

		 MINISTERSTVO VNITRA ČESKÉ REPUBLIKY
Příjemci: Státní ústav radiační ochrany, v. v. i. ENKI, o.p.s.		Poskytovatel: Ministerstvo vnitra - Česká republika

Projekt s názvem: **Strategie řízení nápravy území po radiační havárii**

s identifikačním kódem: VH20172020015

Název předkládaného výsledku:

Postupy, zkušenosti ev. výsledky experimentů při dekontaminaci a nakládání s kontaminovaným materiálem při obnově zasaženého území.

.....

Typ výsledku dle UV č. 837/2017	Evidenční číslo (příjemce)	Rok vzniku
(V_{souhrn}) Souhrnná výzkumná zpráva	50/2020	2020
ISBN-ISSN	Webový odkaz na výsledek	Kde a kdy publikováno
	bude vyvěšena na: https://www.suro.cz/cz/vyzkum/vysledky/strategie-řízení-nápravy-území-po-radiační-havárii	Po odsouhlasení MV a SÚJB

Anotace výsledku:

Práce shrnuje poznatky týkající se dekontaminace zasaženého městského území po havárii jaderné elektrárny s cílem dosáhnout obnovení zasaženého území. Shrnuty jsou jednak teoretické poznatky dostupné v odborných a ve vědeckých publikacích, dále jsou popsány uskutečněné dekontaminační experimenty, při kterých byly provedeny experimentální kontaminace a následné dekontaminace předmětů, jejichž dekontaminace by během pozdní fáze radiační havárie měla význam, zejména stavební materiály a povrchy městských komunikací a budov. Výstupem z experimentů jsou výsledné hodnoty dekontaminačních faktorů, jednotlivé dekontaminační postupy, jejich použití na modelové vzorky stavebních materiálů a povrchů budov, dále pak zhodnocení jejich praktické přínosnosti v případě radiační havárie. Dále jsou součástí této zprávy výsledky průzkumu „zbytkové“ kontaminace ¹³⁷Cs pevných povrchů (zejména střešních krytin) původem z Černobylské havárie a z testů jaderných zbraní (příloha č. 2). V rámci této kapitoly byl proveden také pilotní průzkum hloubkové distribuce „zbytkové“ kontaminace ¹³⁷Cs v půdě ČR, jeho výsledky jsou shrnuty v samostatné zprávě přiložené k této zprávě v podobě přílohy číslo 3

.....

Manažer: Irena Češpírová

Řešitelský tým: Michal Fejgl, Alena Kelnarová, Zuzana Davidková, Jan Kujan

.....

Obsah

1 Úvod	5
2 Souhrn dekontaminačních technik popsaných v literatuře	6
2.1 Úvod do problematiky	6
2.1.1 Aktuální stav směrnic řídících dekontaminaci krajiny po radiační události platných v ČR	6
2.1.2 Charakterizace radioaktivní kontaminace	6
2.1.3 Výběr vhodného dekontaminačního procesu	7
2.2 Přehled dekontaminačních postupů	7
2.2.1 Dekontaminace mokrou cestou	7
2.2.1.1 Omývání kontaminovaných objektů vodou	8
2.2.1.2 Reaktivní kapaliny	9
2.2.1.3 Dekontaminace stěn dusičnanem amonným	10
2.2.1.4 Využití hasicí techniky	11
2.2.2 Alternativní cesty dekontaminace	11
2.2.2.1 Stabilizace povrchové kontaminace	11
2.2.2.2 Abrazivní čištění	12
2.2.2.3 Odstranění povrchu a přemístění kontaminované vrstvy	13
2.2.2.4 Využití povětrnostních vlivů	13
2.2.2.5 Zametací a vysávací stroje	13
2.2.2.6 Dekontaminace drobných a vzácných předmětů	14
2.2.2.7 Dekontaminace střech, fasád, veřejných ploch a silnic	14
2.3 Odpady z dekontaminace	15
2.3.1 Úpravy odpadních vod	15
2.3.1.1 Sorpce kontaminace na iontoměničích a zeolitech	16
2.3.1.2 Srážení a filtrace	16
2.3.1.3 Flokulace	16
2.3.1.4 Membrány	17
2.4 Výstupy z rešerše	17
3 Studium reziduální kontaminace ¹³⁷ Cs ve střešních krytinách	18
3.1 Studium aktivity v obroušené vrstvě střešních tašek	18
3.2 Studium kontaminace střešních krytin ve formě drti	20
3.3 Závěry plynoucí z výzkumu reziduální kontaminace střešních tašek	22
4 Experimentální dekontaminace stavebních materiálů	23
4.1 Experimentální ověření základních parametrů dekontaminačních postupů	23

4.1.1 Dekontaminace střešních krytin – kontaminant v minerální formě	23
4.1.2 Dekontaminace ostatních stavebních materiálů – kontaminant v minerální formě .	24
4.1.3 Dekontaminace stavebních materiálů – kontaminant v aerosolové formě	25
4.1.4 Shrnutí výsledků dekontaminačních experimentů provedených v roce 2018.....	27
4.2 Použití specifických dekontaminačních postupů.....	28
4.2.1 Aplikace jednotného dekontaminačního postupu na cihly, beton, solární panely a na střešní tašky.....	28
4.2.2 Aplikace jednotného dekontaminačního postupu na plech, asfalt, slinuté dlaždice a na omítky	31
4.2.3 dekontaminace pomocí dekontaminačních gelů	32
4.3 Závěry vyplývající z dekontaminačních experimentů 2019.....	33
5 Pilotní průzkum hloubkové distribuce ^{137}Cs v půdách ČR	34
6 Závěr.....	34
7 Poděkování	35
8 Literatura	36

Seznam zkratek

AČR – Armáda České republiky

Df – Dekontaminační faktor

EDTA - kyselina ethylendiamintetraoctová

ETE – jaderná elektrárna Temelín

HZS ČR – Hasičský záchranný sbor České republiky

IZS – Integrovaný záchranný systém

KŠ SÚJB – Krizový štáb Státního úřadu pro jadernou bezpečnost

MAAE, IAEA – Mezinárodní agentura pro atomovou energii, International Atomic Energy Agency

MD – Místo dekontaminace

NES – Nehodová expoziční situace

NVA – Nejmenší významná aktivita

OOPP – Osobní ochranné pracovní prostředky

PVA – Polyvinylalkohol

1 Úvod

Tato zpráva shrnuje výsledky výzkumů uskutečněných v rámci kapitoly C výzkumného projektu Strategie řízení nápravy území po radiační havárii zaměřeného na problematiku dekontaminace a nakládání s kontaminovaným materiálem vzniklým při obnově území zasaženým následky radiační havárie. **Cílem této kapitoly bylo prostřednictvím experimentální práce prozkoumat vhodnost dekontaminačních postupů pro jejich nasazení na dekontaminaci obecních staveb po radiační havárii.** Přednostní zaměření této kapitoly je orientováno na dekontaminaci obecní zástavby a komunikací v pozdní fázi NES. Tedy především na dekontaminaci stavebních materiálů používaných k budování domů, veřejných prostor, chodníků, parkovišť a silnic a to pomocí *in situ* postupů, tedy postupů prováděných přímo v zasažené oblasti. Chování kontaminace stavebních materiálů bylo studováno prostřednictvím umělé kontaminace stavebních materiálů a jejich následnou dekontaminací, dále pak studiem reziduální kontaminace stavebních materiálů a půd.

Tato výzkumná zpráva sestává ze tří hlavních kapitol. Jsou to literární rešerše postupů vhodných k dekontaminaci městské zástavby a komunikací (kapitola číslo 2). Dále je v kapitole číslo 3 popsána studie reziduální (zbytkové) kontaminace ^{137}Cs Černobylského původu v střešních krytinách. Kompletní výsledky této studie jsou přiloženy v podobě přílohy číslo 2. Znalosti získané při realizaci těchto kapitol byly uplatněny při plánování dekontaminačních experimentů. Jejich průběh a výsledky včetně interpretace a nastínění potenciálu na praktické využití jsou součástí kapitoly číslo 4. Studium zbytkové kontaminace půd je stručně shrnuto v kapitole 5, podrobně je popsáno v příloze číslo 3.

2 Souhrn dekontaminačních technik popsanych v literatuře

2.1 Úvod do problematiky

Dekontaminace radioaktivních látek, nazývaná též dezaktivace, je soubor metod, postupů a prostředků k odstranění radioaktivní látky z povrchů nebo ke snížení zbytkové radioaktivní kontaminace.

Cílem dekontaminace je snížení rizika ozáření osob z povrchové kontaminace, omezení šíření radioaktivních látek přenosem, zejména přímým kontaktem kontaminovaných a nekontaminovaných ploch, dále také k zabránění druhotné povrchové a vnitřní kontaminace, včetně přepravy a likvidace odpadů.

Dekontaminace je většinou dílem člověka, ale může být i důsledkem přírodních procesů. Účelem této rešerše je poskytnout přehled metodik a dostupných technologií k dekontaminaci a poskytnout vodítko pro plánování, provádění a řízení sanačních prací po radiační havárii.

Volba dekontaminační techniky závisí na mnoha aspektech - charakteru kontaminace (rozsah radiační havárie), velikosti a charakteru zasaženého území (geografie, demografie území), dostupnosti dekontaminační techniky a personálu, nákladech, etických a sociálních aspektech havárie.

V této rešerši jsou popsány aktuální směrnice, které jsou v rámci bezpečnostních systémů České republiky určeny k dekontaminaci v pozdní fázi NES, dále popisuje jednotlivé druhy dekontaminačních postupů popsanych v odborné literatuře, zvláštní kapitola je věnována městským objektům, které jsou z hlediska možných odvrácených dávek v případě NES nejvýznamnější, a v závěru se zabývá problematikou odpadů, které by při dekontaminaci vznikly.

2.1.1 Aktuální stav směrnic řídících dekontaminaci krajiny po radiační události platných v ČR

Dokument, který by ošetřoval dekontaminační postupy určené k použití v pozdní fázi NES v České republice není k dispozici.

Pro zlepšení orientace v dostupných směrnicích s podobným zaměřením byla na základě jejich studia sepsána rešerše. Vzhledem k tomu, že se jedná téměř výhradně o záležitosti vztahující se k časně fázi NES, tedy mimo zaměření této kapitoly výzkumné zprávy, je zmíněná rešerše ke zprávě přiložena ve formě přílohy číslo 1.

2.1.2 Charakterizace radioaktivní kontaminace

Hlavním dlouhodobým následkem havárie jaderného reaktoru je vznik radioaktivního spadu (IAEA 1989). Zkušenost z Černobylské havárie ukázala, že expozice od spadu způsobuje až 60 % úvazku celkové dávky obyvatelstvu (Beresford et al., 2016). Výběr ochranných opatření musí brát v úvahu typ kontaminovaného objektu, množství lidí a budov v postižené oblasti, druh znečištění, údaje o postižené oblasti, hustoty a rozložení obyvatelstva, rizik a časový průběh šíření kontaminace.

2.1.3 Výběr vhodného dekontaminačního procesu

Andersson et al. (2009) doporučuje při dekontaminaci dodržet následující sekvenci kroků. Screeningem pomocí mobilní, případně letecké techniky (gama a beta zářiče) nebo odběrem a analýzou vzorků v laboratoři (alfa zdroje) provést lokalizaci hranic kontaminace. Vytvořit podrobnou mapu zamoření a vymezit oblast, kde bude čištění prioritní, např. velké obytné zóny, nemocnice, nádraží, zdroje pitné vody, půda pro výrobu potravin, zahrady, pastviny, hlavní silnice. Stanoví se kritéria pro čištění – intervenční úrovně a kritéria pro návrat do postižených oblastí. Hladiny zbytkové aktivity mohou být různé pro různé oblasti, např. odlehlé lesní oblasti a budovy s dobrým stínícím efektem nebo oblasti s malým počtem obyvatel mohou mít vyšší hladinu zbytkové aktivity.

Provádění dekontaminace bude probíhat v několika fázích, podle počtu týmů a vybavení, čistící techniky a účinnosti čištění, klimatických podmínek, rychlosti analýzy vzorků a naléhavosti vrátit lidi do postižených oblastí.

Účinnost dekontaminace je charakterizována dekontaminačním faktorem Df. Ten je definován jako poměr mezi aktivitami patřičného radionuklidu před a po provedení dekontaminace. Také je možné ji vyjadřovat v procentech odstraněné kontaminace (tzn., když je Df 10, pak je účinnost dekontaminace 90 %) (Andersson et al., 2009).

Dekontaminační techniky jsou vybírány podle typu materiálu či povrchu, který je třeba dekontaminovat, dále pak podle chemické a fyzikální formy kontaminantu (velikosti částic) a podle požadovaného stupně dekontaminace. Dalšími faktory při výběru je dostupnost, účinnost procesu, náklady a dávky pro obsluhující personál. Vybraný proces je výsledkem optimalizace s cílem minimalizovat celkový dopad na oblast (IAEA 1989).

V následujících kapitolách jsou popsány techniky dekontaminace popsané v literatuře jako techniky vhodné k dekontaminaci budov, zpevněných ploch a silnic. Zkušenosti z dekontaminace jaderných elektráren nejsou uvedeny, protože jsou pro městskou zástavbu nepřijatelné, příliš agresivní nebo neestetické. Rovněž nejsou popsány jednoduché postupy ručního mytí a praní, i když jsou pro dekontaminaci vnějších i vnitřních povrchů použitelné, ale tyto techniky jsou v podstatě banální a málo účinné a není třeba je popisovat. Stejně tak nejsou popsány méně významné techniky dekontaminace předmětů pomocí ultrazvukové lázně s přídavkem chemických přísad a čištění kontaminovaných ventilačních systémů s následným odstraněním filtrů.

V odborné literatuře jsou popsány metody od jednoduchých technik fyzického čištění včetně využití povětrnostních vlivů až po sofistikované fyzikálně-chemické procesy.

2.2 Přehled dekontaminačních postupů

2.2.1 Dekontaminace mokrou cestou

V této kapitole jsou shrnuty nejčastěji používané postupy dekontaminace mokrou cestou, tedy mytí vodou, detergenty a chemické čištění. Dekontaminační činidla na radioaktivní látky musí obsahovat smáčedla nebo detergenty (saponáty) pro snížení povrchového napětí nebo i komplexotvorné látky. Při použití teplé vody se sníží kontaminace o 50 % Cs, při použití páry až o 72 % (Demmer 1996).

2.2.1.1 Omývání kontaminovaných objektů vodou

Při dekontaminaci mytím vodou se postupuje odshora dolů, u budov ze střech a horních pater směrem k terénu, přičemž se dbá na to, aby se zabránilo odtékání radioaktivních odpadů do zahrad a dalších nežádoucích míst. V případech, kdy není pozorován žádný dekontaminační efekt v důsledku tlakového ostříku, lze dekontaminaci střešních krytin provést škrábáním, tryskáním nebo čištěním kartáčem (Public Health England 2015).

Nejrozšířenější dekontaminační směs dle havarijního plánu ETE obsahuje 0,5 % smáčecí látky nebo detergentu. Připravuje se rozpuštěním 0,5 l (0,5 kg) látky JET v cca 9,5 l vody a nalitím vzniklé směsi do 90 l vody a následným promícháním. Výsledný roztok se okyselí na pH cca 6 (např. 50 g kyseliny citrónové).

Dále jsou používány následující roztoky: Dezaktivační roztok A1: 1 až 3 % hm. Na₂EDTA (disodná sůl kyseliny ethylendiamintetraoctové), 1 % hm. SPOLAPON AES 253 (anionogenní tenzid), 1 % hm. kyseliny citrónové, ad 100 % voda, pěnotvorný dezaktivační roztok B1 (výsledné pH roztoku cca 2): 3 až 5 % hm. SPOLAPON AES 253 (popř. 242), 2,5 % hm. kyseliny citrónové, 2 % hm. thiomocoviny, ad 100 % voda.

Použití silnějších kyselin, např. 6M HNO₃ je příliš agresivní k oceli, ale lze jí rozpouštět těžko odstranitelné zbytky kontaminace. Také směs 3,5M HNO₃ a 0,05M H₂C₂O₄ dobře odstraňuje Cs-hodnota Df je 4,5-5 (Demmer 1996), ale vytváří se velké množství odpadu. Pro zvýšení účinnosti kyselých roztoků se používá peroxid vodíku (1%).

Kyselina vinná rozpouští a komplexuje kovy a působí jako redukční činidlo. Kyselina mravenčí také rozpouští kovy, působí redukčně a je vhodná pro čištění betonu, při jejím použití vzniká málo odpadu, protože se rozkládá na CO₂ a vodu. Kyselina citronová, nejsnáze dostupná organická kyselina, má chelatační účinky, je vhodná pro čištění kovů a lze jí nahradit fosfáty v detergentech.

Alkalické odstraňovače s obsahem 70 % NaOH rozpouští oxidy a radium, vytváří větší množství odpadů s obsahem sodíku.

Gely a pěny

Jejich použití je vhodné tam, kde není možné nebo vhodné použití vody. Vzniká menší objem kapalných odpadů, pěna drží na stropě a spodcích potrubí a aut a na svislých stěnách. Snadno se aplikuje (pěna je generována tlakem vzduchu z hadice do vody s chemickými přísadami) a cca 6,5 cm tlustá vrstva pěny se po 20-30 minutách působení na kontaminovaném povrchu zhroutí, vzniká menší množství odpadu a objem kapaliny k namočení porézního povrchu je podstatně menší než u vody. Při odstraňování Pu z linolea bylo dosaženo Df 5. Do pěny lze zabudovat kyseliny i komplexotvorná činidla. Na hrubých městských plochách a na trávnících a záhonech se může použít polyuretanová pěna, jednotlivé složky se aplikují odděleně.

Čištění parou se saponátem

Tuto techniku dekontaminace lze použít na povrchy natřené barvou s výhodou, že je odstraněna i barva a hodí se i na svislé stěny. Pro exteriéry se příliš nehodí - Df na glazovaných cihlách dosáhl hodnoty jen 1,6, ale lze jej využít v dekontaminačních střediscích na čištění vozidel nebo uvnitř budov.

V této souvislosti je třeba zmínit, že na svislých stěnách domů se po radiační havárii obecně usadí přibližně 100 krát méně spadu než na střechách nebo površích vodorovných. Jejich dekontaminace tudíž nemá přednostní význam. Ten má spíše v případě dekontaminace kontaminace vzniklé po odpálení špinavé bomby na ulici.

2.2.1.2 *Reaktivní kapaliny*

Reaktivní kapaliny jsou vhodnou alternativou při dekontaminaci kontaminovaných povrchů interiérů i exteriérů v případě, že je vhodné dosáhnout odstranění kontaminace především v prašném prostředí. Použití reaktivních kapalin je přínosné zvláště těsně po kontaminaci, když se většina kontaminantu nachází na povrchu kontaminovaných předmětů. Tyto techniky jsou běžně používány na jaderných elektrárnách (Public Health England 2015).

K dekontaminaci je využíván velký počet různých druhů reaktivních kapalin. Dělíme je na **měkké**, což jsou všeobecně nekorozivní činidla, jako jsou detergenty, chelatační činidla a málo koncentrované roztoky kyselina alkálií. Dále pak **tvrdé** reaktivní kapaliny, což jsou především koncentrované roztoky kyselin a alkálií a další činidla s korozivními účinky. Volba typu reaktivní kapaliny závisí především na složení dekontaminovaného povrchu, všeobecně jsou měkká činidla preferována pro plastové povrchy a tvrdá pro kovové povrchy.

Provedení dekontaminace pomocí reaktivních kapalin je možné jak v dynamickém (proudovém) tak ve statickém režimu. Dekontaminace v dynamickém režimu je obvykle prováděna tak, že čištěné povrchy jsou oštrikovány roztokem, který cirkuluje přes filtrační systém. Druhou variantou je, že je dekontaminovaný předmět ponořen do kapaliny cirkulující přes filtr. Je praktické před vlastní dekontaminací zařadit odmaštění povrchu. Spolu s mastnotou může být odstraněn i jinak mobilní prach. Po dekontaminaci je zase vhodné zařadit ošetření povrchů tak, aby byl dekontaminovaný povrch nereaktivní a termodynamicky stabilní, například pasivací.

Chelatace pracuje na principu navázání kovů na organickou sloučeninu fungující jako chelatační činidlo vytvořením komplexní sloučeniny. Kov je touto cestou převeden z kontaminovaného povrchu do roztoku a vypláchnutím je pak odstraněn. Chelatace je obvykle kombinována s dekontaminací oxidačně-redukčními postupy.

Silné minerální kyseliny odstraňují povlak tvořený oxidovaným kovem, na něm bývá kontaminace navázána. Prakticky na všechny typy povrchů kromě reaktivních povrchů se hodí HCl, HNO₃, H₂SO₄ a H₂PO₄.

Oxidační a redukční činidla (Redox činidla) uskutečňují dekontaminaci tím, že zvyšují rozpustnost kovových iontů. Obvykle se používají v kombinaci s chelatačními činidly, cílem je pak ovlivnit rozpustnost zájmových iontů tak, aby byly uvolněny z vazeb na dekontaminovaném povrchu a byly navázány do chelatačního činidla. Nejčastějšími redox činidly jsou HNO₃ a kyselina manganistá.

