů nutných k posouzení vlivu kontaminovaných vod a půdy na rostliny. Zjištěné výsledky pro systém voda – půda a půda - rostlina byly vyhodnoceny formou výpočtů. Následně byl stanoven odhad možného ovlivnění obyvatel radionuklidy z konzumované zeleniny kontaminované zálivkou z OK (tzn. důlních vod). Na základě zjištěných výsledků bylo možno vyhodnotit rozsah kontaminace rostlin a dřevin a zvážit tak smysluplnost likvidace travních porostů a stromů rostoucích na kontaminovaných půdách v průběhu nebo po ukončení procesu sanace. Neméně podstatným cílem práce bylo rozhodnout o možném způsobu využití získaných hodnot přestupových koeficientů pro výpočty ovlivnění obyvatelstva radionuklidy uvolňovanými do životního prostředí o. z. TÚU.

Pro naplnění prvního cíle se bohužel nepodařilo pokusné pole A dostatečně kontaminovat, není proto možné z výsledků diplomové práce vycházet pro určení přestupových koeficientů v systému voda – půda. Hmotnostní aktivita půdy před zahájením pokusu byla vyšší než po jeho ukončení. Tento stav pravděpodobně nastal díky vysoké intenzitě srážek během vegetačního období, jejíž činností mohlo dojít k vyplavování radionuklidů z pokusného pole.

Na základě výsledků přestupu přírodních radionuklidů v systému půda – zelenina lze jednoznačně konstatovat snadnější přestup ^{226}Ra , které vykazovalo až pěti násobně vyšší hodnoty aktivity než izotop ^{238}U . Tento závěr se shoduje s ostatními studii v diskuzi diplomové práce.

V systému půda – strom se nepodařilo dohledat místa s minimální kontaminací. Hmotnostní aktivita v půdě byla nakonec srovnatelná s místy kontaminovanými. Vyšší aktivita byla zaznamenána ve vrstvě 20 – 40 cm, což je rozdílné oproti rostlinám. Nicméně i v tomto systému byl zaznamenán snadnější přestup ^{226}Ra . Hodnotu přestupového koeficientu lze využít při rozhodování v procesu sanace kontaminovaných areálů.

V nivní oblasti řeky Ploučnice byly zaznamenány vyšší půdní aktivity na zemědělsky obdělávaném území. To může být pravděpodobně způsobeno používáním hnojiv. Území je tvořeno organickými sedimenty, jejichž aktivita byla sledována především v horní vrstvě (0 -20 cm). Při posuzování účelnosti revitalizace je nutné zvážit skutečnost, že kontaminanty v zátopovém území podléhají migraci a že deponované radionuklidy mohou být v dlouhodobém horizontu zdrojem znečištění i na územích, která budou z hlediska radiační ochrany kritičtější.

Na základě zjištěných výsledků byl proveden odhad zvýšení efektivní dávky u kritické skupiny obyvatel ingescí zeleniny. U skupiny zahrádkářů v blízkosti OK byl proveden dotazníkový průzkum. Závěry potvrzují hodnoty přestupových koeficientů mnohem nižší než obecné limity dané vyhláškou SÚJB.

Tato diplomová práce může být přínosným materiálem v problematice přestupu přírodních radionuklidů z půdy do rostlin v oblasti Stráže p. R. Získané výsledky mohou také určit smysluplnost využívání rostlin z kontaminovaných oblastí, následné revitalizaci Ploučnice a likvidace bývalých areálů těžby.

10 LITERATURA

MUŽÁK, J. 2008: Současnost a budoucnost sanace následků po chemické těžbě uranu ve Stráži pod Ralskem. "Nepublikováno". Dep.: DIAMO, s. p., 6 pp.

DEMEK J., et al. 1987: Zeměpisný lexikon ČSR - Hory a nížiny. *Academia*, Praha, 584 pp.

VIŠŇÁK R. 2001: Dokumentace E.I.A pro výrobu sanačních materiálů - Charakteristika současného stavu životního prostředí. "Nepublikováno". Dep.: DIAMO, s. p., 87 pp.

SLEZÁK J. 2000: Historie těžby uranu v oblasti Stráže pod Ralskem v severočeské křídě a hydrogeologie. *In: Sborník geologických věd*, 21, Praha, 5 - 26.