Chemické pěny a gely se obvykle používají jako nosičová činidla pro jiné účinné látky, především pro minerální kyseliny a chelatační činidla. Výhodou pěnových činidel je prodloužení doby kontaktu činidla s povrchem. Nevýhodou je potřeba na opakovanou aplikaci způsobenou sníženým množstvím činidla v kontaktu s povrchem. K přípravě a aplikaci pěny je používán generátor pěny. K produkci pěny je obvykle použita voda, detergent a dekontaminační činidlo. Ve výjimečných případech je pěna generována pouze z vody a detergentu, ovšem dekontaminační vlastnosti takové pěny jsou omezené.

Omezující faktory použití reaktivních kapalin

Použití reaktivních kapalin může být komplikováno v případě, kdy je třeba ochránit dekontaminované předměty před poškozením, dále může jejich použití vést ke vzniku toxického odpadu, nebo může jejich použití znemožnit použití jiných dekontaminačních postupů v případě, že tyto 2 postupy spolu nejsou kompatibilní.

Účinnost dekontaminace reaktivními kapalinami

Použitím měkkých technik dochází k odstranění 50 až 90 % kontaminace, tvrdé techniky odstraňují 90 až 100 % kontaminace. Ve stejné míře jsou sníženy i dávkové příkony způsobené povrchovou kontaminací, riziko resuspenze je prakticky eliminováno.

2.2.1.3 Dekontaminace stěn dusičnanem amonným

Roztok dusičnanu amonného představuje zvláštní kapitolu dekontaminace reaktivními kapalinami, protože je určen selektivně na odstranění kontaminace cesiem. Obvyklá aplikace tohoto postupu spočívá v ošetření vnějších stěn budov roztokem NH_4NO_3 . Největšího přínosu se dosáhne při včasné aplikaci za suchého počasí. Provádí se stříkáním 0,1 M NH_4NO_3 hadicí pod nízkým tlakem, přičemž dochází k výměně Cs^+ za NH_4^+ . Roztok NH_4NO_3 je kyselý a korozivní, proto se po aplikaci provede oplach vodou. Aplikace je snadná, hodí se pro malé i velké plochy a při včasné aplikaci umožňuje dosažení Df o hodnotě až 10 (Public Health England 2015).

Účinnost:

- Df je 1,5-2 při včasné zásahu, opakovaná aplikace pravděpodobně nezvýší Df
- výkon 12 m²/člověkohodina

Při aplikaci se musí věnovat zvláštní péče:

- ochraně pracovníků – použití vhodných OOPP-nepromokavý oblek, respirátor, helma
- ochraně povrchových a spodních vod – aplikační roztok i oplachová voda se musí shromažďovat
- nebezpečí vzplanutí při kontaktu s výbušnými a extrémně hořlavými látkami

Technické nároky:

- hadice, pumpy, auto a palivo
- PVC plachty pro zakrytí, kovový žlab a tank na shromažďování odpadní vody
- pro vyšší budovy je třeba použít lešení
- voda, elektrina, NH_4NO_3

Omezení:

- není vhodné pro historické budovy (fasáda a kovové části můžou změnit barvu)
- pro vyšší budovy je třeba stavět lešení nebo použít vysokozdvižnou plošinu
- rozpouštění NH_4NO_3 ve vodě je silně endotermická reakce (při přípravě je třeba zahřívat)
- nedoporučuje se dělat svépomocí (NH_4NO_3 je dráždivá látka, ve větším množství toxická)

Vzniklé odpady:

- 6 litrů kapalného odpadu na 1m² ošetřené plochy + oplachová voda
- likvidace podle velikosti kontaminace

Postřik povrchů zředěným roztokem dusičnanu amonného (0,05M) vždy vede k vytěsnění cesia; v některých případech až 90% cesia bylo odstraněno za méně než 3 hodiny. Nejtěžším materiálem pro dekontaminaci byl hliněný obklad, který za 20 hodin ztratil pouze 38 % cesia (Public Health England 2015).

K odstraňování cesia pomocí amoniakálních roztoků na stěnách: Amoniový ion má podobnost s iontem cesia a může (na nespecifických sorpčních místech) vyměňovat cesium. Roztok dusičnanu amonného se nastříká na stěnu při nízkém tlaku a zajišťuje se kontinuální tok po stěně. Metoda je obecně nejúčinnější brzy po kontaminaci, kdy může být odstraněna až polovina cesia. Vytváří 6 litrů tekutého odpadu na metr čtvereční, který je prakticky nemožné shromáždit. Je relativně časově náročná (cca 5 min na 1m²) (Andersson et al., 2009).

2.2.1.4 Využití hasicí techniky

Další technika vhodná k dekontaminaci povrchů je omývání vodou pomocí hasicí techniky. Velký tlak vody 2800-4900 kPa omývá dobře hladké povrchy jako je beton a asfalt. Toto zařízení je snadno dostupné, ale vzniká velké množství kontaminované vody a proto se musí zamezit tomu, aby pronikla do povrchových a pitných vod. Účinnost této techniky je 50-75%.

Podobné charakteristiky vykazuje také čištění tlakovou vodou tryskáním pod tlakem 20-70 MPa. Při těchto tlacích je dekontaminace účinnější, Df dosahuje až 1000, ale proces má stejné nevýhody jako hašení (IAEA 1989).

Hasicí techniku je možné využít i při omývání pomocí chemických roztoků. Největší pozornost je věnována čištění povrchů zamořených cesiem. Cs netvoří komplexy, pokud se dostane do barvy nebo laku, je velmi obtížné ho vymýt. Proto je účinnější ho čistit solemi obsahujícími kationty Na⁺, K⁺ nebo NH₄⁺ (Kaminski et al., 2016). K odstranění Cs 137 jsou vhodné roztoky s přísadami sodných solí, např. Na₂SO₄, Na₂CO₃ nebo NH₄NO₃. Dusičnan amonný v koncentraci 0,05 M je snadno dostupné hnojivo, které z hladkých povrchů odstraní až 90 % Cs za méně než 3 hodiny.

2.2.2 Alternativní cesty dekontaminace

V této kapitole jsou popsány postupy, které při kterých k dekontaminaci jako takové nedochází. Jejich cílem je upravit kontaminované předměty tak, aby bylo sníženo riziko, že bude docházet k dalšímu šíření radioaktivní kontaminace nebo bude snížena dávková zátěž přítomných osob. Okrajově jsou zmíněny také postupy k dekontaminaci objektů, které z hlediska dávkové zátěže nemají velký význam, ale nakládání s nimi přináší vysoký společenský vliv, jako jsou například umělecké předměty či předměty s kulturním významem.

2.2.2.1 Stabilizace povrchové kontaminace

Účelem tohoto zásahu je snížit aktivitu vdechovanou kvůli přítomnosti resuspendovaného materiálu obsahujícího zejména zdroje alfa aktivity z kontaminovaných fasád, silnic, chodníků

a z trávníků. Dále je tato technika používána jako doplňková technika ke snížení resuspenze při prováděních dalších dekontaminačních technik, zejména v prašném prostředí.

Vlastnosti stabilizačních materiálů se liší zejména tím, že některé jsou plánovány jako permanentní, jiné jako dočasné stabilizace.

Stabilizace je vhodnou technikou především na střechy, fasády domů, chodníky a dětská hřiště, zvláště na místech, které jsou obtížně dostupná pro dekontaminaci, takže stabilizace zabrání resuspenzi a imobilizace radioaktivity na povrchu kontaminovaného objektu zabrání významné expozici obyvatelstva.

Nátěr akrylátovou barvou je vhodný na vnější povrchy budov, na půdu a trávníky. Na povrchy budov je vhodné akrylátovou barvu nanášet postříkem. Aplikaci tohoto nátěru je vhodné předřadit před jiné nápravné kroky, které vyžadují fyzickou přítomnost zasahujících osob, čímž je dosaženo ochrany pracovníků před ozářením z resuspenze. K úpravě trávníků a půd je vhodné použít rozprašovač generující kapky o průměru do 100 μm , což by mělo zajistit, že radioaktivní částice spíše ulpí pod ochrannou vrstvou, než že budou vymršťovány mimo povrch.

Postřík vodou je vhodným zásahem v případě, že potřebujeme krátkodobě snížit resuspenzi. Zvláště vhodné je tento zásah použít na hlínu a na trávníky, pokud není v plánu následně odstranit kontaminaci trávníku jeho posečením.

Zasypání pískem je vhodným prostředkem k zabránění resuspenze kontaminace tvrdých povrchů. Písek je vhodné dávkovat lopatou nebo, v případě ošetřování větších ploch, rotačním rozprašovačem písku, ideální je písek vrstvit do 1 mm vrstvy.

Nanesení bitumenu je permanentní úprava zvláště vhodná na kontaminované povrchy silnic. Bitumen je nanášen rozprašováním (hot bitumen sprayer), v případě nanášení na mokré povrchy je vhodné bitumen rozprašovat ve formě emulze.

Nanášení ligninu je doporučeno ve směsi s půdou k vytvoření tenké čisté vrstvy na povrchu kontaminované půdy. Obdobně je možná nanášet i vrstvu čisté půdy.

Dočasnou ochranu před resuspenzí může poskytnout i **sloupatelný nátěr**.

Z pohledu dekontaminace je stabilizace kontaminace neúčinná procedura, při správném provedení stabilizace ale dojde ke snížení dávkové zátěže od beta emitůrů asi o 90 %, u alfa emitůrů je snížení dávkové zátěže ještě účinnější. Nevýhodou této procedury je vznik odpadů při dočasné fixaci, dále pak chemická kontaminace akrylátem především u půd a nepříznivý sociální aspekt, protože povrchy po fixaci budí u veřejnosti nedůvěru.

2.2.2.2 Abrazivní čištění

Účinným prostředkem na čištění porézních a zkorodovaných povrchů, např. potrubí, se hodí pískování (pískem, skleněnými kuličkami, kovovými kuličkami, rozemletými skořápkami atd.). Touto technikou bývá dosahováno Df v rozsahu 10 až 100. Nevýhodou této techniky je, že je nutné sbírat odpad, navíc se nehodí pro ošetření velkých ploch, protože je drahé a relativně pomalé. Obsluha bývá vystavena záření, což je problém, který je řešitelný dálkovým ovládáním.

Materiálně náročná je také technika frézování. Frézováním vozovek se odstraní 1-3 cm vrstva povrchu, rychlost je cca 4,5 km/h při frézování pásu o šířce 2 m, mletý odpad je shromažďován na kamionu. Aby se zabránilo šíření vzduchem, musí práce probíhat za vlhka nebo je proces klopen vodou. Vzniká velké množství odpadu, Df dosahuje hodnoty 100.

Kontaminaci ze dřevěných stěn lze mechanicky obrousit, vzniká málo odpadu, ale je to pomalý proces.

2.2.2.3 Odstranění povrchu a přemístění kontaminované vrstvy

Tato technika je vhodná při povrchové kontaminaci asfaltových i betonových silnic, chodníků či hřišť libovolnými radionuklidy. Je založená na odstranění několikacentimetrové horní vrstvy konstrukčního materiálu, obvykle frézováním nebo odstraněním tabulí dlažby.

Povrchová vrstva silnic, chodníků či hřišť je obvykle tvořena asfaltem nebo betonovými tabulemi. V případě asfaltu se k odstranění povrchu používají frézy s pásovými přepravníky. Obvyklá mocnost odstraňované vrstvy je 40 mm. Je vhodné během frézování a přemísťování vzniklého materiálu na nákladní automobil upravovaný prostor i přepravník kropit vodou kvůli snížení prašnosti. Méně invazivní a také méně účinnou alternativou je technika otryskávání asfaltových povrchů.

Betonové dláždící tabule jsou obvykle odstraňovány ručně, výjimečně menším bagrem nebo zařízením typu bob-cat. Zvláštní pozornost je třeba věnovat kontaminaci nacházející se ve štěrbinách mezi deskami.

Frézováním bývá dosaženo dekontaminačního faktoru až 50, při otryskávání bylo v Japonsku při odstraňování následků Fukušimské havárie dosaženo dekontaminačního faktoru v rozmezí 2 až 20. Při volbě techniky odstranění povrchu je třeba zohlednit skutečnosti, že většina cesia se nachází ve hloubce do 3 mm pod povrchem.

Komplikujícím faktorem těchto technik jsou produkce velkého množství kontaminovaného odpadu, vysoká pracnost a nepříznivá společenská odezva.

2.2.2.4 Využití povětrnostních vlivů

Účinnost smývání spadu ze střech za deště závisí na typu povrchu, z hladkých povrchů (plechové, skleněné a ocelové střechy) se umyje snadněji než z hrubých (břidlice, dehtový nebo popraskaný nátěr) nebo porézních (tašky, mech). Cs se váže do jílovitých materiálů chemicky a nelze ho pak umýt vodou, zatímco jód je dobře rozpustný ve vodě a smyje se snadno.

Větretem dochází k ředění radionuklidů ve vzduchu, zejména se to týká jódu. Ten může být v kapalně i plynné fázi jako HI i I₂ i organický CH₃I. Usazování částic ze vzduchu na površích má laminární charakter, rychlost depozice je však relativně nízká, část aktivity zůstává v mlze nebo mracích. Zkušenost z Černobylu ukazuje, že kontaminace na stěnách je vyšší na závětrné straně, v Černobylu byla na východních stěnách domů dvakrát větší aktivita kontaminantů než na západních.

2.2.2.5 Zametací a vysávací stroje

Vysávací stroje jsou zvláště vhodné pro využití v interiérech, ale záleží na velikosti částic kontaminace. HEPA filtry zachytí částice >0,3 μm.

V exteriéru je tato technika vhodná jako první etapa dekontaminace, využití suchého čištění před mokřím, protože vzniká jen minimální množství odpadu. Zametací stroje se ve městech běžně používají k čištění silnic, lepší jsou stroje umožňující i vysávání, nicméně účinnost těchto strojů je pro velké částice >50 μm kolem 50 % a pro menší částice jen <15%.

Částice menší než 1 μm nelze vysát vůbec. Stroje lze různě vylepšovat a upravovat a tím účinnost zlepšit až na 90 %. Prach se skladuje na nákladních automobilech, a pokud není sběrná nádoba stíněna, po dobu této činnosti je třeba věnovat pozornost dávkové zátěži obsluhy (Masaynki 2013).

2.2.2.6 Dekontaminace drobných a vzácných předmětů

Při dekontaminaci vzácných předmětů jako jsou šperky či muzeální artefakty je téměř nemožné zabránit jejich poškození. Vzhledem k tomu, že hlavním cílem dekontaminace těchto předmětů je snížení expoziční zátěže lidí, je třeba zvážit, zda není vhodnější namísto dekontaminace chránit okolní osoby například zalitím předmětu do akrylátu nebo jeho stínění olověným sklem. Pokud je přece jen dekontaminace žádoucí, přicházejí do úvahy spíše jemné techniky jako je ultrazvuková lázeň nebo otírání předmětů vodnými roztoky. Praktické zkušenosti s dekontaminací vzácných předmětů byly získány po incidentu v Goianii a po kauze otravy ^{210}Po v Londýně.

2.2.2.7 Dekontaminace střech, fasád, veřejných ploch a silnic

V této kapitole jsou charakterizovány objekty, kterých se v městském prostředí dekontaminace týká nejčastěji. Ve městských oblastech je mnoho druhů povrchů, materiálů, budovy dosahují různých výšek, a ne všechny předměty je třeba vyčistit na stejnou úroveň (Andersson et al., 2009). Např. vrcholy budov a stěny za předpokladu, že je kontaminace pevně vázaná a lidé nemají přístup na tato místa, není třeba čistit. Průmyslové oblasti s nízkou hustotou osídlení rovněž není třeba čistit, naopak nákupní centra a vchody do veřejných budov je nutné přísně dekontaminovat.

V některých případech vysokého stupně zamoření je namísto dekontaminace vhodnější použít stabilizaci (IAEA 1989), viz kapitola 2.2.2.1.

Specifický postup na stabilizaci kontaminace střech byl použit v Černobylu aplikací rychle polymerovatelných roztoků na střechy na silnice rozstříkem z vrtulníku. Čímž bylo zabráněno šíření prachu.

Dekontaminace střech musí být prováděna před dekontaminací zeminy a okolních povrchů např. stěn budov. Proces čištění se řídí následujícími body:

- 1) mechanické odstranění listů, mechů a bahna z okapových žlabů
- 2) čištění střechy probíhá z vyšších úrovní k nižším, čímž dochází k usazování vody a spláchnutých nečistot v okapových žlabech
- 3) opětovné mechanické odstranění dalších vrstev listů, mechů, bahna atd. ze žlabů
- 4) dekontaminace samotného žlabu

Na střechách se vyskytují místa, kde se zachytává velké spadu, těm by se měla věnovat velká pozornost. Jedná se o překrývající části, kde jsou korozivzdorné materiály a místa kolem odtoku ze střech.

Řezáním odvodňovacího potrubí v blízkosti úrovně terénu umožní, aby byla voda a ostatní nečistoty odváděny přímo do sběrných nádob. Takto získaný kontaminovaný odpad, může být i toxický (azbest), se oddělí, např. odpadní voda se přefiltruje přes jednoduchý filtr a recykluje (viz. Kapitola Úprava odpadních vod).

Čištění střech a spolu s nimi i žlabů a odvodňovacích potrubí, lze provést dvěma způsoby:

- a) jednoduchým stíráním povrchů, kdy po ručním odstraňování listů, mečů a sedimentů prováděných např. lopatou, následuje stírání vodou pomocí kartáčů
- b) pomocí tlakového čištění horkou vodou anebo za pomoci rotačních kartáčů, kdy přístroj obsahuje otáčející se trysky, které jsou poháněny horkou vodou (nejlépe nad 80 °C s použitím detergentu) za vysokého tlaku (50 barů). Rotační kartáče jsou poháněny stlačeným vzduchem a celý tento systém musí být uzavřený a stíněný. Tento postup se využívá hlavně na částech střechy, kde je obtížné provádět stírací práce.

Tyto dva postupy mají podobnou účinnost dekontaminace (D_f je 1,5 až 5), s rozdílem, že u metody jednoduchého stírání, oproti použití vysokotlakého čištění, je minimalizováno riziko dalšího šíření kontaminace. Uvedené techniky jsou obecně vhodné pro všechny typy a velikosti střech a čištění může být účinné při až 10letém prodloužení po kontaminaci v závislosti na materiálu, ze kterého je střecha vyrobena a na přítomnosti nečistot (zejména spadu) na povrchu střechy. Například průmyslové budovy mají mělké šikmé střechy, což vede k vysoké úrovni kontaminace a může tedy vést k vyšším dávkám zde pracujících osob.

Hliněné, betonové a břidlicové střešní materiály mohou obsahovat významná množství slídy, která může silně vázat cesium.

Faktory ovlivňující náklady na dekontaminaci:

- 1) počasí, vhodné povětrnostní podmínky, zejména oplach deštěm, mohou vést ke snížení nákladů na dekontaminaci
- 2) typ použitého zařízení
- 3) výška stavby a rozteč střechy
- 4) typ povrchu, počet žlabů apod.
- 5) množství nečistot na střeše, množství použité vody, teplota vody, tlak a čas
- 6) přístup ke kontaminované oblasti
- 7) blízkost zásob vody
- 8) dovednosti obsluhy
- 9) použití dekontaminačního prostředku (zvýšení účinku dekontaminace)

2.3 Odpady z dekontaminace

Při dekontaminaci vznikají odpady v pevném a v kapalném skupenství. Odpad v pevném skupenství lze krátkodobě uložit na dočasných úložištích, musí být k tomu ale vhodná lokalita z hlediska geologie (dočasné úložiště), dostatek dopravních prostředků a tras. Organický odpad jako tráva, rašelina, listí se může zkompostovat a spálit v bioplynových stanicích (Andersson et al., 2009). Rovněž je třeba mít k dispozici monitorovací zařízení a pracovníky s požadovanými dovednostmi, prostředky k ochraně pracovníků.

Odpady v kapalném skupenství se zabývají následující kapitoly.

2.3.1 Úpravy odpadních vod

Odpadní voda, pokud není sbírána do odpadních nádob, se dostává do kanalizace nebo půdy, na silnici, trávu atd., a to může mít dopad na životní prostředí.

Tato kapitola se bude věnovat odstranění radioaktivní kontaminace z odpadních vod. Nejlepším řešením pro úpravu vody je takové, kdy voda po procesu zbavení radioaktivních látek, může být opětovně použita jako průmyslová voda.

2.3.1.1. Sorpce kontaminace na iontoměničích a zeolitech

Při té dochází k oddělení a nahrazení radionuklidů ionty z pryskyřice nebo zeolitu. Absorpce do zeolitové matrice je zvláště vhodné pro cesium a stroncium. Výhodou iontoměničů je skutečnost, že mohou být periodicky regenerovány vystavením koncentrovaného roztoku původního výměnného iontu, zatímco zeolit regeneraci neumožňuje a slouží k zakoncentrování kontaminace. Po naplnění sorpční kapacity musí být likvidován jako radioaktivní odpad.

Pokud je přítomna více než jedna kontaminující látka, může být zapotřebí použít více než jeden výměnný sloupec. Při výměně iontů je potřeba sledovat pH, teplotu, koncentraci kontaminantu, průtok odpadní vody, selektivitu pryskyřice a výměnnou kapacitu.

Účinnou alternativou k iontoměničům, může být spolusrážení cesia s hexakyanoférem železitým (Pruská modř). Použití této techniky v usazovací nádrži vede odstranění 85 % nebo i více cesia z odpadních vod, za vzniku malého objemu radioaktivního odpadu pevného skupenství.

Zeolitové bloky nebo Pruská modř musí být po použití zpracovány jako pevný odpad a likvidace bude záviset na podmínkách v závislosti na úrovních aktivity a dalších vlastnostech odpadu. Regenerace iontoměničů vede k produkci kapaliny se zvýšenou koncentrací radionuklidů. Její zakoncentrování vede ke vzniku kalů, které je rovněž nutné likvidovat jako radioaktivní odpad.

2.3.1.2 Srážení a filtrace

K chemickému srážení, se běžně používají uhličitany, sírany, sulfidy, fosforečnany, polymery, vápno nebo hydroxidy, které přeměňují rozpustné radionuklidy na nerozpustnou formu, a ta se pak může odstranit filtrací nebo usazováním. Pokud je radioaktivní kontaminace z velké části navázána na pevné látky ve vodě, pak fyzikální procesy, jako je filtrace nebo usazování, jsou účinné samy o sobě. Vhodným komerčně dostupným materiálem pro filtraci, který byl v praxi úspěšně testován (pro vodu obsahující smáčedla), je polymerní textilie s názvem "TYPAR" s velikostí pórů 0,14 mm. Je to tenká, termicky spojovaná, vodopropustná netkaná geotextilie vyrobená ze 100 % kontinuálních polypropylenových vláken (Andersson et al., 2003). Je navržena tak, aby kombinací vysokého počátečního modulu (pevnosti), vysoké průtažnosti (typicky > 50 %) a mimořádné stejnorodosti poskytovala nejvyšší užitnost, vytvářela odolnost proti poškození a měla skvělé filtrační vlastnosti, je odolná proti hnilobě, vlhkosti a chemickému působení, částečně i proti alkáliím (www.dupontdenemurs.fr). Při srážení se musí hlídat srážedlo a jeho dávkování, pH a koncentrace kontaminantu.

2.3.1.3 Flokulace

Proces úpravy vody, při kterém jsou do vody přidávány chemikálie, aby se odstranil velmi jemný materiál ve formě suspendovaných částic. Reakcí chemikálie a tohoto materiálu vznikne vločka, která může být odstraněna tím, že se odstraní usazením nebo filtrací. Účinnost metody flokulace je v tabulce 1 porovnána s účinností sorpce na přírodní zeolity a iontoměniče.

Tabulka 1. Účinnosti odstraňování radionuklidů sorpcí na přírodní zeolity a iontoměniče a pomocí flokulace (Public Health England 2015).

Prvek	Přírodní zeolity (jílové materiály)	Ion - výměnné medium	Flokulace
Molybden/technecium	0-10 %	Obvykle v rozmezí 40-70 %	Obvykle v rozmezí 40-70 %
Kobalt, ruthenium, jód, ytterbium, iridium, baryum, lanthan, radium	10-40 %		
Selen, stroncium, tellur, cesium, zirkon, niob, cer, uran, plutonium, americium	40-70 %		

2.3.1.4 Membrány

Pomocí membrány můžeme cíleně koncentrovat konkrétní rozpuštěné kontaminující látky do menšího objemu, takže filtrát bez kontaminantů může být znovu použit k další dekontaminační činnosti nebo může být po kontrole uvolněna do životního prostředí.

V případě cesia může použití membrán reverzní osmózy vést k odstranění až 99 % tohoto prvku z odpadní vody.

Alternativními technikami ke zpracování odpadních vod jsou techniky, které nevedou k získání vyčištěné vody, ale k produkci tuhých odpadů. Jsou to odpařování (v praxi je používáno, ale je náročné na technické vybavení), vodní gely nebo cementování malých množství odpadních vod k výrobě pevných odpadů k likvidaci. Tyto techniky bývají upřednostňovány pro malé objemy odpadních vod (v řádu jednotlivých m³), protože by bylo nepraktické kontaminovat velké množství čistých zařízení pro zpracování tohoto malého množství odpadní vody (Public Health England 2015).

Vypouštění upravené vody do vodních toků nebo veřejných kanalizací bude podléhat legislativním požadavkům ČR.

2.4 Výstupy z rešerše

Tato rešeršní práce shrnuje všechny literární zdroje týkající se dekontaminačních postupů vhodných k použití na radioaktivní kontaminaci objektů obecní zástavby. Rešerše byla použita jako podklad k návrhu praktických experimentů popsanych v kapitole 4

3 Studium reziduální kontaminace ^{137}Cs ve střešních krytinách

Po havárii jaderné elektrárny Černobyl byla značná část Evropy zasažena radioaktivním spadem. Vzápětí po této události bylo na území tehdejšího Československa provedeno monitorování plošných aktivit ^{137}Cs v půdách, díky čemuž je možné považovat plošnou aktivitu ^{137}Cs v černobylském spadu za poměrně dobře zmapovanou (obr. 1). Tato událost, která území České republiky opatřila radionuklidovým značením prostřednictvím ^{137}Cs umožňuje studium mnoha procesů souvisejících s distribucí cesia. Při tomto výzkumu jsme značení území ČR cesiem 137 využili ke studiu chování cesia v pálených a betonových střešních taškách. Cílem výzkumu bylo především stanovit podíl cesia zachyceného ve střešních taškách po jeho depozici na střeche ve formě deště a jeho hloubkovou distribuci ve střešní tašce. Tyto parametry byly stanoveny po přibližně 30 letech od vlastní kontaminace tašek cesiem, přičemž po celou tuto dobu byly tašky vystaveny povětrnostním vlivům.

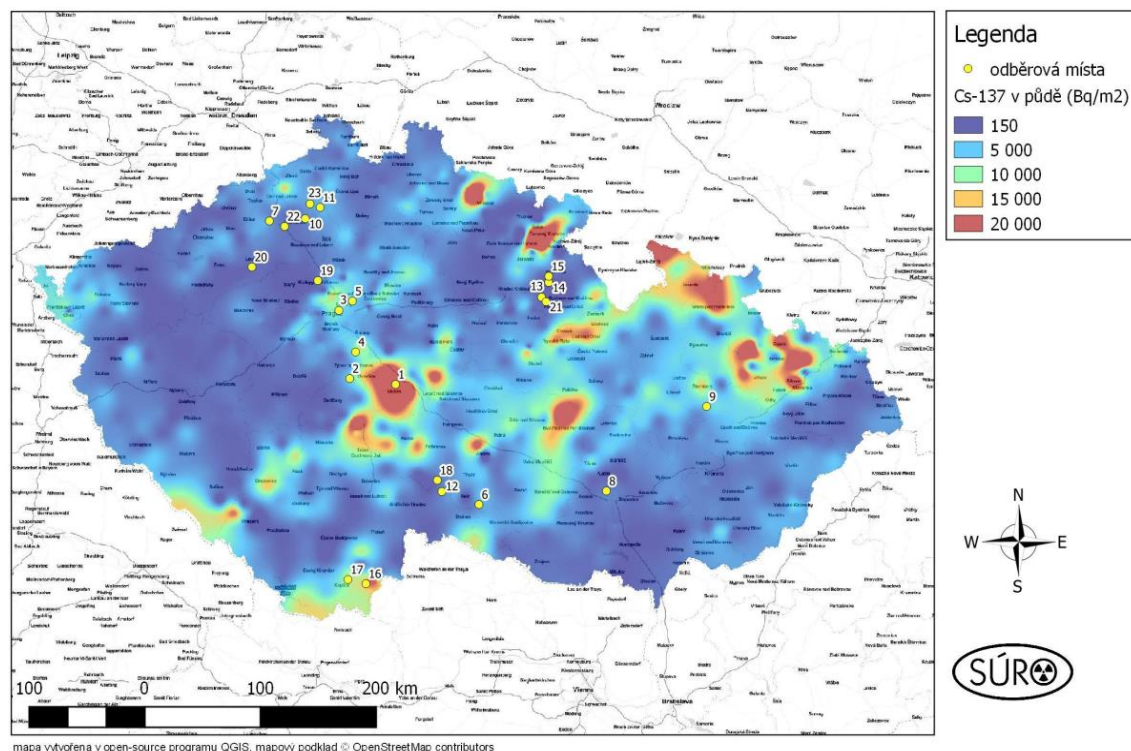
K těmto výzkumům byly použity střešní tašky získané napříč ČR. Aktivita ^{137}Cs byla stanovována polovodičovou spektrometrií gama, podíl zachycené aktivity ze spadu byl porovnán s plošnými aktivitami ^{137}Cs ve spadu v dané lokalitě. Pro stanovení hloubkové distribuce byly střešní tašky po mechanických úpravách analyzovány ve frakcích podle hloubky pod povrchem tašek. Stanovené aktivity ^{137}Cs byly v zájmu interpretace rozdílné míry zachycení ^{137}Cs v rámci studované skupiny korelovány s koncentrací draslíku ve studovaných taškách. Mezi aktivitou ^{137}Cs a koncentrací draslíku byl prokázán vysoký stupeň antikorelace.

Získané výsledky posloužily jako informační zdroj pro výzkum dekontaminačních technik střešních krytin a stavebních materiálů.

3.1 Studium aktivity v obroušené vrstvě střešních tašek

Tato kapitola studie byla uskutečněna v roce 2017 a pro její účely bylo shromážděno 24 vzorků střešních krytin. Lokality odběrů těchto vzorků jsou graficky znázorněny v mapě na obrázku 1. Plošné aktivity ^{137}Cs ve spadu byly pro jednotlivá místa odběrů stanoveny pomocí interpolace v geografickém informačním systému na základě plošné aktivity ^{137}Cs v půdách stanovených v červnu 1986.

Mapa hodnot ^{137}Cs v půdě v červnu 1986 s body odběru střešních krytin



Obr. 1: Mapa plošných aktivit ^{137}Cs v půdách ČR v červnu 1986. Žlutými body s pořadovými čísly jsou označena místa odběru střešních tašek

Celkem bylo analyzováno 24 kusů střešní krytiny ze 23 odběrových míst. Většina krytin byla z pálené hlíny (15 kusů) a z betonu (6 kusů). Ke každému odběrovému místu byl pomocí interpolace v geografickém informačním systému odhadnut plošný spád ^{137}Cs v červnu 1986.

Analytická koncepce použitá ke stanovení plošné aktivity ^{137}Cs a jeho hloubkové distribuce ve střešních taškách vycházela z dominantního paradigmatu podporujícího názor, že většina cesia naneseného na tašku ze spadu se nachází v její povrchové vrstvě. Proto byl zvolen následující postup zpracování: 1) stanovení četnosti impulsů ^{137}Cs ve vrchní vrstvě krytiny vystavené spadu, 2) obroušení vrchní vrstvy ($\sim 0,35$ mm) a stanovení aktivity ^{137}Cs v získaném vzorku, 3) stanovení četnosti impulsů ^{137}Cs v tašce po odstranění $\sim 0,35$ mm svrchní vrstvy. Měření byla provedena pomocí polovodičové spektrometrie gama, vzorky tašek v krocích 1 a 3 měřením v nestandardní geometrii (odřezek střešní tašky o ploše přibližně 100 cm^2 před a po obroušení), práškový vzorek z kroku 2 ve standardní geometrii Petriho misky s náplní 5 mL práškového vzorku.

Výsledky provedených analýz prokázaly nepravdivost dominantního paradigmatu. Očekávalo se, že ve střešních taškách po obroušení povrchové vrstvy dojde k významnému poklesu aktivity ^{137}Cs . Ve skutečnosti byl pokles nevýznamný.

Dále byl stanoven podíl ^{137}Cs ze spadu, který zůstal zachycen ve střešních taškách. Výpočet byl proveden porovnáním plošné aktivity ^{137}Cs ve střešních taškách (2 až 380 Bq/m^2 , přepočteno na červen 1986) a plošné aktivity odhadnuté pomocí interpolace v geografickém informačním systému pro konkrétní místa odběru tašek na základě map aktivity ^{137}Cs v půdách. Pro zjednodušení výpočtu byl uvažován jednotný 45° sklon střech. Výsledkem porovnání je, že ve

střešních taškách zůstalo zachyceno 0,1 až 3,5 % Cs z černobylského spadu. U tohoto výsledku je třeba doplnit dvě podstatné skutečnosti. Měření aktivity ^{137}Cs při použití nestandardní geometrie je vhodné k porovnání aktivity ve vzorku před a po jeho obroušení. K absolutnímu stanovení aktivity ^{137}Cs ve vzorku není vhodná a je zatížena značnou systematickou chybou. K absolutnímu stanovení aktivity ^{137}Cs ve vzorcích mělo posloužit stanovení aktivity ^{137}Cs ve vzorku získaném obroušením a to ve standardní geometrii 5mL Petriho misky. Výsledky těchto analýz sice vedly k získání spolehlivých výsledků, nicméně přepočítání na aktivitu ^{137}Cs v celé tašce byl znemožněn skutečností, že aktivita v obroušené vrstvě tvořila jen minoritní a navíc nedefinovatelnou frakci aktivity ^{137}Cs v celé tašce. Druhou skutečností k doplnění je fakt, že distribuce ^{137}Cs z černobylského spadu byla na území ČR silně nehomogenní a tak odhad jeho plošné aktivity pomocí interpolace v geografickém informačním systému je nespolehlivý.

Výsledky prokazující hloubkovou distribuci vedly k dalším experimentům, které ji rovněž potvrdily. Bylo to uskutečněno stanovením aktivity ^{137}Cs na spodní straně střešních tašek (tedy straně, která spadu není přímo vystavena) metodou obroušení povrchové vrstvy a stanovením aktivity ^{137}Cs v geometrii Petriho misky. Aktivita na spodní straně tašek byla oproti svrchní straně snížena, ovšem typicky faktorem ~ 2 a vyskytly se i případy, kdy byla zvýšena. Další experimentem bylo horizontální rozřezání dvou tašek bobrovek (střešní tašky plochého tvaru) na 6 plátů o mocnosti 1-3 mm. Získané vzorky ve formě plátů byly rozdrceny a analyzovány ve formě prachu ve standardní geometrii 5mL Petriho misky pomocí polovodičové spektrometrie gama. Proměření těchto vrstev ukázalo, že ^{137}Cs bylo v těchto dvou krytinách rozloženo téměř rovnoměrně.

V rámci studie uskutečněné v roce 2017 bylo prokázáno, že cesium je ve střešních krytinách distribuováno hloubkově, v některých případech byla prokázána téměř rovnoměrná hloubková distribuce. Zvolený analytický postup se ukázal vzhledem k neočekávané distribuci jako nevhodný. Jednorázově použitá technika rozřezání střešních tašek „bobrovek“ na horizontální pláty téměř rovnoměrnou hloubkovou distribuci cesia potvrdila. Tato metoda je ale vhodná jen na střešní krytiny typu „bobrovka“, které jsou poměrně vzácné, navíc je to postup nákladný. Proto se pro další fáze výzkumu jako metoda vhodná pro stanovení celkové aktivity ^{137}Cs ve střešních taškách jeví jejich rozdrcení a proměření spektrometrií gama ve standardní geometrii masťovek.

3.2 Studium kontaminace střešních krytin ve formě drti

V návaznosti na výsledky studie z roku 2017 bylo v roce 2018 přikročeno k analýze střešních tašek po jejich nadrcení. Vzhledem ke skutečnosti, že cesium je alkalicky kov, byla s aktivitou ^{137}Cs v drti souběžně proměřována také aktivita ^{40}K . Tento všudypřítomný přírodní radionuklid umožňuje sledovat ve střešních taškách koncentraci draslíku, který jako další člen třídy I.A periodické soustavy prvků – alkalické kovy vykazuje podobné chemické vlastnosti jako cesium a pravděpodobně si s cesiem v rámci střešní krytiny při migračních procesech nebo také při jejím zvětrávání konkurují.

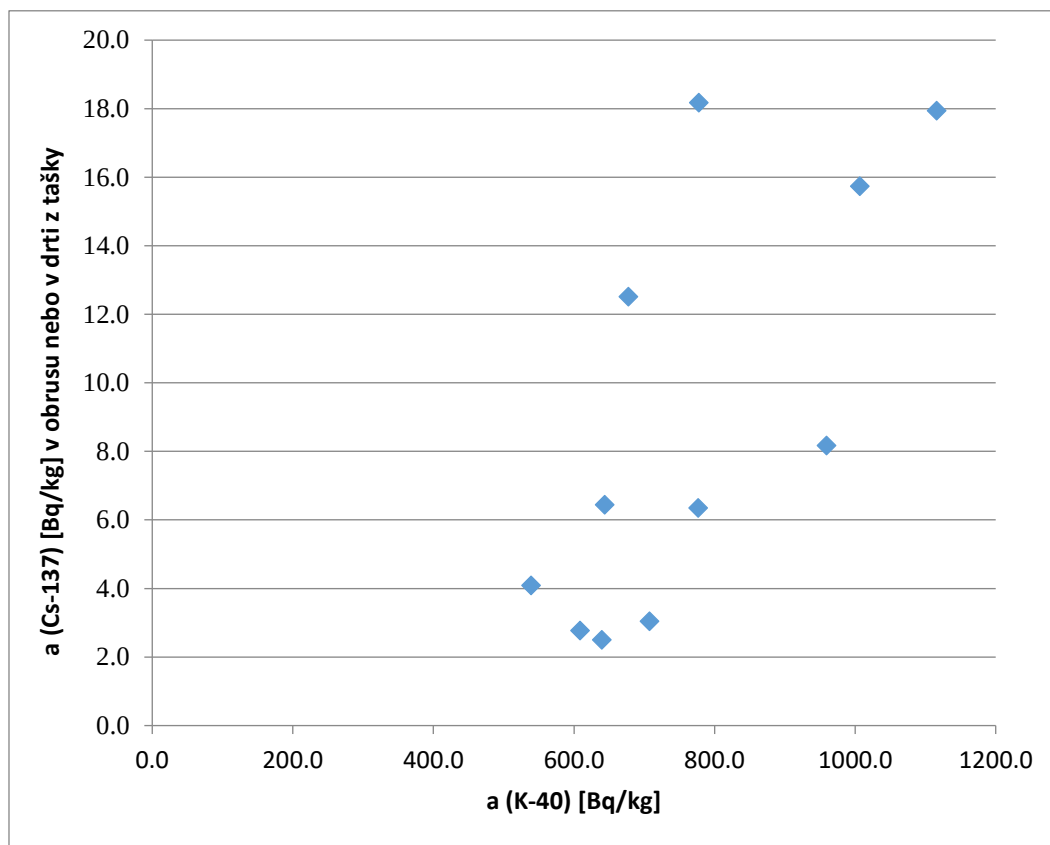
K analýze bylo vybráno 12 střešních tašek získaných z oblastí málo vzdálených od některé z lokalit použitých v roce 1986 ke stanovení plošné aktivity ^{137}Cs v půdě. Tím byl redukován vliv nespolehlivého odhadu aktivity ^{137}Cs ve spadu pro danou lokalitu pomocí interpolace. Všechny analyzované střešní tašky byly uloženy na střechu před rokem 1986.

Tašky byly rozdrceny na velikost zrn do 0,5 cm a byla v nich stanovena objemová aktivita ^{137}Cs a ^{40}K . Ve všech analyzovaných vzorcích byla nalezena hodnota těchto radionuklidů nad NVA.

Za účelem odhadu účinnosti zachytu cesia ze spadu byla dopočtena plošná aktivita ve střešních taškách, pro zjednodušení výpočtu byl stejně jako v předchozí studii uvažován jednotný 45° sklon střechy.

Na základě porovnání takto získaných výsledků s interpolovanými hodnotami plošné kontaminace z června 1986 byl pro jednotlivé střešní krytiny spočten podíl zachycené aktivity ^{137}Cs ze spadu. Vzhledem ke skutečnosti, že se spočtené hodnoty pohybovaly v rozsahu od 1 do 180 %, je z těchto výsledků možné udělat následující závěry. Míra sorpce kontaminace střešními krytinami je individuální a kolísá v rámci dvou řádů. Vzhledem k výskytu nerealistických výsledků nad 100 % je nutno shledat, že výsledky jsou i nadále nepříznivě ovlivněny interpolačními výpočty, jimiž dopočítané plošné aktivity ^{137}Cs ve spadech zjevně pro některé lokality nejsou relevantní.

Pro účely studie migračních procesů cesia ve struktuře střešní krytiny byla ve vybraných krytinách sledována relace mezi aktivitou ^{137}Cs a ^{40}K prostřednictvím korelačního testu, viz obrázek. 2.



Obr. 2: Závislost poměru ^{137}Cs v obrušu povrchu tašky a v celé tašce na aktivitě ^{40}K v celé tašce

Z korelačního testu vyplývá, že obsah draslíku v taškách není homogenní, hmotnostní aktivity ve vzorku obrušu z povrchu tašky a drti z celé tašky vykazují rozdíly až v řádu stovek Bq/kg. Pohyblivost Cs v materiálu tašky je zřejmě závislá na obsahu draslíku, korelační test totiž ukázal na nižší pohyblivost Cs s rostoucí koncentrací K.