NOVÁK P., et al. 1993: Syntetická půdní mapa České republiky 1:200000. *VÚMOP*, Praha, 19 mapových listů.

TOMÁŠEK J., et al. 2004: Oznámení záměru: Likvidace povrchových objektů DIAMO, s. p., o. z. TÚU, Stráž p. R. "Nepublikováno". Dep.: DIAMO, s. p., 86pp.

HRAŠKO J., et al. 1991: Morfogenetický klasifikační systém půd ČSFR. *VÚPÚ*, Bratislava, 106 pp.

QUITT E. 1975: Klimatické oblasti ČSR 1:500000. *ČSAV Brno*, Brno, 73pp.

VESECKÝ A., et al. (1961): Podnebí ČSR - Tabulky. *ČHMÚ*, Praha. 379 pp.

SKALICKÝ V. 1988: Regionálně fytogeografické členění. *In: Hejný S., Slavík B.: Květena ČSR I.. Academia*, Praha, 103-121 pp.

KUBÁT et al., (2002): Klíč ke květeně České republiky, *Academia*, Praha, 928 pp.

SEQUENS E., et al. 1999: Ekonomické a ekologické důsledky těžby uranu v České republice [online]. Dostupné z WWW: <www.calla.cz/data/energetika/ostatni/uran_studie.pdf>.

HEMER M. 2000: Těžba a zpracování uranu. In Principy a praxe radiační ochrany. *Azin CZ*, Praha, 557 – 578 pp.

DUDÁŠ R, NEUBAUER L, 2011: Vyhodnocení programu monitorování a dodržování ustanovení vyhlášky SÚJB č. 307/2002 Sb., o radiační ochraně o. z. TÚU za rok 2010. "Nepublikováno". Dep.: DIAMO, o. z. TÚU.

NEUBAUER L., ŠTĚRBA J. 2010: Vyhodnocení programu monitorování a dodržování ustanovení vyhlášky SÚJB č. 307/2002 Sb., o radiační ochraně o. z. TÚU za rok 2009. "Nepublikováno". Dep.: DIAMO, o. z. TÚU.

NEUBAUER L., ŠTĚRBA J. 2009: Vyhodnocení programu monitorování a dodržování ustanovení vyhlášky SÚJB č. 307/2002 Sb., o radiační ochraně o. z. TÚU za rok 2008. "Nepublikováno". Dep.: DIAMO, o. z. TÚU.

GNOJEK I., et. al 2008: Změny v radioaktivní zátěži údolní nivy Ploučnice v období od r. 1991 do r. 2005. "Nepublikováno". Dep.: Radon, v. o. s.

HŮLKA, J 2000: Přírodní radioaktivita a problematika radonu, In Principy a praxe radiační ochrany. *Azin CZ*, Praha. 499 – 555pp.

NEZNAL M. 2008: Posouzení změn kontaminace litorálního pásma Ploučnice v období od r. 1996. "Nepublikováno". Dep.: Radon v. o. s., 42 pp.

NEZNAL M. 2009: Monitoring radioaktivní kontaminace řeky Ploučnice v části toku Noviny pod Ralskem – Mimoň. "Nepublikováno". Dep.: Radon v. o. s., 36 pp.

NEZNAL M. 2010: Monitoring radioaktivní kontaminace původního koryta řeky Ploučnice v části toku Stráž pod Ralskem – Mimoň. "Nepublikováno". Dep.: Radon v. o. s., 40 pp.

HANSLÍK E. et al. 1990: Kontaminace litorálního pásma Ploučnice radioaktivními látkami. In NEZNAL M.(2009): Monitoring radioaktivní kontaminace řeky Ploučnice v části toku Noviny pod Ralskem – Mimoň. *VÚV T.G.M*, Praha.

HANSLÍK E. 2009: Hodnocení vývoje kontaminace povodí Ploučnice radioaktivními látkami. "Nepublikováno". Dep.: Povodí Ohře, s. p., 18 pp.

SÚJB 2008: Postupy při výpočtu ozáření obyvatelstva přírodními radionuklidy uvolňovanými do životního prostředí a při posuzování zásahů v oblastech ovlivněných hornickou činností. In Doporučení SÚJB, Praha, 36 pp.