3.3 Závěry plynoucí z výzkumu reziduální kontaminace střešních tašek

Studium reziduální Černobylské kontaminace střešních tašek tedy vedlo k těmto závěrům: Podíl zachytu kontaminace z atmosférického spadu se typicky pohybuje v řádu jednotek %. Byly však zaznamenány i významně navýšené hodnoty, které je ovšem nutné přisuzovat chybě při odhadu aktivity ^{137}Cs v atmosférickém spadu. Jednou z příčin kolísání účinnosti zachytu Cs ve střešních krytinách je prokazatelně koncentrace draslíku. Lze předpokládat, že zvětralé střešní krytiny ochuzené o draslík vykazují zvýšenou schopnost sorbovat cesium, které je stejně jako draslík alkalický kov a vykazuje podobné chemické vlastnosti. Dalšími příčinami ovlivňujícími účinnost sorpce radioaktivní kontaminace z atmosférického spadu by mohly být soudržnost povrchové úpravy, intenzita srážek a vliv následných, již nekontaminovaných srážek, které mohou vést k oplachu a tedy ke snížení účinnosti zachycení radioaktivní kontaminace ve střešní krytině. Podstatný vliv může mít i chemismus kontaminace, prvky reaktorového inventáře se atmosférou mohou šířit jak v minerální tak v aerosolové formě, které mezi sebou mohou plynule přecházet. Vyšší účinnost zachytu lze očekávat v případě minerální formy kontaminace. Cesium zakomponované do struktury střešní krytiny zůstává její součástí i po desítkách let vystavování povětrnostním vlivům. Podrobný rozbor výsledků studia reziduální kontaminace střešních tašek byl publikován ve Zprávě SÚRO č. 48/2020, ta je ke zprávě přiložena v podobě přílohy číslo 2.

Poznatky nabyté při studiu reziduální Černobylské kontaminace byly použity při navrhování dekontaminačních experimentů popsanych v kapitole 4.

4 Experimentální dekontaminace stavebních materiálů

V roce 2018 byla uskutečněna řada dekontaminačních experimentů, jejichž cílem bylo prakticky ověřit souhrn poznatků nabytých při studiu odborné literatury a při studiu reziduální Černobylské kontaminace ve střešních krytinách.

K dekontaminačním experimentům byly vybrány stavební materiály a střešní krytiny, které jsou v ČR hojně používány, experimenty byly naplánovány tak, aby umožnily ověřit vliv základních parametrů dekontaminačního postupu, kterými jsou složení dekontaminačního roztoku, čas od kontaminace a technika dekontaminace (kartáčování versus oplach).

Dekontaminační experimenty byly v roce 2018 uskutečněny ve třech fázích. První fáze byla zaměřena na stanovení, zda čas zahájení dekontaminace (16 hodin oproti 24 nebo 48 hodin od kontaminace) má vliv na účinnost dekontaminace. Dále byla porovnávána dekontaminace kartáčováním a prostým oplachem pomocí dekontaminačního činidla. Všechny kontaminace byly provedeny pomocí ^{134}Cs v minerální formě. Ve druhé fázi byla porovnávána účinnost dekontaminace při použití dvou různých dekontaminačních činidel, současně byl sledován vliv času na účinnost dekontaminace. Tentokrát byly porovnávány časy 4 a 16 hodin po kontaminaci. Ve třetí fázi experimentů byl důraz kladen na vliv chemické formy kontaminantu. Tentokrát byla kontaminace nanášena v aerosolové formě. Kromě ^{134}Cs byly kontaminace provedeny také s roztoky ^{85}Sr a ^{139}Ce . Podrobně jsou uskutečněné experimenty popsány v kapitole 4.1.

Výsledky experimentů uskutečněných v roce 2018 objasnily, jaké parametry dekontaminačních postupů mají klíčový vliv na účinnost dekontaminace. Pro lepší uplatnitelnost těchto znalostí při praktickém provádění dekontaminačních postupů v hypotetickém případě NES byly v roce 2019 experimenty naplánovány tak, aby se co nejlépe shodovaly s očekávanou realitou takové situace. Byl proto unifikován dekontaminační postup tak, aby odpovídal dekontaminačnímu postupu Bojového řádu jednotek požární ochrany, tedy postupu, který by byl v případě potřeby k dekontaminaci pravděpodobně použit (viz kapitola 4.2). Unifikovaný postup byl použit k experimentální dekontaminaci širokého spektra stavebních materiálů vyskytujících se v městském prostředí České republiky. Dále byly provedeny dekontaminační experimenty pomocí dekontaminačních nálepek. Provedené experimenty jsou popsány v kapitole 4.2. Poznatky získané na základě dekontaminačních experimentů jsou shrnuty v kapitole 4.3.

4.1 Experimentální ověření základních parametrů dekontaminačních postupů

V průběhu roku 2018 byly provedeny experimentální dekontaminace stavebních materiálů a to s cílem stanovit vliv základních atributů na účinnost dekontaminace. Těmito atributy jsou vlastnosti povrchu materiálu, včasnost dekontaminace, složení dekontaminačního roztoku a chemická forma kontaminantu.

Všechny dekontaminace využívající oplach dekontaminačními roztoky byly prováděny pomocí dekontaminačního roztoku o objemu 100 mL, během oplachu a následného vysychání byla vždy zkoumaná plocha fixována ve sklonu 45 °.

4.1.1 Dekontaminace střešních krytin – kontaminant v minerální formě

V první fázi byly provedeny experimenty s kontaminací střešních krytin pomocí cesia, jako stopovač bylo použito ^{134}Cs v minerální formě. Stanovení aktivity ^{134}Cs bylo prováděno pomocí polovodičové spektrometrie gama. Sledován byl vliv včasnosti dekontaminace a vlastností

povrchu na účinnost odstranění kontaminace. Dále byla pozornost věnována porovnání účinnosti dekontaminace prostým oplachem pomocí dekontaminačního roztoku a stejným postupem doplněným o kartáčování. Jako dekontaminační roztok byl použit 1% roztok kyseliny citrónové s přídatkem saponátu.

Jako indikátor účinnosti byl použit dekontaminační faktor (poměr znečištění před a po provedení dekontaminace, vyšší hodnota faktoru značí vyšší účinnost dekontaminace. $Df=2$ znamená, že účinnost dekontaminace je 50 %). Výsledky těchto experimentů jsou zobrazeny v tabulce 2.

Tab. 2. *Hodnoty dekontaminačních faktorů pro Cs se zohledněním vlivu faktorů, které byly studiem reziduální Černobylské kontaminace vyhodnoceny jako klíčové – rychlost zásahu, vlastnosti povrchové úpravy a způsob dekontaminace*

doba zdržení	dekontaminace	hrubý povrch	hladký povrch
2 dny	oplach	1,3-2,2	5,6-6,4
2 dny	oplach a kartáčování	1,3-2,7	9,3
1 den	oplach	3,1-6,8	11,8
1 den	oplach a kartáčování	3,6-10,3	13,2
16 hodin	oplach	2,7-6,9	22,8

Výsledky v tabulce 2. ukazují, že faktory, které v případě střešních tašek účinnost dekontaminace zvyšují, jsou rychlost a vlastnosti povrchové úpravy. V případě starších střešních tašek se zvětralou povrchovou glazurou je třeba dekontaminační zásah provést během několika hodin po kontaminaci, tedy dříve, než dojde k zakomponování kontaminace do vnitřní struktury tašky. Pokud dojde ke zdržení delšímu než 2 dny, již je více než 30% podíl kontaminace zakomponován do vnitřní struktury tašky. Dále se ukazuje, že pracný a zároveň riziko kontaminace dalších předmětů přinášející postup kartáčování kontaminovaných povrchů není v případě střešních tašek bez povrchové úpravy zřetelně účinnější, než prostý oplach. Střešní tašky s neporušeným povrchem jsou dekontaminovány účinněji, zvyšování účinnosti se zkracováním doby zdržení a malý rozdíl mezi účinností dekontaminace oplachem a kartáčováním jsou však patrné i u nich.

4.1.2 Dekontaminace ostatních stavebních materiálů – kontaminant v minerální formě

V další fázi výzkumu bylo ověřováno, v jaké míře platí předchozí závěry pro ostatní vytipované materiály. Jako typické materiály pro stavbu domů v České republice byly vybrány pálené cihly a beton. Jako materiály využívané pro stavbu silnic a chodníků a také jako nejčastější pevné povrchové úpravy veřejných prostor (parků a hřišť) byly vybrány litý beton a válcovaný asfalt. Na těchto vzorcích byl sledován rozdíl v účinnosti včasné dekontaminace minerální formy cesia již dříve osvědčeným oplachem vodným roztokem saponátu a kyseliny citrónové a oplachem vodným roztokem dusičnanu amonného, často doporučovaného v odborné literatuře. Pro ověření skutečnosti, že účinnost dekontaminace cesia s větším časovým odstupem po kontaminaci je nízká, byly uvedené vzorky dekontaminovány podruhé kartáčováním s vodným

roztokem saponátu a kyseliny citrónové. Zmíněné vzorky byly doplněny vzorkem solárního panelu a střešního hřebenáče z pálené cihly s povrchovou glazurou, které však byly v prvním kroku dekontaminovány pouze jedním postupem. Výsledky jsou zobrazeny v tabulce 3.

Tab. 3. Hodnoty dekontaminační faktorů C_s pro obvyklé stavební materiály používané v ČR za použití různých dekontaminačních postupů. Df 2 popisuje kumulativní účinnost první i druhé dekontaminace.

materiál	1. dekontaminace po 4 hodinách	Df 1	2. dekontaminace po 16 hodinách	Df 2
pálená cihla	oplach-saponát+kys. citrónová	1,1	kartáčování se saponátem a kys. citr.	1,1
pálená cihla	oplach dusičnan	1,0	kartáčování se saponátem a kys. citr.	1,2
beton	oplach-saponát+kys. citrónová	1,0	kartáčování se saponátem a kys. citr.	1,1
beton	oplach dusičnan	1,0	kartáčování se saponátem a kys. citr.	1,1
asfalt	oplach-saponát+kys. citrónová	1,5	kartáčování se saponátem a kys. citr.	1,7
asfalt	oplach dusičnan	1,1	kartáčování se saponátem a kys. citr.	1,4
solární panel	oplach-saponát+kys. citrónová	14,9	kartáčování se saponátem a kys. citr.	17,3
hřebenáč glazovaný	oplach-saponát+kys. citrónová	2,4	kartáčování se saponátem a kys. citr.	2,6

Výsledky v tabulce 3 ukazují především to, že všechny stavební materiály (cihla, beton i asfalt) jsou obtížně dekontaminovatelné i při včasném zásahu. Ukázalo se, že vodný roztok saponátu a kyseliny citrónové je účinnější než roztok dusičnanu amonného, přesto byla odstraněná frakce vždy nižší než 30 %. Významné zlepšení účinnosti dekontaminace nepřineslo ani následné zařazení kartáčování. Nesnadná dekontaminovatelnost válcovaného asfaltu byla vzhledem k jeho hladkému povrchu překvapivá a podporuje vysvětlení, že i okem neviditelné zvětření povrchu může způsobit deficienci draslíku v asfaltu a tím vyvolat zvýšenou afinitu cesia k sorpci.

Podobným případem je i glazovaný hřebenáč. Mocná vrstva nepropustné glazury na jeho povrchu vyvolává dojem neprodyšnosti. Dlouhodobé vystavení glazury povětrnostním vlivům ale zřejmě způsobilo její ochuzení o draslík a hřebenáč se stal daleko silnějším koncentrátorem cesia, než jakým jsou nové nezvětralé pálené tašky bez povrchové glazury.

Zvláštní roli má vzorek solárního panelu. Odborná literatura čerpající informace převážně z odstraňování následků Černobylské a Fukušimské havárie vlastnosti solární panelů nepopisuje. Solární panely se v posledních letech staly běžnou součástí scenérie českého venkova a skutečnost, že jejich povrch je opatřován antireflexní fólií s povrchovou vrstvičkou oxidu titaničitého, nelze jejich kontaminovatelnost radioaktivním spadem předem vyloučit. Popsaný experiment ale ukázal, že použitý vzorek solárního panelu je účinně dekontaminovatelný.

4.1.3 Dekontaminace stavebních materiálů – kontaminant v aerosolové formě

Třetí fáze experimentů uskutečněných v roce 2018 měla za cíl dříve získané poznatky ověřit a rozšířit je o dvě nové skupiny poznatků. Těmi jsou odlišné chování kontaminantů v aerosolové formě a sledování dekontaminovatelnosti stroncia a ceru.

V případě havárie jaderného reaktoru s následným únikem reaktorového inventáře do atmosféry lze předpokládat, že nejvýznamnějšími dlouhodobými kontaminanty by byly izotopy cesia 134 a 137, izotopy stroncia 89 a 90 a transurany. Všechny tyto kontaminanty by se zejména ve větší vzdálenosti od zdroje vyskytovaly především v aerosolové formě. Proto byl připraven roztok pro experimentální kontaminaci obsahující ^{134}Cs , ^{85}Sr a ^{139}Ce jako substituční analog americia. Roztok byl za použití kouřové komory napřed termálně disociován a následně byly přítomné kationty převedeny pomocí sprásovače do aerosolové formy. Jejich vodný roztok byl následně použit ke kontaminaci vzorků dvou nových střešních tašek Tondach, glazovaného hřebenáče, dvou vzorků betonu a solárního panelu. Dekontaminace byla provedena 16 hodin po kontaminaci. Paralelní vzorky střešních tašek a betonu byly dekontaminovány kartáčováním v kombinaci s dekontaminačním roztokem saponátu a kyseliny citrónové a prostým oplachem pomocí stejného dekontaminačního roztoku, jednotlivé vzorky solárního panelu a glazovaného hřebenáče byly dekontaminovány metodou kartáčování s vodným roztokem saponátu a kyseliny citrónové. Taška a beton, které byly v první fázi dekontaminovány pouze oplachem byly po dvou dnech dekontaminovány ještě kartáčováním. Výsledky jsou zobrazeny v tabulce 4.

Tab. 4. Hodnoty dekontaminační faktorů Cs, Sr a Ce aplikovaných v dominantně aerosolové formě na stavební materiály používané v ČR za použití různých dekontaminačních postupů. Df 2 popisuje kumulativní účinnost první i druhé dekontaminace.

^{134}Cs – aerosolová forma

materiál	1. dekontaminace po 16 hodinách	Df 1	2. dekontaminace po 2 dnech	Df 2
beton	kartáčování se saponátem a kys. citr.	1,3		
beton	oplach-saponát+kys. citrónová	1,1	kartáčování se saponátem a kys. citr.	1,2
hřebenáč glazovaný	kartáčování se saponátem a kys. citr.	2,8		
solární panel	kartáčování se saponátem a kys. citr.	3		
taška nová	oplach-saponát+kys. citrónová	1,5	kartáčování se saponátem a kys. citr.	1,8
taška nová	kartáčování se saponátem a kys. citr.	1,7		

^{85}Sr – aerosolová forma

materiál	1. dekontaminace po 16 hodinách	Df 1	2. dekontaminace po 2 dnech	Df 2
beton	kartáčování se saponátem a kys. citr.	2,6		
beton	oplach-saponát+kys. citrónová	2,5	kartáčování se saponátem a kys. citr.	3
hřebenáč glazovaný	kartáčování se saponátem a kys. citr.	9		
solární panel	kartáčování se saponátem a kys. citr.	13		
taška nová	oplach-saponát+kys. citrónová	2,6	kartáčování se saponátem a kys. citr.	4,5
taška nová	kartáčování se saponátem a kys. citr.	5,6		

¹³⁹Ce – aerosolová forma

materiál	1. dekontaminace po 16 hodinách	Df 1	2. dekontaminace po 2 dnech	Df 2
beton	kartáčování se saponátem a kys. citr.	5		
beton	oplach-saponát+kys. citrónová	4	kartáčování se saponátem a kys. citr.	4,8
hřebenáč glazovaný	kartáčování se saponátem a kys. citr.	14		
solární panel	kartáčování se saponátem a kys. citr.	78		
taška nová	oplach-saponát+kys. citrónová	4,2	kartáčování se saponátem a kys. citr.	14
taška nová	kartáčování se saponátem a kys. citr.	11		

4.1.4 Shrnutí výsledků dekontaminačních experimentů provedených v roce 2018

Výsledky potvrdily několik dřívějších zjištění. Především bylo potvrzeno, že 2 a více dnů po kontaminaci porézních povrchů již je dekontaminace cesia prakticky nemožná. Dále pak bylo potvrzeno, že kartáčování jako drastický, pracný a další kontaminací hrozící postup není pro dekontaminaci cesia významně účinnější než oplach. V souladu s předpoklady bylo i pozorování, že stroncium a cer jsou prvky, které nevstupují tak pevně do struktury stavebních materiálů jako Cs a dekontaminace od jejich radioaktivních izotopů je všeobecně snazší.

Překvapivou se ale ukázala skutečnost, že cesium v aerosolové formě projevuje tendenci k pevné inkorporaci ve struktuře hladkých, neporušených povrchů, což se potvrdilo v případě obou vzorků nové střešní tašky Tondach i v případě solárního panelu, ke kontaminaci cesiem v minerální formě téměř netečném. V případě těchto vzorků se podíl reziduální frakce po dekontaminaci zvýšil přibližně faktorem 5 až 8.

4.2 Použití specifických dekontaminačních postupů

Pro zlepšení interpretovatelnosti výsledků a zároveň pro lepší usazení experimentů do kontextu zvládnutí radiační mimořádné události v ČR (ZRMU) byl pro experimenty v roce 2019 dekontaminační postup unifikován a byl prováděn v souladu s dokumentem Bojový řád jednotek požární ochrany. Dekontaminační postupy popsány v tomto dokumentu jsou přednostně určeny k dekontaminaci osob, oděvů a dopravních a jiných prostředků, nicméně v případě NES lze očekávat jejich nasazení i na případnou dekontaminaci zasažených budov a jiných ploch v městském prostředí.

Vzhledem k tomu, že výsledky experimentů v roce 2018 ukázaly, že mechanický otěr ve formě kartáčování nepřináší zvýšení účinnosti účinku dekontaminace, jako rozhodující faktor účinnost dekontaminace byl určen čas mezi kontaminací a dekontaminací. Časnější dekontaminace je všeobecně účinnější, důraz byl kladen na včasné nasazení dekontaminačních postupů. Dekontaminace byla prováděna aplikací dekontaminační směsi a jejím oplachem bez mechanického otěru (tedy bez kartáčování) a to do dvou hodin od kontaminace.

Vlastní nanesení dekontaminační směsi na kontaminovaný povrch bylo prováděno ve formě pěny, po působení po dobu 2,5 minuty byla nanesena druhá vrstva pěny a po dalších 2,5 minutách působení byla pěna důkladně opláchnuta pitnou vodou (objem oplachové vody byl kolem 100 mL). Jako dekontaminační směs byly použity detergenty Hvězda AB a Hvězda CC od společnosti mpd.cz. Dále pak Spolapon AES 253 od společnosti Enapol. To jsou detergenty, které by byly v případě NES použity k přípravě detergentů podle dokumentu Bojový řád jednotek požární ochrany. Přesné složení dekontaminačních roztoků je následující.

Dezaktivací roztok B1: 5% hm. SPOLAPON AES 242 + 2,5% hm. kys. citronová + 2% hm. thiomocovina ve vodě.

Dezaktivací roztok Hvězda: 4 obj. díly 10% Hvězda AB + 1 obj. díl 10% Hvězda CC.
Dezaktivací roztok A1: 1% hm. SPOLAPON AES 242 + 1% hm. kyselina citronová + 1% hm. Na₂EDTA ve vodě.

4.2.1 Aplikace jednotného dekontaminačního postupu na cihly, beton, solární panely a na střešní tašky

První fází experimentů uskutečněných v roce 2019 bylo provedení dekontaminace pomocí dekontaminačních směsí na stejné typy vzorků, pro které byla v roce 2018 zkoušena dekontaminace prostřednictvím detergentu s přídavkem kyseliny citronové. Byly to cihly, beton, solární panely a střešní tašky různého typu. Kontaminace byla provedena minerálním roztokem cesia, jako stopovač byl použit izotop 134. Stopování cesia bylo prováděno pomocí polovodičové spektrometrie gama.

Hodnoty dekontaminačních faktorů pro stavební materiály při použití jednotlivých typů dekontaminačních roztoků jsou uvedeny v tabulce 5.

Tab. 5. Hodnoty dekontaminačních faktorů pro stavební materiály. Použity byly materiály s vlastnostmi ekvivalentními k vlastnostem materiálů testovaných v roce 2018, dekontaminace byla provedena roztoky používanými HZS ČR. Uvedené hodnoty jsou spočteny jako aritmetický průměr z většího počtu paralelních testů.

materiál	dekontaminační roztok	D f
cihla	B1	1.07
	Hvězda	1.08
	A1	1.23
beton	B1	1.21
	Hvězda	1.13
	A1	1.09
solární panel	B1	4.06
	Hvězda	3.01
	A1	2.99
taška střešní čirá glazura	B1	4.09
	Hvězda	2.31
	A1	4.66
taška střešní bobrovka	B1	1.07
	Hvězda	1.08
	A1	1.08
taška střešní černá	B1	1.09
	Hvězda	1.03
	A1	1.91

Chceme-li, aby bylo možné výsledné hodnoty Df srovnávat s hodnotami Df stanovenými v roce 2018, je třeba porovnat dekontaminační postupy, kterými bylo výsledků dosaženo. V roce 2018 byly dekontaminace uskutečněny prostým politím vzorku dekontaminačním roztokem (5% roztok saponátu upravený kyselinou citronovou na pH 5), po minutovém působení byl vzorek opláchnut nadbytkem pitné vody. Postup použitý v roce 2019 je založený na aplikaci napěněného roztoku a vykazuje především poněkud omezenou míru zvlhčení povrchu vzorku a s tím související potenciál k mobilizaci kontaminace proniklé hlouběji do vzorku. Současně je třeba zmínit, že použití napěněných dekontaminačních směsí umožňuje snížit objem použitého dekontaminačního činidla a to především při dekontaminaci šikmých a svislých ploch, jelikož pěna může na těchto plochách ulpívat, zatímco tekuté roztoky vyžadují nanášení souvislým proudem.