POKORNÁ K, et al. 2010: Závěrečná zpráva z analýzy rizik areálu Důl Hamr I – Sever. In Analýza rizik území ve správě DIAMO, s. p., o. z. TÚU Stráž pod Ralskem, zasažených hlubinnou těžbou uranu. "Nepublikováno". Dep.: DIAMO, o. z. TÚU, 184 pp.

KOLEKTIV AUTORŮ 2010: ZPRÁVA o výsledcích monitoringu a stavu složek životního prostředí v oblasti PRLP Mydlovary za rok 2009. "Nepublikováno". Dep.: DIAMO, s. p.

KOLEKTIV AUTORŮ 2010: ZPRÁVA o výsledcích monitoringu a stavu složek životního prostředí o. z. SUL za rok 2009. "Nepublikováno". Dep.: DIAMO, s. p., 148 pp.

KOLEKTIV AUTORŮ 2009: ZPRÁVA o výsledcích monitoringu a stavu složek životního prostředí o. z. TÚU za rok 2008. "Nepublikováno". Dep.: DIAMO, s. p., 152 pp.

FORINT 1997: Řešení problematiky kontaminace litorálního pásma Ploučnice. In NEZNAL (2008): Posouzení změn kontaminace litorálního pásma Ploučnice v období od r. 1996. "Nepublikováno". Dep.: Radon v. o. s.

CARVALHO F. P., et al. 2009: Analyses of radionuclides in soil, water, and agriculture products near the Urgeirica uranium mine in Portugal. J Radioanal Nucl Chem (2009) 281:479–484.

AL-MASRI M. S., et al. 2007: Transfer of ^{40}K , ^{238}U , ^{210}Pb , and ^{210}Po from soil to plant in various locations in south of Syria. Journal of Environmental Radioactivity 99 (2008) 322e331.

ABABNEH A. M., et al. 2009: Radioactivity concentrations in soil and vegetables from the northern Jordan rift valley and the corresponding dose estimates. Radiation Protection Dosimetry, No. 1, 30–37.

SHTANGEEVA I. 2008: Uptake of uranium and thorium by native and cultivated plants. Journal of Environmental Radioactivity 101 (2010) 458–463.

MARTÍNEZ - AGUIRRE A., et al. 1997: Soil to Plant transfer of ^{226}Ra in a Marsh Area: Modelling Application. *J. Environ. Radioactivity*, No. 2, 199 – 213.

VERA TOMÉ, F., et al. 2003: Soil-to-plant transfer factors for natural radionuclides and stable elements in a Mediterranean area. *J. Environ. Radioact.* 65, 161–175

VERA TOMÉ, F., et al. 2010: Transfer of ^{238}U , ^{230}Th , ^{226}Ra , and ^{210}Pb from soils to tree and shrub species in a Mediterranean area. *J. Environ. Radioact.* 65, 161–175. *Applied Radiation and Isotopes* 68 (2010) 1154–1159.

VANDENHOVE H. Et al. 2008: Proposal for new best estimates of the soil-to-plant transfer factor of U, Th, Ra, Pb and Po. *Journal of Environmental Radioactivity* 100 (2009) 721–732.

TERMIZI R., et al. 2005: Environmental ^{238}U and ^{232}Th concentration measurements in an area of high level natural background radiation at Palong, Johor, Malaysia. *J. Environ. Radioact.* 80, 287–304.

CHEN S. B., et al. 2005: Soil to plant transfer of ^{238}U , ^{226}Ra and ^{232}Th on a uranium mining-impacted soil from southeastern China. *J. Environ. Radioact.* 82, 223–236.

UNSCEAR 1996: Report to general assembly, New York.

Meteostanice DIAMO, s. p.

Zákon č. 18/1997 Sb., o mírovém využívání jaderné energie a ionizujícího záření.

Internetové zdroje:

www.mapy.cz

www.geoportal.gov.cz

www.cuzk.cz

11 SEZNAM PŘÍLOH

Příloha č. 1: Tabulky znázorňující srážky, teplotu a zálivku v jednotlivých měsících

Příloha č. 2: Mapa č.1 - Přehledná situace těžební oblasti Stráž p. R.

Příloha č. 3: Mapa č. 2 - Radioaktivní znečištění těžební oblasti Stráž p. R. – Hamr n. J.

Příloha č. 1

Tab. č. 24: Přehled teplot, srážek a množství zálivky v měsíci červnu (Meteostanice DIAMO, s. p.).