Dekontaminace betonu, cihel a střešních tašek s čirou glazurou vykazovaly podobné dekontaminační faktory jako jich bylo dosaženo dekontaminačními postupy v roce 2018.

Zdánlivé rozdíly mezi jednotlivými dekontaminačními směsmi lze přisoudit spíše statistické neurčitosti.

Zřetelně nižší účinnost dekontaminace byla zaznamenána u střešní tašky typu bobrovka, která není opatřena povrchovou glazurou. Překvapivá byla nízká účinnost dekontaminace v případě střešní tašky s černým povrchem. Její lesklý povrch vytvářel zdání neprostupné skelné glazury. Výsledek experimentu však nasvědčuje spíše tomu, že povrch nebyl pokryt skelnou glazurou. Zřejmě se jednalo o černou barvu. Není vyloučeno, že k obarvení na černo byla použita příměs sazí, přítomnost organického uhlíku může při vypálení způsobit narušení polymerových vazeb a usnadnit tím iontovou výměnu.

Překvapivé byly výrazně snížené účinnosti dekontaminace solárních panelů. Tento výsledek je možné přisuzovat nižší smáčivosti dekontaminačních směsí v napěněné formě, nelze však vyloučit ani odchýlení loňských výsledků vlivem statistické nejistoty. V každém případě se ukazuje, že solární panely jsou objekty radioaktivní kontaminací zranitelné a v případě radiační havárie je třeba jim v zasažené oblasti věnovat pozornost.

4.2.2 Aplikace jednotného dekontaminačního postupu na plech, asfalt, slinuté dlaždice a omítky

Ve druhé fázi byla účinnost dekontaminačních směsí použita na další stavební materiály, které byly na základě diskuze s oponenty určeny po kontrolním dnu v prosinci 2018. Jsou to vzorky plechové střešní krytiny, asfaltové střešní krytiny, dlaždic se slinutým povrchem a omítky. Výsledky těchto testů jsou zobrazeny v tabulce 6.

Tab. 6 Hodnoty dekontaminačních faktorů pro stavební materiály: Asfaltová střešní krytina, Plechová střešní krytina, obkládací dlaždice a omítka. Dekontaminace byla provedena roztoky používanými HZS ČR. Uvedené hodnoty jsou spočteny jako aritmetický průměr z většího počtu paralelních testů.

materiál	dekontaminační roztok	D f
asfaltová střešní krytina	B1	59.9
	Hvězda	33.5
	A1	461
plechová střešní krytina - zkorodovaná	B1	400
	Hvězda	268
	A1	91
plechová střešní krytina - lesklá	B1	559
	Hvězda	517
	A1	332
obkládací dlaždice	B1	6.97
	Hvězda	17.4
	A1	8.58
omítka vyřezaná, fixovaná	B1	4.81
	Hvězda	9.34
	A1	5.28

Výsledky druhé fáze experimentů lze shrnout následovně: Plech jako střešní krytina i jako materiál používaný k výrobě okenních parapetů lze dekontaminovat snadno a to bez ohledu na to, zda je plech nový či zkorodovaný. Dobrou dekontaminovatelnost vykazuje rovněž asfaltová střešní krytina. Rozdíly v hodnotách Df dosažených při použití dezaktivací roztoku A1 jsou sice oproti dalším dekontaminačním roztokům značné, vliv na praktické použití je ale zanedbatelný.

Dobrou dekontaminovatelnost v experimentálních podmínkách vykazuje také slinutá obkládací dlaždice. Při praktické dekontaminaci těchto povrchů je ale třeba počítat s komplikacemi v podobě zachycení kontaminace v cementových spárách a také s tím, že míru zvětrání povrchové glazury často nelze senzoricky posoudit spolehlivě. Dalším obtížně odhadnutelným

aspektem může být ovlivnění chemických vlastností glazury přidanými barvivý (viz střešní taška s černou glazurou).

K provedení experimentů s omítkou bylo třeba odebrat omítku v takové formě, aby bylo možné vzorky proměřit pomocí spektrometrie gama, tedy prakticky bylo nutné vzorky vyřezat do přibližně definovaného tvaru a zafixovat. Vzorky byly odebrány z budovy muzea na dvoře SÚRO Praha určené k demolici, jejich fixace byla provedena zatavením z rubové strany vzorku do vrstvy parafinu. Dekontaminační faktory 4 až 9 ukazují, že u vápenocementové omítky tohoto typu nedochází k proniknutí kontaminace do hloubky. Tento výsledek naznačuje, že dekontaminace vnějších stěn budov opatřených vápenocementovou omítkou je principiálně možná. Na tomto místě je ale třeba upozornit, že použití povrchových barev může sorpční vlastnosti omítky významně změnit.

4.2.3 dekontaminace pomocí dekontaminačních gelů

Třetí fáze byla zasvěcena experimentům s dekontaminačními gely. Přes značné úsilí se nám nepodařilo pořídit komerčně dostupné nálepky určené k dekontaminaci povrchů. K řešení bylo využito všeobecných znalostí polymerové chemie, z nichž vyplývá, že některé modifikace polyvinylalkoholu jsou k tomuto účelu používány.

K experimentům byly připraveny roztoky PVA modifikované glycerinem, který zlepšuje vlastnosti gelu. Takto modifikovaný roztok PVA byl dále dopován dekontaminačním činidlem, k tomuto účelu byla použita kyselina šťavelová, EDTA a kyselina citronová. Dekontaminační gely pak byly aplikovány na střešní tašky – bobrovky, na solární panely a na omítky, kde se nechaly zaschnout (přibližně 24 hodin). Z PVA gelu se vytvořil tenký film, který se strhl. Dále bylo zjištěno, že PVA gely nejsou vhodné na nerovných površích případně je nutné zvýšit množství gelu. Výsledky jsou zobrazeny v tabulce 7.

Tab. 7: Hodnoty dekontaminačních faktorů pro dekontaminaci střešních tašek – bobrovek, solárních panelů a na omítek dekontaminačními nálepkami. Uvedené hodnoty jsou spočteny jako aritmetický průměr z většího počtu paralelních testů.

materiál	dekontaminační nálepka	D f
střešní taška - bobrovka	PVA+glycerin+kyselina šťavelová	1.43
	PVA+glycerin+EDTA	1.09
solární panel	PVA+glycerin+kyselina citronová	2.38
vápenocementová omítka	PVA+glycerin+kyselina citronová	9.34
	PVA+glycerin+EDTA	5.30

Výsledky v tabulce 7 ukazují, že dekontaminační nálepka dopovaná kyselinou šťavelovou je jediný z testovaných prostředků, který umožnil zvýšit účinnost dekontaminace střešních tašek bobrovek s hrubým povrchem. Vzhledem k pracnosti postupu a nutnosti pracovníka vykonávajícího dekontaminaci se k dekontaminovanému objektu přiblížit, nejví se navýšení míry jako adekvátní. V případě solárního panelu je míra dekontaminace nižší než při použití dekontaminačních roztoků, přitom je pracnější. Jediným ze studovaných materiálů, u kterého se použití dekontaminačních gelů jeví jako praktické, je vápenocementová omítka. Jednak je tato cesta dekontaminace účinnější, zároveň je při tomto postupu produkováno méně odpadů.

Vzniklý pevný odpad je dále možno zkoncentrovat slisováním. Spornou otázkou zůstává problematika expozice zasahujících osob, která je v tomto případě oproti kapalným dekontaminačním směsím vyšší. Dalším objektem dekontaminace, na který by bylo použití dekontaminačních gelů patrně vhodné, jsou umělecké předměty. Například obrazy a sochy, které by byly mokrou cestou dekontaminace poškozeny, by v některých případech bylo možné nedestruktivně dekontaminovat pomocí dekontaminačních gelů.

4.3 Závěry vyplývající z dekontaminačních experimentů 2019

Uskutečněné experimentální dekontaminace vedly k rozvinutí praktických dovedností pracovníků radiochemie SÚRO v oblasti dekontaminace stavebních materiálů obvyklých v urbánním prostředí České republiky, a to jak pomocí postupů popsanych v literárních zdrojích, tak pomocí postupů určených pro účely dekontaminace integrovaným záchranným sborem České republiky. Provedením těchto experimentálních dekontaminací byly zároveň získány poznatky o účinnosti dekontaminace při použití jednotlivých dekontaminačních metod na různé typy stavebních materiálů v závislosti na specifických attributech provedení vlastního dekontaminačního postupu, jakými jsou doba zdržení od kontaminace a či vlastní technika dekontaminace.

Všeobecně lze konstatovat, že aplikace dekontaminačních postupů je na dekontaminaci některých typů stavebních materiálů neúčinná. To se týká zejména materiálů s porézním povrchem jako jsou cihly, beton či střešní tašky-bobrovky.

Všeobecně jsou snadno dekontaminovatelné stavební materiály s kohezním povrchem jako jsou asfaltová střešní krytina, plech nebo slinutá dlažba. V případě těchto materiálů je vždy výhodnější použít dekontaminační postup pracující s napěněným dekontaminačním prostředkem. Jeho výhoda je v tom, že oproti kapalnému dekontaminačnímu roztoku působí účinněji na kolmých a šikmých plochách a vede ke vzniku menšího objemu sekundárních odpadů.

V případě ostatních materiálů je třeba aplikaci dekontaminačního postupu zvážit podle konkrétní situace. Při volbě vhodného postupu dekontaminace by bylo třeba zohlednit především prognózu objemu kontaminované vody, která by zásahem vznikla a radiační expozici osob provádějících dekontaminaci.

Z provedených experimentů dále vyplynulo, že cesium je z hlediska kontaminace městského prostředí větší hrozbou než stroncium a americiem. Dekontaminaci střešních tašek od sloučenin cesia je možné efektivně provést jen v prvních několika hodinách po kontaminaci, což se při zasazení do scénáře radiační havárie jeví jako nerealistické. Jistého účinku by však mohlo být dosaženo přednostním používáním střešních krytin s vhodnou povrchovou úpravou pro domy v zóně havarijního plánování, alespoň jako prevence kontaminovatelnosti cesiem v minerální formě. Hladký, nezvětralý povrch stavebních materiálů je ale zase náchylný ke kontaminaci cesiem v aerosolové formě.

Provedený výzkum však nasvědčuje skutečnosti, že pálené střešní krytiny se dlouhodobým vystavením povětrnostním vlivům stávají k sorpci radioaktivní kontaminace všeobecně náchylnými, což se týká i krytin opatřených robustní vrstvou glazury. Dekontaminace betonu, asfaltu i pálených cihel je jen velmi málo účinná.

Znalost dekontaminovatelnosti solárních panelů představuje zvláštní strategický prvek ZRMU. U majitelů solárních panelů lze předpokládat nedůvěru k jaderné energetice, sklony

k podlehnutí dezinformacím a k panice, které mohou být posíleny hrozbou poškození nákladně pořízených solárních panelů. Experimentální výzkum ukázal, že cesium v aerosolové formě pro solární panely hrozbu zamoření představovat může. Výzkum tedy v této citlivé záležitosti kýžený protipanický efekt nepřinesl.

5 Pilotní průzkum hloubkové distribuce ^{137}Cs v půdách ČR

V rámci pilotního průzkum hloubkové distribuce ^{137}Cs v půdě, které přetrvává v ČR v důsledku testů jaderných zbraní a havárie JE v Černobylu, byly celkem v 16 lokalitách odebrány vzorky půdy a ve třech lokalitách vzorky rašeliny. Vzorky byly odebírány po vrstvách, ve kterých byla následně v laboratořích SÚRO pomocí polovodičové spektrometrie gama změřena aktivita ^{137}Cs . V některých případech byly výsledky analýz doplněny o výsledky dřívějších odběrů.

Vzhledem k velkému rozsahu této podkapitoly a k její tematické unikátnosti uvádíme zde pouze stručné shrnutí. Popis odběru a výsledky jsou prezentovány samostatně ve formě kompletní zprávy SÚRO č. 33/2020 v příloze 3.

Z výsledků měření je zřejmé, že u zkoumaných lokalit je hloubková distribuce ^{137}Cs nejednotná, liší se i mezi geograficky blízkými odběrovými místy se stejným typem půdy. Průběh hloubkové distribuce ^{137}Cs závisí na mnoha faktorech, jejichž rozbor přesahuje zadání této studie. Tato práce se zabývá studiem lesních a lučních půd a rašelinišť, nezahrnuje tedy půdy obdělávané orbou, u kterých dochází k promíchávání jednotlivých vrstev půd a aktivita ^{137}Cs je pak bývá homogenní až do hloubky cca 20 - 25 cm.

Důležitým ukazatelem pro odhady příspěvků k dávkovým příkonům z půdy a takéž interpretaci měření plošných i hmotnostních aktivit půdy *in situ* (pozemní i letecká měření) je tzv. relaxační hloubka (tj. hloubka půdy, ve které plošná aktivita klesne na polovinu celkové plošné aktivity). Naměřené průběhy hloubkové distribuce ^{137}Cs byly natolik rozdílné, že určit relaxační hloubku i při zanedbání mírného růstu aktivity se stoupající hloubkou je velice obtížné. Odhadnutá relaxační hloubka pro jednotlivé lokality se pohybovala od cca 2 cm do 9 cm. 75 % veškeré aktivity ^{137}Cs bylo ve vrstvách, jejichž tloušťka se pohybovala od 5,5 cm do 15 cm.

Velice zajímavé poznatky přinesly odběry rašeliny ve dvou lokalitách - Šumava (Nová Hůrka) a Červené Blato. I zde se pokles aktivity s hloubkou významně liší i mezi jednotlivými odběrovými body v rámci jednoho rašeliniště. Zatímco na rašeliništi Červené Blato byla relaxační hloubka 9 cm, na rašeliništi na Šumavě byla zjištěná relaxační hloubka 1 cm resp. 3 cm. Podobně 75 % ^{137}Cs je v Červeném Blatu obsaženo ve vrstvě do 20 cm, zatímco na Šumavě se v obou odběrových místech nachází ve vrstvě 9 cm.

Bylo zjištěno, že ani po více jak 30 letech nedošlo k homogenizaci ^{137}Cs v půdě (pokud tato nebyla zorána nebo jinak narušena lidskou činností), průběh aktivity v závislosti na hloubce by se zjednodušeně dal popsat exponenciálou, ovšem parametry křivky se výrazně liší lokalita od lokality v závislosti na fyzikálně-chemických vlastnostech půdy a hydrometeorologických podmínkách panujících na daných lokalitách v době spadu ^{137}Cs .

6 Závěr

Předkládaná výzkumná zpráva shrnuje výzkum, jehož cílem bylo prostřednictvím experimentální práce prozkoumat vhodnost dekontaminačních postupů pro jejich nasazení na dekontaminaci obecních staveb v pozdní fázi NES. Z výsledků shrnutých v kapitole 4 je zřejmé, že se jedná o komplexní téma, které není možné shrnout jednoduchým pravidlem. Pro

přehlednost se omezíme alespoň na zkrácené shrnutí poznatků, které byly popsáním výzkumem vyvozeny.

Podíl reziduální kontaminace ^{137}Cs z Černobylského spadu zachycená ve střešních krytinách je silně variabilní a kolísá od desítek procent až k totálnímu zachycení cesia ze spadu. Vysoká sorpční kapacita některých střešních krytin je zapříčiněna narušením povrchové úpravy a ochuzením o draslík, který je pak nahrazován cesiem. To pak zůstává v krytině zakomponováno po desítky let i při trvalém vystavení povětrnostním vlivům.

Z testovaných dekontaminačních postupů se jako nejvhodnější k dekontaminaci kohezních povrchů jeví použití dekontaminačních pěn, protože nevede k produkci vysokého objemu radioaktivního odpadu.

K dekontaminaci vertikálních stěn je nejvhodnější použití dekontaminačních gelů.

Dekontaminace porézních povrchů jako jsou cihly, beton nebo asfalt testovanými postupy není účinná.

Cesium vykazuje silnější sklony k absorpci do struktury stavebních materiálů než stroncium a americium.

Nejvýznamnějším faktorem ovlivňujícím účinnost dekontaminace kohezních povrchů je čas. Cesium v minerální formě má sklony k pevné absorpci do struktury stavebních materiálů již po několika hodinách.

7 Poděkování

Výzkum byl uskutečněn za podpory bezpečnostního výzkumu MVČR číslo VH20172020015. Dále poděkování náleží panu Ivo Skřenkovi ze společnosti EFG Energy financial group za poskytnutí plně funkčního solárního panelu.

8 Literatura

Andersson K.A., et al, Airborne Radioactive Contamination in Inhabited Areas, 2009

Andersson KG, Roed J, Eged K, Kis Z, Voigt G, Meckbach R, Oughton DH, Hunt J, Lee R, Beresford NA and Sandalls FJ (2003). *Physical countermeasures to sustain acceptable living and working conditions in radioactively contaminated residential areas*. Risø-R-1396(EN), Risø National Laboratory, Roskilde, Denmark.

Cleanup of Large Areas Contaminated as a Result of a Nuclear Accident, IAEA, VIENNA, 1989

Beresford N.A. et al, Thirty years after the Chernobyl accident: What lessons have we learnt? 2016

Bojový řád jednotek požární ochrany – taktické postupy zásahu Dekontaminace radioaktivních látek 9L, staženo dne 19.6.2017 zde www.hzscr.cz/soubor/l9-dekontaminace-ral-pdf.aspx

Brown, et al., Generic Handbook for Assisting in the Management of Contaminated Inhabited Areas in Europe Following a Radiological Emergency, EURANOS(CAT1)-TN(07)-02, 2007

Demmer R.L., Testing and Comparison of Seventeen Decontamination Chemicals, 1996

Kaminski et al, Technical Report for the Demonstration of Wide Area Radiological Decontamination and Mitigation Technologies for Building Structures and Vehicles EPA/600/R-16/019, 2016

Masayuki I., Analysis and Evaluation of the Results of the Decontamination Model Projects - Decontamination Technologies, Japan Atomic Energy Agency, 2013

Public Health England. UK Recovery Handbooks for Radiation Incidents 2015, Inhabited Areas Handbook. Version 4

Vnější havarijní plán JE Temelín, aktualizovaná verze dostupná dne 19.6.2017 zde

www.hzscr.cz/soubor/obsah-vhp-je-temelin.aspx

<http://www.dupontdenemours.fr/content/dam/dupont/products-and-services/construction-materials/geotextiles/documents/Typar-UK/Typar-UK-brochure/Typar-UK-brochureCZ-technical-handbook.pdf>

Příloha 1

Aktuální stav směrnic řídících dekontaminaci krajiny po radiační havárii platných v ČR

Situaci po radiační havárii v rámci legislativy České Republiky pokrývá zákon 239/2000 Sb. „o integrovaném záchranném systému a o změně některých zákonů“ [9]. Dále pak jeho prováděcí předpis, vyhláška Ministerstva vnitra 328/2001 Sb. „o některých podrobnostech zabezpečení integrovaného záchranného systému“ [10]. Požadavek na dekontaminaci území po havárii je stanoven v části C, plány konkrétních činností, část (9), Plán dekontaminace [11].

Dekontaminace je pro případ radiační havárie na JE Temelín prováděna v místech k tomu určených, na tzv. místech dekontaminace (dále MD). Zřizovateli jsou předurčené síly a prostředky Armády ČR (AČR) a předurčené síly a prostředky Hasičského záchranného sboru kraje (dále HZS kraje) [11]. Na organizaci průběhu dekontaminace v MD se podílí také jednotky sborů dobrovolných hasičů obce (dále JSDHO) v rámci svých úkolů na úseku ochrany obyvatel ve vztahu k jejich dislokaci v rámci ZHP.

Důraz je kladen zejména na dekontaminaci osob a oděvů, dále pak na dekontaminaci dopravních a jiných prostředků. Kapitola 2.3 se zabývá problematikou dekontaminace území v zóně havarijního plánování [11]. Jedná se o následná ochranná opatření. Na řešení této problematiky se budou v největší míře podílet věcně příslušné orgány krizového řízení s celostátní působností. Přehled dekontaminačních metod je uveden v Katalogu doporučení a opatření v případě MU závažné z hlediska radiační ochrany (SÚJB).

Pro dekontaminaci území ve velkém rozsahu nejsou vyčleněny na území ČR speciální síly a prostředky. Situace bude řešena v následných opatřeních věcně příslušnými orgány krizového řízení s celostátní působností. MD jsou personálně a technicky zabezpečena předurčenými silami a prostředky HZS krajů, následně silami a prostředky AČR a jednotkami požární ochrany (JPO V). Dále jsou v souladu s dohodou o plánované pomoci na vyžádání uzavřenou mezi MV-generálním ředitelstvím HZS ČR a MO-Generálním štábem AČR. Při řešení MU velitel zásahu úzce spolupracuje s veliteli a vedoucími složek IZS, včetně Krizového štábu Státního úřadu pro jadernou bezpečnost, jehož zástupce zahrne do štábu velitele zásahu [11].

Postupy vychází z materiálu Mezinárodní agentury pro atomovou energii (MAAE) – Příručka pro monitorování při jaderných a radiačních haváriích, IAEA- TECDOC- 1092, postup A8C a vojenského předpisu Chem- 1-5 - Monitorování radiační situace v míru silami a prostředky AČR (Ministerstvo obrany 1999), Bojový řád jednotek požární ochrany - metodický list č. 9/L.

Podle Bojového řádu jednotek požární ochrany - metodického listu č. 9/L, kapitola I/3 [12] je odstranění materiálu nahromaděného při dekontaminaci provedeno opatřením, jehož provedení navrhne velitel zásahu radiační pracovník chemické laboratoře HZS ČR po dohodě se Státním úřadem pro jadernou bezpečnost. Dekontaminace území v tomto dokumentu popsána není.

Dekontaminace po použití špinavé bomby je prováděna podle instrukcí v Katalogu typových činností integrovaného záchranného sboru „Špinavá bomba STČ 01 IZS“. Tento dokument podrobně popisuje postupy při dekontaminaci zasažených osob a techniky, postupy dekontaminace území zde popsány nejsou. V případě potřeby by byla o instrukce k dekontaminaci území požádána příslušná směna Krizového štábu SÚJB, která poskytuje odbornou pomoc veliteli zásahu ve věcech režimových opatření pro ochranu obyvatel a zasahujících jednotek před účinky ionizujícího záření.

Závěrem lze konstatovat, že instrukce k dekontaminaci veřejných prostor v městském prostředí, veřejných komunikací a budov mimo zónu havarijního plánování nejsou součástí platných směrnic žádné ze zodpovědných institucí. Instrukce by byly v případě potřeby vydávány ad hoc příslušnou směnou Krizového štábu SÚJB.

Použitá literatura:

- [9] Zákon 239/2000 Sb. „o integrovaném záchranném systému a o změně některých zákonů“
- [10] vyhláška Ministerstva vnitra 328/2001 Sb. „o některých podrobnostech zabezpečení integrovaného záchranného systému“
- [11] C-9, Plán dekontaminace. Kapitola C, plány konkrétních činností, část (9), je součástí [10].
- [12] Bojový řád jednotek požární ochrany – taktické postupy zásahu Dekontaminace radioaktivních látek 9L, staženo dne 19.6.2017 zde www.hzscr.cz/soubor/19-dekontaminace-ral-pdf.aspx

Příloha 2

Zpráva 48/2020: Reziduální kontaminace ^{137}Cs ve střešních krytinách

Příloha 3

Zpráva 33/2020: Pilotní průzkum hloubkové distribuce ^{137}Cs v půdě přetrvávající v ČR v důsledku testů jaderných zbraní a havárie JE v Černobylu.

Přílohy 2 a 3 jsou přiloženy v kompletní podobě na konci zprávy.



Zpráva č. 48/2020

Reziduální kontaminace ^{137}Cs ve střešních krytinách

Autoři:

Tereza Suchá

Petr Rulík

Tereza Doksanská

Radim Možnar

Praha, 29. října 2020

Výtisk č. 1

 Příjemce: Státní ústav radiační ochrany, v. v. i.	 MINISTERSTVO VNITRA ČESKÉ REPUBLIKY Poskytovatel: Česká republika - Ministerstvo vnitra	SÚRO - zpráva - 48/2020 strana/počet stran 2 / 21
---	---	--

Obsah

I. Úvod.....	3
II. Stanovení ^{137}Cs v odbroušené vrstvě střešní krytiny	4
III. Analýza hloubkové distribuce ^{137}Cs v příčném profilu krytiny	8
IV. Stanovení hloubkové distribuce ^{137}Cs ve vzorku půdy	10
V. Stanovení ^{137}Cs v drcené střešní krytině	12
VI. Závěr.....	19
VII. Zdroje	21

I. Úvod

Po havárii JE Černobyl bylo území ČR kontaminováno spadem, který kromě jiných radionuklidů obsahoval i ^{137}Cs . Spad byl nehomogenní, v maximu dosahoval 100 kBq/m^2 . Průměrná hodnota činila $2,2 \text{ kBq/m}^2$ (geometrický průměr, $\text{GSD}=3,4$), resp. $4,6 \text{ kBq/m}^2$ (aritmetický průměr). Kromě černobylského spadu bylo území ČR kontaminováno v 60. letech 20. století také spadem z testů jaderných zbraní v atmosféře; spad byl na území ČR víceméně homogenní a průměrná hodnota činila 5 kBq/m^2 . Tato kontaminace dlouhodobě setrvává na území, kde k ní došlo; dle odhadů po černobylské havárii pouze 2% aktivity bylo odneseno vodními toky.

Cílem této studie bylo zjistit, zda ještě v současné době setrvává černobylská kontaminace na površích a jak je velká. Ke studiu byly zvoleny střešní krytiny.

V rámci studie bylo zpracováno celkem 31 vzorků střešní krytiny z 29 odběrových míst, z toho 20 vzorků z pálené hlíny, 7 vzorků betonových tašek, 2 vzorky vláknocementové (eternitové) krytiny a po 1 vzorku dřevěného šindele a plastové krytiny. Podmínkou zařazení do studie bylo datum umístění krytiny na střechu před černobylskou havárií. Kromě ^{137}Cs byl stanovován i ^{40}K , a v některých případech ^7Be a ^{210}Pb , což jsou přírodní radionuklidy běžně se vyskytující ve spadu.

V první fázi testování bylo zpracováno 24 vzorků krytiny z 23 odběrových míst odebraných v letech 2016 – 2018, následně bylo v letech 2019 a 2020 ještě analyzováno 6 vzorků ze 6 odběrových míst. Poté byla studie ukončena. V 2020 byl dodán a analyzován ještě 1 vzorek.

Výsledky měření střešní krytiny byly porovnány s interpolovanými hodnotami plošné aktivity ^{137}Cs ve spadech stanovených v červnu 1986 (metoda B-spline) a v 1 případě s výsledky měření odběrů půdy, které byly provedeny souběžně s odebráním střešní krytiny.

II. Stanovení ^{137}Cs v odbroušené vrstvě střešní krytiny

V první fázi testování bylo předpokládáno, že pokud je nějaké ^{137}Cs ve střešní krytině ještě přítomno, bude se nacházet v povrchové vrstvě krytiny vystavené vnějšímu prostředí. K analýze vzorků byla použita spektrometrie gama pomocí HPGe detektorů. Postup byl následující

nejprve byla stanovena četnost impulsů ve spektru v oblasti píku ^{137}Cs na energii 661 keV v geometrii měření střešní krytiny v poloze na detektoru umístěné „vnější“ stranou směrem k čelu detektoru (střešní krytina významně přesahovala rozměr detektoru; cca měla rozměr 20x20 cm),

poté byla z vrchní strany odbroušena vrstva materiálu do hloubky cca 0,5 mm a stanovena hmotnostní aktivita ^{137}Cs v získaném vzorku (odbrusu),

nakonec byl změřen počet impulsů ^{137}Cs ve vrchní vrstvě zbavené odbrusu stejným způsobem a ve stejné geometrii jako v bodě 1.

totéž bylo provedeno se spodní stranou čtyř vybraných vzorků.

Aktivita ^{137}Cs stanovená v odbrusu z vrchní vrstvy krytiny, přepočtena na plochu krytiny, byla porovnána s hodnotami plošných aktivit, odhadnutými pomocí interpolace aktivit ve spadech v roce 1986 pomocí metody B-spline pro každé místo odběru krytiny (vzhledem k relativně malému počtu dat černobylského spadu není metoda B-spline příliš spolehlivá). Naměřené plošné aktivity v odbrusu střešní krytiny se pohybovaly v rozmezí 2 – 380 Bq/m², bez dvou hodnot NVA, což představovalo 0,12-3,2 % ^{137}Cs černobylského spadu v daném místě. Přepočtem aktivity ve střešní krytině k červnu 1986, kdy byl průzkum černobylského spadu na území ČR proveden, získáme interval aktivity 4 – 760 Bq/m², což představuje 0,26-6,5% ^{137}Cs z černobylského spadu.

Poznámka: díky poločasů přeměny ^{137}Cs 30 let a časové odlehlosti data měření střešní krytiny a černobylské havárie cca 32 let je aktivita ^{137}Cs ve střešních krytinách vztažená k červnu 1986 zhruba 2x vyšší než pokud je vztažena k danu měření střešní krytiny (roky 2017-2019).

Při stanovení plošné aktivity nebyl brán v úvahu sklon střechy, tj. jedná se o aktivitu v Bq/m² střešní krytiny. Za předpokladu sklonu střechy 45°, je průmět plochy střešní krytiny do vodorovné roviny 0,71x menší.

Poznámka: Výše uvedený interval aktivit ve střešní krytině 2 – 380 Bq/m² vztažený ke střední hodnotě plošné aktivity z černobylského spadu na území ČR 4,6 kBq/m² (aritmetický

průměr) představuje 0,04 – 8,3% černobylského spadu (odhadem černobylského spadu ^{137}Cs pro konkrétním místo pomocí B-spline byl získán interval poměru aktivit 0,12-3,2% (viz výše).

Spad z testů jaderných zbraní nebyl uvažován; u krytin nebylo zjišťováno, zda byly umístěny na střechu před testy jaderných zbraní nebo až po nich.

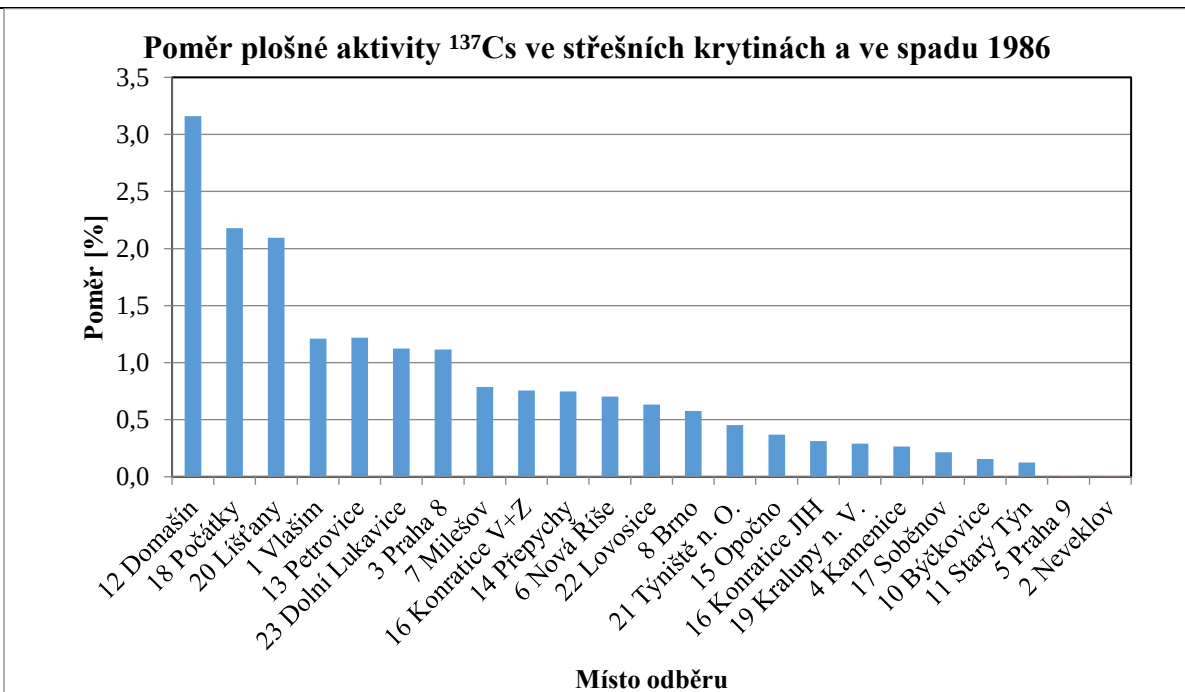
Přehled vzorků střešních krytin a výsledky stanovení aktivity ^{137}Cs v odbrusu (vztažené k datu měření) spolu s odhadem aktivity ve spadu v místě odběru střešní krytiny metodou B-spline a poměr aktivity v odbrusu a v odhadnutém spadu jsou uvedeny v [tabulce 1](#). Variabilita uvedeného poměru je ilustrována na [obr. 1](#). Ze souboru dat střešních krytin byly vyřazeny 2 hodnoty, ve kterých ležely aktivity pod NVA (č. 2 Neveklov a č. 5 Praha 9) a 1 vzorek, u kterého nebyl proveden odbrus (č. 9 Samotičky). Na [obr. 2](#) jsou uvedeny tytéž poměry v kvantilovém grafu pro log-normální rozdělení. Z [obr. 2](#) je vidět, že data poměrně dobře splňují log-normální rozdělení; geometrický průměr poměru aktivit odhadnutý z rovnice prokladu v [obr. 2](#) činí 0,6%. Tj. ve střešních krytinách zůstává i 30 let po černobylské havárii v průměru 0,6% aktivity ^{137}Cs z černobylského spadu.

Tabulka 1 Přehled vzorků střešních krytin a výsledky měření aktivity ^{137}Cs v odbrusu (aktivita ve střešní krytině je vztažena k datu měření)

Místo odběru	Druh krytiny	Aktivita ve spadu v 1986 [Bq/m ²]	Aktivita v odbrusu [Bq/m ²]	Nejistota aktivity v odbrusu [Bq/m ²]	Poměr aktivity v odbrusu a ve spadu 1986 [%]
1 Vlašim	pálená hlína	31 000	378	21	1,2
2 Neveklov	pálená hlína	5 300	0,3	NVA	-
3 Praha 8	pálená hlína	7 060	78,7	5,8	1,1
4 Kamenice	pálená hlína	8 150	21,6	1,4	0,3
5 Praha 9	plastová krytina	5 770	0,4	NVA	-
6 Nová Říše	pálená hlína	3 040	21,4	1,6	0,7
7 Milešov	dřevěný šindel	2 590	20,4	1,6	0,8
8 Brno	pálená hlína	1 710	9,9	0,6	0,6
9 Samotičky	vlákno-cement	5 090	Odbrus nebyl proveden		
10 Býčkovice	betonová krytina	1 800	2,8	0,2	0,2
11 Starý Týn	betonová krytina	4 010	5,0	0,4	0,1
12 Domašín	betonová krytina	1 770	55,9	4,1	3,2
13 Petrovice	pálená hlína	487	5,9	0,4	1,2
14 Přepychy	pálená hlína	480	3,6	0,3	0,8
15 Opočno	pálená hlína	482	1,8	0,1	0,4
16 Konratice východ	betonová krytina	16 900	128	10	0,8
16 Konratice jih	betonová krytina	16 900	53,1	4,2	0,3
17 Soběnov	pálená hlína	11 400	24,5	1,6	0,2
18 Počátky	pálená hlína	918	20,0	1,4	2,2
19 Kralupy nad Vltavou	pálená hlína	1 100	3,2	0,3	0,3
20 Lištany	betonová krytina	527	11,0	0,9	2,1
21 Týniště nad Orlicí	pálená hlína	477	2,2	0,2	0,5
22 Lovosice	pálená hlína	1 340	8,5	0,7	0,6
23 Dolní Lukavice	pálená hlína	3 220	36,2	2,2	1,1

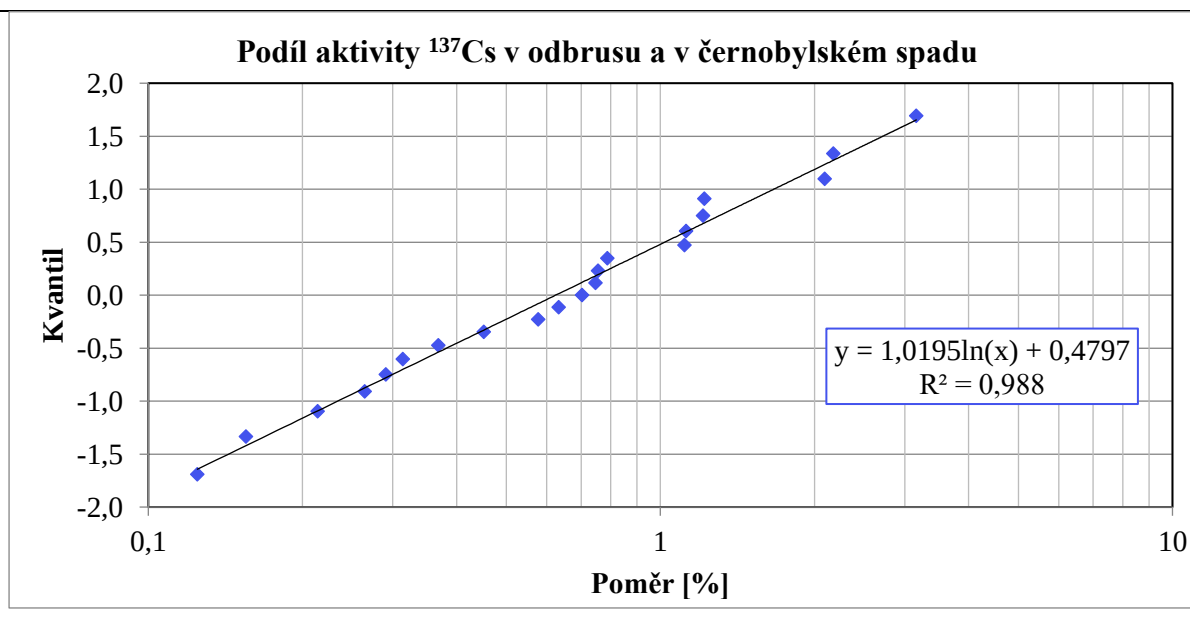
Poznámka: 2 vzorky z Konratic jsou značeny číslem 16, NVA – nejmenší významná aktivita

Obr. 1 Variabilita poměru plošné aktivity ^{137}Cs stanovené v odbrusu střešní krytiny a plošné aktivity v černobylském spadu (aktivita ve střešní krytině je vztažena k datu měření)



Pozn.: Červené sloupce odpovídají hodnotám spadající pod NVA (2 Neveklov a 5 Praha 9). U vzorku č. 9 Samotišky odbrus nebyl proveden.

Obr. 2 Podíl plošné aktivity ^{137}Cs stanovené v odbrusu střešní krytiny a plošné aktivity ve spadu z roku 1986 v kvantilovém grafu pro log-normální rozdělení (aktivita ve střešní krytině je vztažena k datu měření)



Výše uvedené výsledky mají několik problematických míst. Jednak odbrusem nebyla odstraněna všechna povrchová aktivita, dokonce v mnoha případech ani její podstatná část a jednak výška odbrusu nebyla vždy stejná. Další velkou nejistotu do stanovených poměrů vnáší již zmíněná nejistota odhadu plošné aktivity v černobylském spadu získaná pomocí B-spline; spad v ČR byl velmi nehomogenní, a tak odhad plošné aktivity pomocí B-spline v GIS je vzhledem k nízkému počtu reálných dat (800 odběrových míst v ČR, tj. cca 1 bod na 100 km²) značně nespolehlivý.

III. Analýza hloubkové distribuce ¹³⁷Cs v příčném profilu krytiny

Získané výsledky aktivit z odbrusů vedly k důkladnější analýze hloubkové distribuce ¹³⁷Cs ve střešních krytinách. Byly vybrány 4 krytiny a obroušeny i na spodní straně, která nebyla přímo vystavena spadu. Hmotnostní aktivita v odbrusu ze spodní strany oproti odbrusu z vrchní strany klesla 2x až 5x, v jednom případě 2x vzrostla, viz [tabulka 2](#).