ČERVEN				
den	teplota	srážky	zálivka	zálivka/plocha (4x2m)
1	9,0	1,0	0,0	0
2	9,6	9,5	0,0	0
3	12,2	2,0	0,0	0
4	14,7	0,0	0,0	0
5	16,9	0,0	0,0	0
6	19,8	0,0	0,0	0
7	19,5	2,0	0,0	0
8	18,9	0,0	0,0	0
9	21,8	7,0	0,0	0
10	23,2	0,0	0,0	0
11	24,1	0,0	0,0	0
12	18,7	7,0	0,0	0
13	14,0	0,0	0,0	0
14	13,2	7,5	0,0	0
15	14,7	0,0	0,0	0
16	13,9	0,0	0,0	0
17	15,8	0,0	0,0	0
18	13,6	12,9	0,0	0
19	11,5	0,0	0,0	0
20	11,0	0,0	30,0	3,75
21	13,3	0,0	30,0	3,75
22	14,8	0,0	60,0	7,5
23	14,9	0,0	60,0	7,5
24	16,6	0,0	60,0	7,5
25	17,2	0,0	80,0	10
26	17,6	0,0	80,0	10
27	17,5	0,0	70,0	8,75
28	18,9	0,0	70,0	8,75
29	21,0	0,0	60,0	7,5
30	19,7	0,0	60,0	7,5

Tab. č. 25: Přehled teplot, srážek a množství zálivky v měsíci červenci (Meteostanice DIAMO, s. p.).

ČERVENEC				
den	teplota	srážky	zálivka	zálivka/plocha (4x2m)
1	21,2	0,0	0,0	0
2	17,0	0,0	30	3,75
3	22,2	0,0	60	7,5
4	21,5	0,0	60	7,5
5	20,4	0,0	60,0	7,5
6	15,6	16,4	0,0	0
7	15,8	0,0	0,0	0
8	17,9	0,0	60,0	7,5
9	22,0	0,0	80,0	10
10	24,5	0,0	80,0	10
11	26,8	0,0	80,0	10
12	27,1	0,0	80,0	10
13	22,6	0,6	0,0	0
14	24,6	0,0	30,0	3,75
15	23,8	0,0	60,0	7,5
16	25,7	15,2	0,0	0
17	22,9	5,5	0,0	0
18	16,1	25,9	0,0	0
19	16,8	0,0	0,0	0
20	18,4	0,0	0,0	0
21	24,3	0,0	30,0	3,75
22	23,6	0,2	0,0	0
23	19,3	23,9	0,0	0
24	15,5	18,4	0,0	0
25	13,2	2,5	0,0	0
26	16,3	0,0	0,0	0
27	17,8	0,0	30,0	3,75
28	18,0	3,0	0,0	0
29	15,6	7,0	0,0	0
30	16,2	0,3	0,0	0
31	18,2	0,0	0,0	0