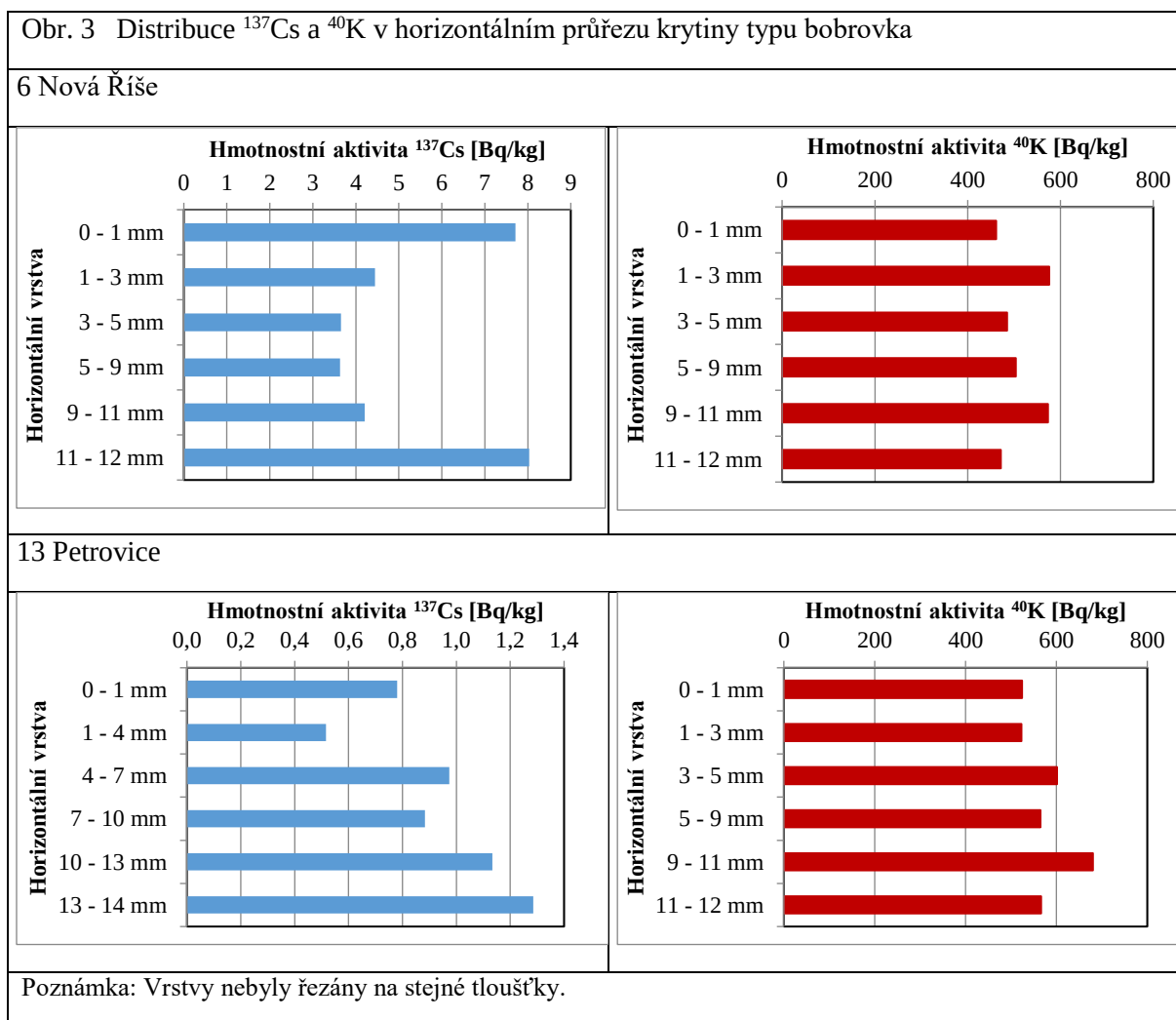
Tabulka 2 Porovnání měření aktivity na přední a zadní straně krytiny

<i>Místo odběru</i>	<i>Druh krytiny</i>		<i>Aktivita ¹³⁷Cs v odbrusu [Bq/kg]</i>	<i>Nejistota aktivity [Bq/kg]</i>	<i>Poměr aktivity odbrusů spodní / vrchní strana</i>
3 Praha 8	pálená hlína	vrchní str.	113	8	0,42
		spodní str.	47	4	
4 Kamenice	pálená hlína	vrchní str.	35	2	1,97
		spodní str.	69	12	
16 Konratice	betonová krytina	vrchní str.	222	18	0,40
		spodní str.	88	5	
18 Počátky	pálená hlína	vrchní str.	277	19	0,18
		spodní str.	50	4	

Dále byly 2 vybrané střešní tašky typu „bobrovka“ (plochá krytina z pálené hlíny) z odběrových míst Nová Říše (č. 6) a Petrovice (č. 13) podrobeny horizontálnímu rozřezání na 6 vrstev. Měření těchto vrstev ukázalo, že ¹³⁷Cs je přítomno v celém profilu střešní tašky (⁴⁰K

samozřejmě také), jak je ilustrováno na [obr. 3](#). Přítomnost aktivity v profilu tašky lze vysvětlit dlouhodobou difuzí aktivity spolu s vlhkostí do celého objemu krytiny. Dokonce na spodní straně byla aktivita vyšší než na vrchní straně, což může být způsobeno tím, že difuzí spolu s vlhkostí pronikala aktivita stále hlouběji a na spodní straně se díky odparu vlhkosti koncentrovala více. Jiným vysvětlením může být, že v době kontaminace se vzdušným prouděním spad dostal v malém množství i pod střešní krytinu, kde se deponoval a v dalším období nebyl již smýván, kdežto z vnějšího povrchu, ačkoliv spad byl daleko vyšší, tak smýváním po dobu 30 let jeho množství kleslo natolik, že aktivita z vnější strany je nižší než ze spodní strany.

Další horizontální řezání tašek po vrstvách nebylo vzhledem k ceně a časové náročnosti prováděno. Zvolená metoda odbroušení vrchní vrstvy krytiny se tedy ukázala jako nevhodná, a proto byly vzorky připraveny opakovaně z nadrcené celé krytiny.



IV. Stanovení hloubkové distribuce ^{137}Cs ve vzorku půdy

K jednomu vzorku střešní krytiny byla stanovena i hloubková distribuce ^{137}Cs v půdě. Jednalo se o vzorek č. 16 Konratice. Celkem bylo odebráno 25 vrstev půdy včetně drnu do celkové hloubky 60 cm. Plocha odebraného vzorku půdy činila cca 0,09 m². Jednotlivé vzorky byly prosety sítem o hrubosti 4 mm. Vzorky byly měřeny v nativním stavu a výsledky byly vztaženy na sušinu. Výsledky jsou uvedeny v [tabulce 3](#) a na [obr. 4](#). Z celkového počtu 25 vzorků byla aktivita ^{137}Cs změřena u 23 z nich, aktivita 2 vzorků (č. 22 a č. 23) byla pod NVA. Je vidět, že většina ^{137}Cs se nachází v horních 15 cm hloubky, zatímco ^{40}K je rovnoměrně zastoupen v celém půdním profilu. Plošná aktivita ^{137}Cs ubývá s hloubkou přibližně exponenciálně. Celková plošná aktivita vrstvy půdy 0-60 cm činila 8 380 Bq/m²; plošná aktivita do hloubky 20 cm byla 6 420 Bq/m² (vztaženo k roku odběru 2017), což představuje 77% celkové aktivity do hloubky 60 cm. Přepočtem k roku 1986 celková plošná aktivita pro vrstvu 0-60 cm činila 16040 Bq/m².

Hodnota spadu v daném místě byla odhadnuta na 16,9 kBq/m²; tj. hodnota je velmi blízká celkové plošné aktivitě vrstvy půdy 0-60 cm vztažené k roku 1986.

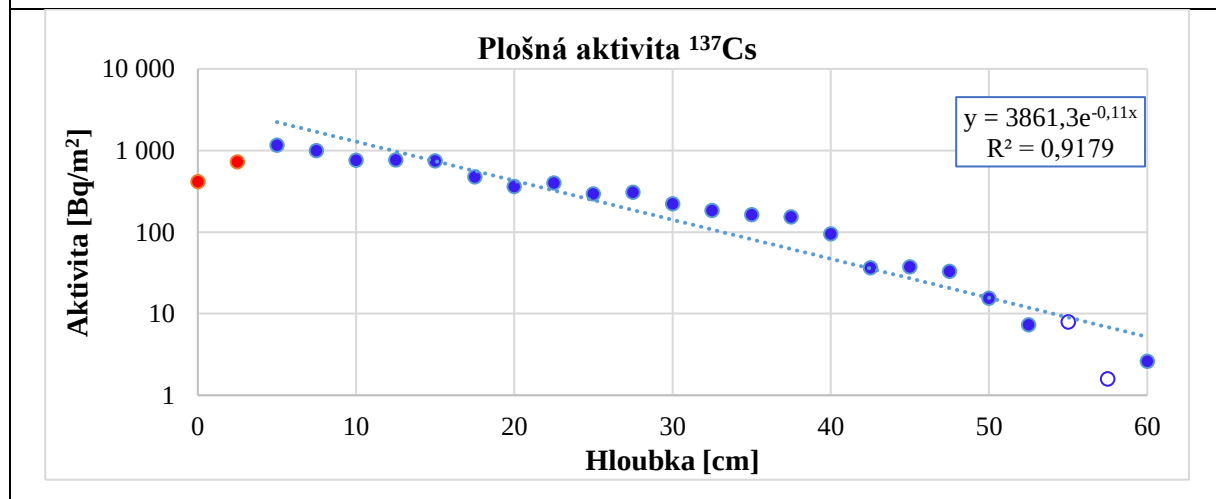
Tabulka 3 Aktivity a statistické charakteristiky souboru půdních vrstev odebraných v lokalitě č. 16 Konratice (aktivita v půdní vrstvě je vztažena k datu odběru)

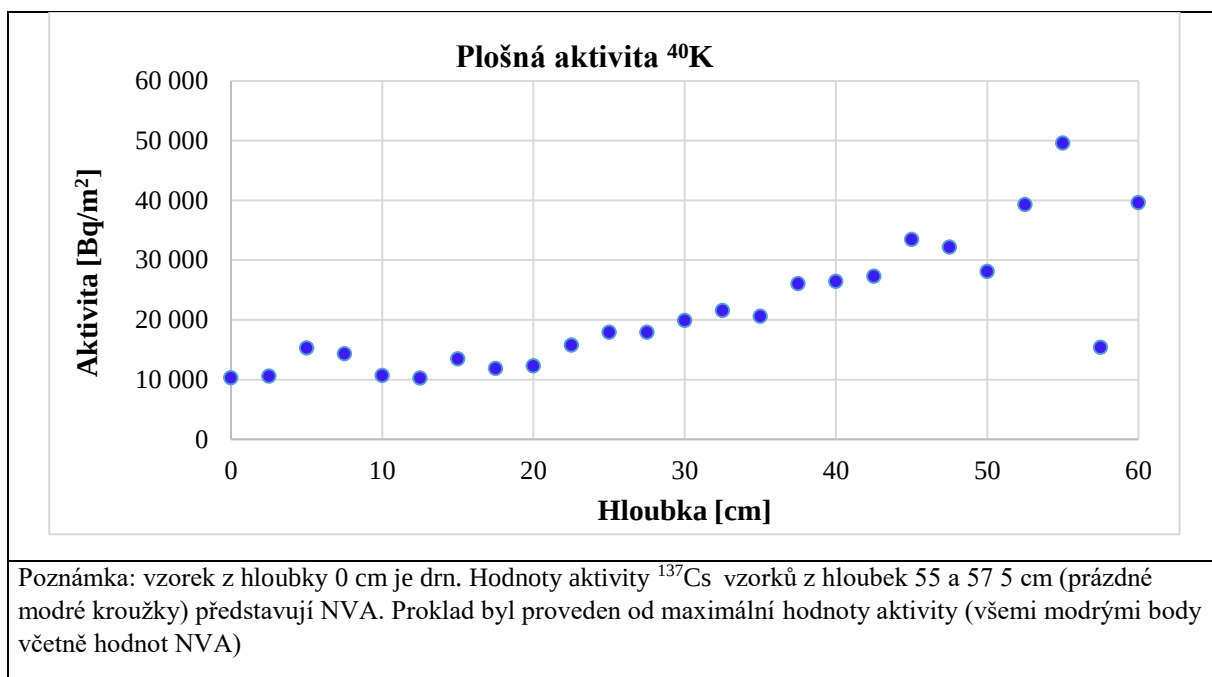
Vrstva	Aktivita ^{137}Cs	Aktivita ^{40}K	Aktivita ^{137}Cs	Aktivita ^{40}K	Kumulativní Aktivita ^{137}Cs	Kumulativní Aktivita ^{40}K
[cm]	Bq / kg	Bq / kg	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²
Drn	22,2	548	417	10 300	417	10 300
0 – 2,5	39,6	576	728	10 600	1 145	20 900
2,5 – 5,0	43,4	571	1163	15 300	2 308	36 200
5,0 – 7,5	42,2	608	994	14 300	3 302	50 500
7,5 - 10	36,7	514	763	10 700	4 065	61 200
10 – 12,5	38,9	520	764	10 200	4 829	71 400
12,5 - 15	29,7	536	746	13 500	5 575	84 900
15 – 17,5	21,4	530	477	11 800	6 052	96 700
17,5 - 20	15,8	535	363	12 300	6 415	109 000
20 – 22,5	15,2	597	400	15 700	6 815	124 700
22,5 – 25	8,7	533	294	17 900	7 109	142 600
25 – 27,5	9,4	546	307	17 900	7 416	160 500
27,5 - 30	6,2	557	222	19 900	7 638	180 400
30 – 32,5	4,6	537	184	21 600	7 822	202 000

Tabulka 3 – pokračování

Vrstva	Aktivita ¹³⁷ Cs	Aktivita ⁴⁰ K	Aktivita ¹³⁷ Cs	Aktivita ⁴⁰ K	Kumulativní Aktivita ¹³⁷ Cs	Kumulativní Aktivita ⁴⁰ K
[cm]	Bq / kg	Bq / kg	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²
32,5 - 35	4,3	548	164	20 600	7 986	222 600
35 – 37,5	3,2	548	153	26 100	8 139	248 700
37,5 - 40	1,9	539	95	26 400	8 234	275 100
40 – 42,5	0,7	531	37	27 300	8 271	302 400
42,5 - 45	0,8	716	37	33 400	8 308	335 800
45 – 47,5	0,7	653	33	32 200	8 341	368 000
47,5 - 50	0,34	618	16	28 000	8 357	396 000
50 – 52,5	0,14	780	7,3	39 300	8 364	435 300
52,5 - 55	0,1	827	7,9	49 600	8 372	484 900
55 – 57,5	0,04	371	1,6	15 400	8 374	500 300
57,5 - 60	0,06	846	2,6	39 600	8 376	539 900
Počet dat	25	25	25	25		
z toho aktivita	23	25	23	25		
z toho MVA	2	0	2	0		
Aritmetický průměr	13,9	587	335	21 600		
Výběr. sm. odch.	15,3	104	335	10 500		
Výběr. sm. odch. (%)	111	18	100	48,4		
Geometrický průměr	3,66	579	122	19 380		
Medián	6,2	548	222	17 900		
Minimum	0,04	371	1,6	10 200		
Maximum	43,4	846	1 160	49 600		
Max / Min	1126	2	728	5		

Obr. 4 Hloubková distribuce ¹³⁷Cs a ⁴⁰K ve vzorku půdy z lokality č. 16 Konratice





Aktivita v odbrusu byla měřena ve 2 střešních taškách s výsledkem 128 Bq/m^2 (Konratice východ) a $53,1 \text{ Bq/m}^2$ (Konratice jih) s průměrem 91 Bq/m^2 k datu měření; tj. současná aktivita ve střešní krytině činila 1,1 % současné aktivity v půdě. Průměrná aktivity v drcené střešní krytině (Konratice jih a sever) byla $37,2 \text{ Bq/m}^2$ ke dni odběru (viz kapitola 5), tj. 0,44 % současné aktivity v půdě.

V. Stanovení ^{137}Cs v drcené střešní krytině

V návaznosti na výsledky v první fázi studie bylo v roce 2018 přikročeno k analýze střešních krytin po mechanické úpravě drcením. Takto bylo analyzováno celkem 28 vybraných vzorků střešní krytiny, ve kterých byla stanovena aktivita ^{137}Cs a ^{40}K : 19 vzorků tašek z pálené hlíny, 7 vzorků betonových tašek a 2 vzorky eternitové krytiny. Vzorky krytiny byly drceny na velikost zrn do 0,5 cm a analyzovány spektrometrií gama ve standardní geometrii 200 ml masťovky v poloze na detektoru. Vzorky eternitové krytiny byl upraveny na střepy o hraně cca 2 cm.

Při stanovení plošné aktivity nebyl brán v úvahu sklon střechy, tj. jedná se o aktivitu v Bq/m^2 střešní krytiny. Za předpokladu sklonu střechy 45° je průmět plochy střešní tašky do vodorovné roviny 0,71 plochy krytiny.

Poznámka: díky poločasu přeměny ^{137}Cs 30 let a časové odlehlosti data měření střešní krytiny a černobylské havárie cca 32 let je aktivita ^{137}Cs ve střešních krytinách vztažená k červnu 1986 zhruba 2x vyšší, než pokud je vztažena k danu měření střešní krytiny (roky 2017-2019).

Hmotnostní aktivita ve vzorcích byla korigována na hustotu v programu EFFTRAN. Složení jednotlivých materiálů bylo odhadnuto z dostupných dat; složení eternitové krytiny bylo odhadnuto jako 90 % portlandského cementu a 10 % azbestu. Údaje o složení střešních krytin pro výpočet korekcí v EFFTRAN jsou uvedeny v [tabulce 4](#).

Tabulka 4 Údaje o složení střešních krytin pro výpočet korekcí v programu EFFTRAN

Pálená taška			Betonová taška			Eternitová krytina		
No.	Compound (i.e., H ₂ SO ₄ , NaCl)	Fraction by weight [%]	No.	Compound (i.e., H ₂ SO ₄ , NaCl)	Fraction by weight [%]	No.	Compound (i.e., H ₂ SO ₄ , NaCl)	Fraction by weight [%]
1	SiO ₂	61.00%	1	SiO ₂	45.17%	1	SiO ₂	20.25%
2	Al ₂ O ₃	16.00%	2	Al ₂ O ₃	9.86%	2	Al ₂ O ₃	4.50%
3	Fe ₂ O ₃	7.00%	3	Fe ₂ O ₃	5.40%	3	Fe ₂ O ₃	3.15%
4	CaO	8.00%	4	CaO	20.92%	4	CaO	57.60%
5	MgO	3.00%	5	MgO	3.39%	5	MgO	3.60%
6	SO ₃	0.30%	6	SO ₃	1.21%	6	Na ₂ Fe ₅ Si ₈ O ₂₂	10.00%
7	K ₂ O	1.50%	7	K ₂ O	1.47%	7		
8	Na ₂ O	2.40%	8	Na ₂ O	1.36%	8		
9			9			9		
10			10			10		
Density [g/ccm]		1.800	Density [g/ccm]		2.300	Density [g/ccm]		1.700

Aktivita ^{137}Cs a ^{40}K ve vzorcích střešní krytiny a statistické charakteristiky (měření drtě) jsou uvedeny v [tabulce 5](#). Hodnoty plošných aktivit ^{137}Cs a ^{40}K ve všech měřených vzorcích krytin se pohybovaly v rozmezí 2,1 – 269 Bq/m². resp. 121 – 9580 Bq/m².

Shrnutí statistických charakteristik stanovení aktivity v drcených střešních krytinách samostatně pro krytinu z pálené hlíny a betonovou krytinu je uvedeno v [tabulce 6](#).

Výsledky jsou ilustrovány i na [obr. 5](#) pro všechny vzorky a samostatně pro vzorky z pálené hlíny a betonu. Na [obr. 6](#) jsou uvedeny odpovídající kvantilové grafy pro log-normální rozdělení.