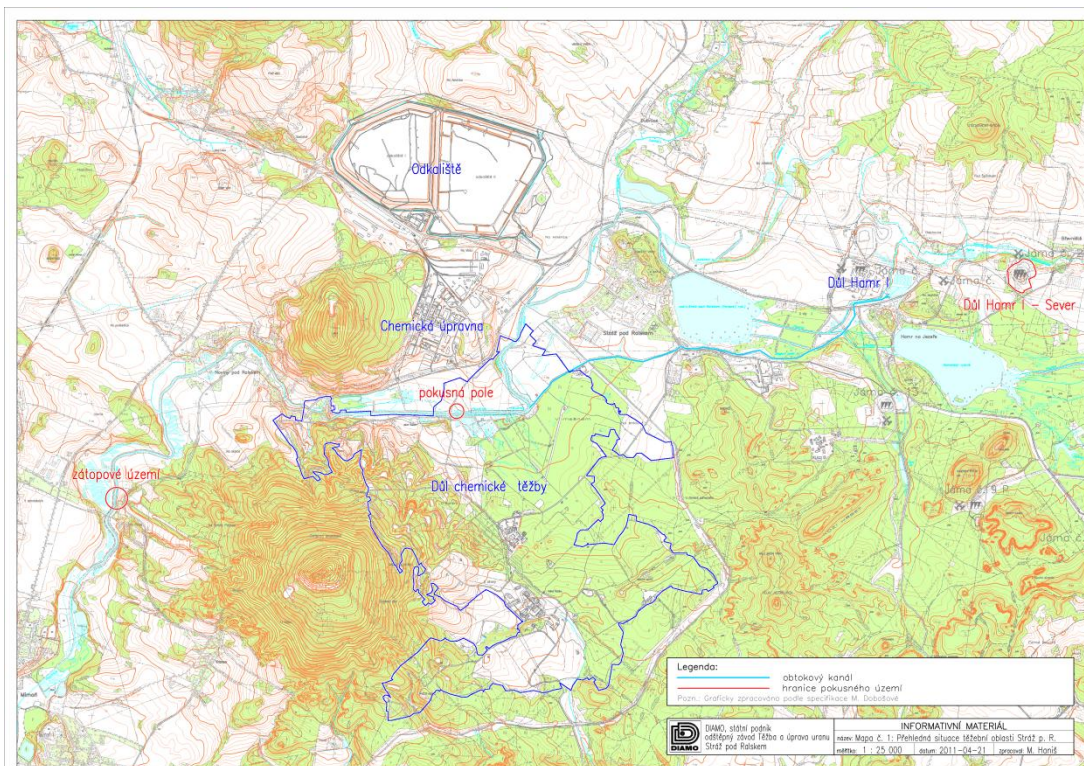
Tab. č. 26: Přehled teplot, srážek a množství zálivky v měsíci srpnu (Meteostanice DIAMO, s. p.).

SRPEN				
den	teplota	srážky	zálivka	zálivka/plocha (4x2m)
1	20,4	0,0	60,0	7,5
2	20,6	0,0	60	7,5
3	16,6	18,9	0	0
4	16,5	0,0	0	0
5	18,3	0,0	30,0	3,75
6	16,7	11,9	0,0	0
7	15,5	117,4	0,0	0
8	17,5	14,9	0,0	0
9	16,8	3,5	0,0	0
10	18,5	0,0	0,0	0
11	18,8	1,4	0,0	0
12	21,0	1,5	0,0	0
13	8,5	16,4	0,0	0
14	16,1	32,3	0,0	0
15	22,1	0,0	0,0	0
16	17,1	7,5	0,0	0
17	14,7	10,0	0,0	0
18	15,8	0,2	0,0	0
19	15,4	0,7	0,0	0
20	16,0	0,0	0,0	0
21	19,5	0,0	30,0	3,75
22	22,0	0,0	30,0	3,75
23	20,9	7,5	0,0	0
24	21,1	0,9	0,0	0
25	16,0	0,0	30,0	3,75
26	16,1	6,5	0,0	0
27	18,2	25,4	0,0	0
28	12,9	10,4	0,0	0
29	11,8	2,5	0,0	0
30	11,4	6,0	0,0	0
31	11,0	5,0	0,0	0

Tab. č. 27: Přehled teplot, srážek a množství zálivky v měsíci září (Meteostanice DIAMO, s p.).

ZÁŘÍ				
den	teplota	srážky	zálivka	zálivka/plocha (4x2m)
1	12,2	2,5	0,0	0
2	12,1	4,5	0	0
3	12,2	0,0	0	0
4	10,4	0,0	30	3,75
5	10,6	0,0	30,0	3,75
6	9,9	0,7	0,0	0
7	11,0	0,0	0,0	0
8	15,4	0,0	40,0	5
9	14,5	2,5	0,0	0
10	14,5	0,0	0,0	0
11	13,8	0,0	30,0	3,75
12	14,8	0,0	30,0	3,75
13	11,8	0,2	30,0	3,75
14	11,3	6,0	0,0	0
15	13,3	5,5	0,0	0
16	13,4	0,0	0,0	0
17	11,4	0,0	30,0	3,75
18	8,5	0,0	30,0	3,75
19	7,9	0,0	0,0	0
20	10,2	0,0	40,0	5
21	12,5	0,0	0,0	0
22	12,6	0,0	40,0	5
23	16,1	0,0	0,0	0
24	16,7	0,0	0,0	0
25	15,4	6,5	0,0	0
26	9,3	38,8	0,0	0
27	8,2	62,2	0,0	0
28	8,8	10,4	0,0	0
29	9,0	1,5	0,0	0
30	8,6	0,0	0,0	0

Příloha č. 2



Příloha č. 3