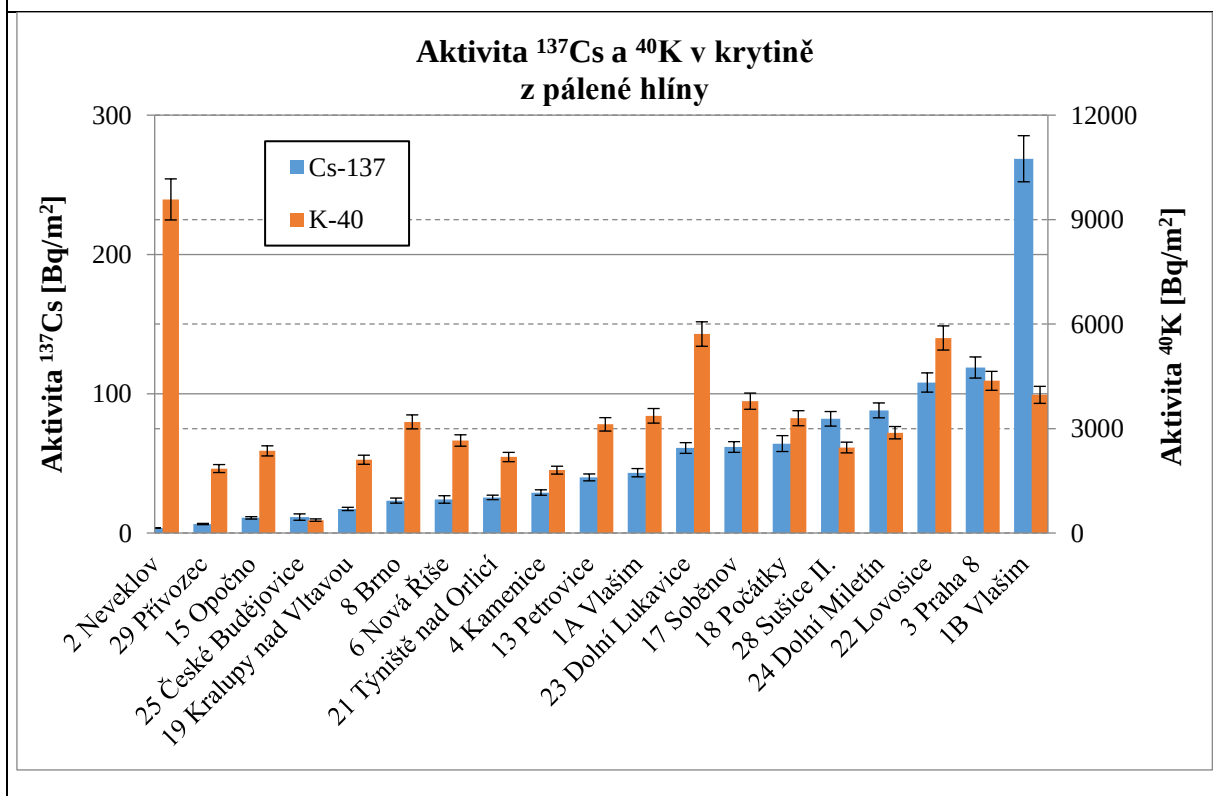
Tabulka 5 Aktivita ^{137}Cs a ve střešní krytině (vztažená k době měření a přepočtená k roku 1986) a statistické charakteristiky celého souboru dat bez rozlišení druhu krytiny (měření drtě)

	Místo odběru	Druh krytiny	Aktivita ^{137}Cs ve spadu v 1986	Aktivita ^{137}Cs v drti	Nejistota aktivity v drti	Aktivita ^{137}Cs v drti k roku 1986	Podíl ze spadu 1986
			Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²	%
1	1A Vlašim	pálená hlína	31 000	43,3	3	87	0,28
2	1B Vlašim	pálená hlína	31 000	269	16,6	540	1,74
3	2 Neveklov	pálená hlína	5 300	3,7	NVA	7,3	0,14
4	3 Praha 8	pálená hlína	7 060	119	7,6	239	3,39
5	4 Kamenice	pálená hlína	8 150	29,1	2	58,5	0,72
6	6 Nová Říše	pálená hlína	3 040	24,1	2,7	48,6	1,60
7	8 Brno	pálená hlína	1 710	25,6	1,8	47,8	2,97
8	10 Býčkovice	beton	1 800	23,3	1,8	34,5	2,79
9	11 Starý Týn	beton	4 010	2,1	0,5	4,3	0,11
10	12 Domašín	beton	1 770	16,8	1,3	52,5	1,92
11	13 Petrovice	pálená hlína	487	39,9	2,5	82,1	16,9
12	15 Opočno	pálená hlína	482	10,9	0,8	22,4	4,65
13	16 J. Konratice	beton	16 900	49,5	3	51,1	0,60
14	16 V. Konratice	beton	16 900	24,8	1,6	102	0,30
15	17 Soběnov	pálená hlína	11 400	61,8	3,8	127	1,11
16	18 Počátky	pálená hlína	918	64,2	5,7	132	14,4
17	19 Kralupy nad Vltavou	pálená hlína	1 100	17,3	1,2	35,6	3,24
18	20 Líštiny	beton	527	2,9	0,7	5,9	1,12
19	21 Týniště nad Orlicí	pálená hlína	477	25,6	1,6	52,6	11,0
20	22 Lovosice	pálená hlína	1 340	108	6,9	224	16,7
21	23 Dolní Lukavice	pálená hlína	3 220	61	3,9	126	3,92
22	24 Dolní Miletín	pálená hlína	1 710	88	5,3	184	10,7
23	25 České Budějovice	pálená hlína	315	11,4	2,3	23,9	7,59
24	26 Lhota č.p. 3	beton	9 360	5,9	0,9	12,3	0,13
25	27 Vlachnovice	eternit	8 180	10,7	0,8	22,7	0,28
26	28 Sušice II.	pálená hlína	1 930	82	5,2	175	9,07
27	29 Přívozec	pálená hlína	2 030	6,5	0,5	13,7	0,68
28	30 Řasnice	eternit	-	30,5	2,9	67	-

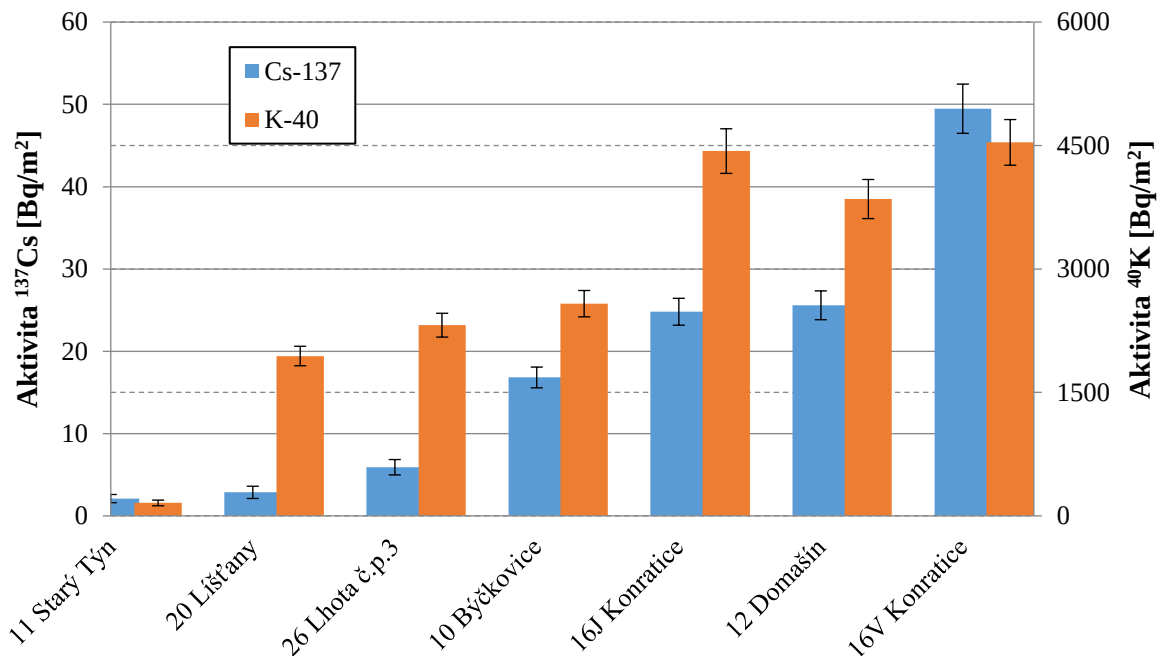
Tabulka 5 - pokračování

	Místo odběru	Druh krytiny	Aktivita ^{137}Cs ve spadu v 1986	Aktivita ^{137}Cs v drti	Nejistota aktivity v drti	Aktivita ^{137}Cs v drti k roku 1986	Podíl ze spadu 1986
			Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²	%
	Počet dat		27	28		28	27
	s aktivitou		27	27		27	26
	pod NVA		0	1		1	1
	Aritmetický průměr		6 375	45		92	4,4
	Výběr. sm. odch.		8 516	54		110	5,3
	Výběr. sm. odch. (%)		134	121		119	120
	Geometrický průměr		2 884	25		52	1,8
	Medián		2 030	26		53	1,9
	Min		315	2		4	0,11
	Max		31 000	269		540	16,9
	Max / Min		98	128		126	157

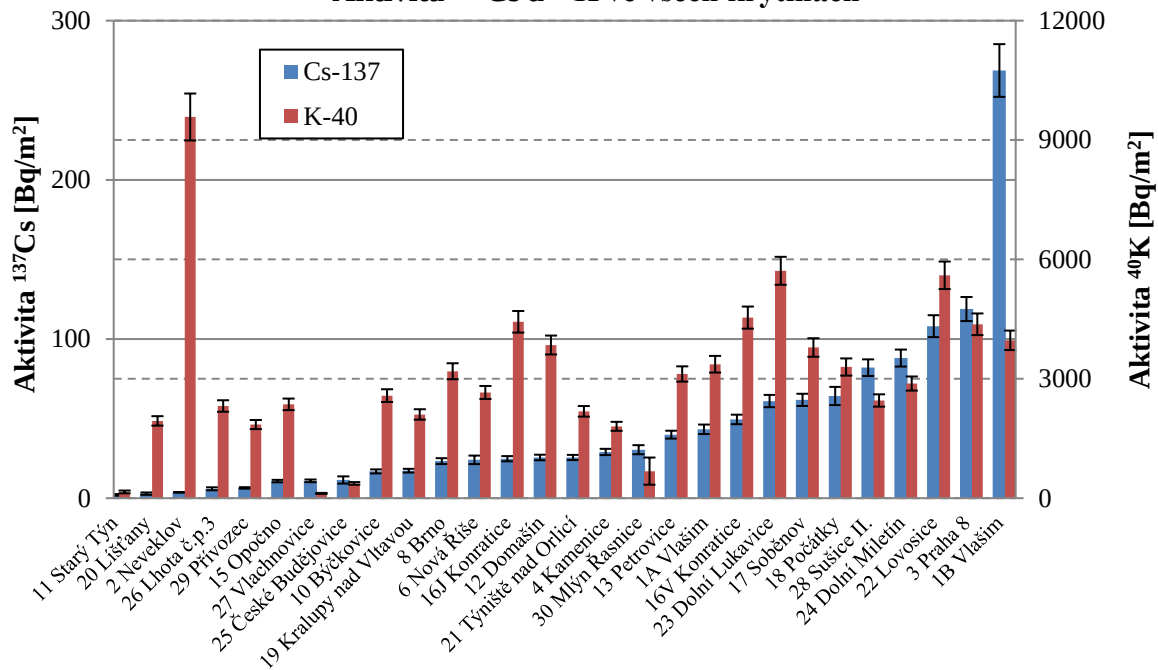
Obr. 5 Aktivita ^{137}Cs a ^{40}K ve střešní krytině z pálené hlíny, betonu a ve všech taškách



Aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v krytině z betonu



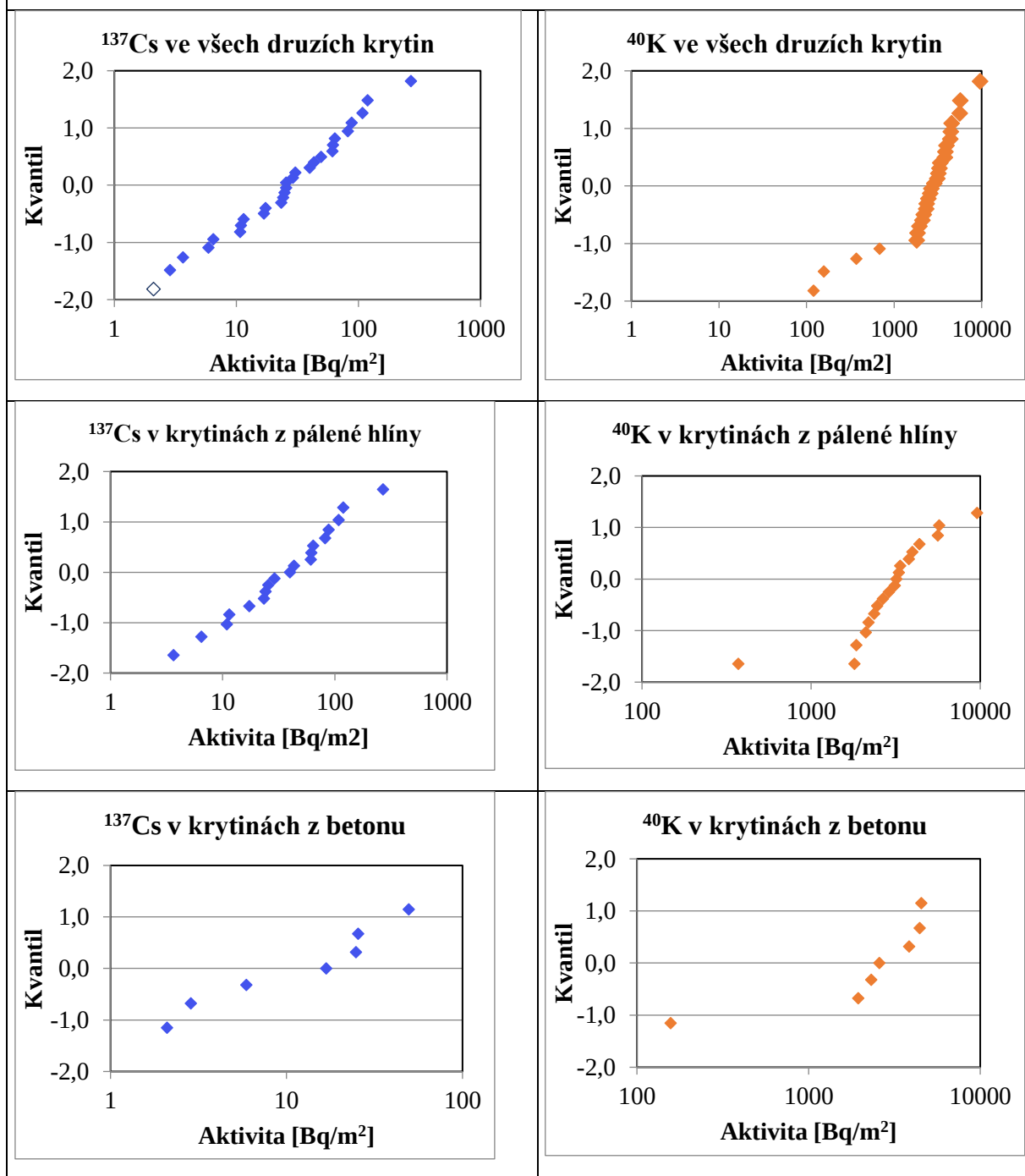
Aktivita ^{137}Cs a ^{40}K ve všech krytinách



Tabulka 6 Statistické charakteristiky aktivity ^{137}Cs ve střešní krytině z pálené hlíny a betonu (měření drtě); jednotlivé hodnoty – viz [tabulka 5](#)

Místo odběru	Aktivita ^{137}Cs ve spadu v 1986	Aktivita ^{137}Cs v drti	Aktivita ^{137}Cs v drti k roku 1986	Podíl ze spadu 1986
	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²	%
Pálená hlína				
Počet dat	19	19	19	19
s aktivitou	19	19	19	19
pod NVA		0	0	0
Aritmetický průměr	5 930	57	117	6
Výběr. sm. odch.	9 328	62	125	6
Výběr. sm. odch. (%)	157	107	106	97
Geometrický průměr	2 408	35	72	3
Medián	1 930	40	82	3
Min	315	4	7	0
Max	31 000	269	540	17
Max / Min	98	73	74	122
Beton				
Počet dat	7	7	7	7
s aktivitou	7	7	7	7
pod NVA		0	0	0
Aritmetický průměr	7 324	18	38	1,0
Výběr. sm. odch.	7 142	17	35	1,0
Výběr. sm. odch. (%)	98	94	93	103
Geometrický průměr	4 054	11	23	0,6
Medián	4 010	17	35	0,6
Min	527	2	4	0,1
Max	16 900	50	102	2,8
Max / Min	32	24	24	26

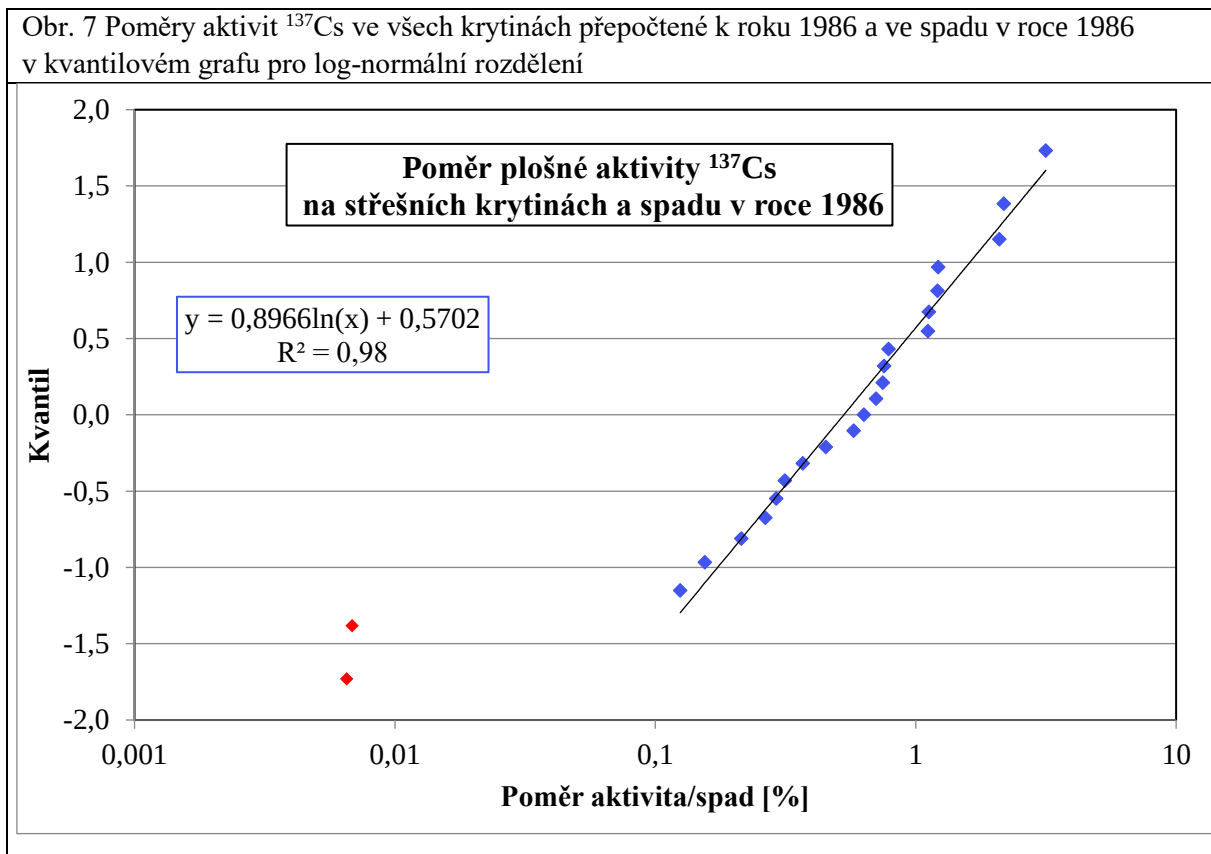
Obr. 6 Kvantilové grafy pro log-normální rozdělení plošných aktivit ^{137}Cs a ^{40}K ve vzorcích střešních krytin



Pro odhad velikosti záchytu ^{137}Cs ze spadu na střešních krytinách byly výsledky měření drcených vzorků krytin přepočteny k datu odběru vzorků černobylského spadu (červen 1986) a porovnány s hodnotami spadu v lokalitě odběru střešní krytiny odhadnutému pomocí metody B-spline. Poměr aktivit se pohybuje v rozsahu od 0,11 do 16,9 % s aritmetickým

průměrem 4,4 % a výběr. sm. odchylkou 5,2 % (což činí z AP 118 %). Velký rozptyl podílů je zřejmě způsoben velkou nepřesností metody B-spine díky malému počtu vstupních dat.

Na obr. 7 jsou uvedeny poměry aktivit ^{137}Cs ve všech krytinách přepočtené k roku 1986 a ve spadu v roce 1986 a ve spadu v roce 1986 v kvantilovém grafu pro log-normální rozdělení.



VI. Závěr

Cílem studie bylo zjistit, zda ještě v současné době zůstává černobylská kontaminace ^{137}Cs na površích a pokud ano, tak odhadnout její velikost. Ke studiu byly zvoleny střešní krytiny. V rámci studie bylo analyzováno několik desítek střešních krytin převážně z pálené hlíny a betonu.

Analyzována byla jednak drť z celých střešních krytin a jednak odbroušená povrchová vrstva; u 2 střešních krytin byla provedena analýza i hloubkové distribuce ^{137}Cs .

Pro porovnání s velikostí černobylského spadu byly použity aktivity spadu v lokalitě odběru střešní krytiny odhadnuté pomocí metody B-spline ze skutečně naměřených hodnot

spadu v červnu 1986. Poznámka: spad z havarované JE Černobyl byl nehomogenní, v maximu dosahoval 100 kBq/m², průměrná hodnota činila 2,2 kBq/m² (geometrický průměr, GSD=3,4), resp. 4,6 kBq/m² (aritmetický průměr).

Hlavní zjištění jsou následující

Kontaminace ¹³⁷Cs byla zjištěna v celém profilu střešní krytiny a neubývala směrem z vnější strany k vnitřní exponenciálně; na vnitřní straně byla poměrně vysoká. Přítomnost aktivity v celém profilu střešní krytiny lze vysvětlit dlouhodobou difuzí aktivity spolu s vlhkostí do celého objemu krytiny. Poměrně vysoká aktivita na spodní straně může být způsobena tím, že difuzí spolu s vlhkostí pronikala aktivita stále hlouběji a na spodní straně se díky odparu vlhkosti koncentrovala více. Jiným vysvětlením může být, že v době kontaminace se vzdušným prouděním spad dostal v malém množství i pod střešní krytinu, kde se deponoval a v dalším období nebyl již smýván, kdežto z vnějšího povrchu, ačkoliv byl spad na něm daleko vyšší, smýváním po dobu 30 let jeho množství kleslo natolik, že aktivita z vnější strany je nižší než z vnitřní.

V jednom odběrovém místě byla měřena i hloubková distribuce aktivity v půdě až do hloubky 60 cm. Celková plošná aktivita vrstvy půdy 0-60 cm činila 8 380 Bq/m²; plošná aktivita do hloubky 20 cm byla 6 420 Bq/m² (vztaženo k roku odběru 2017), což představuje 77% celkové aktivity do hloubky 60 cm. Přepočtem k roku 1986 činila aktivita pro vrstvu 0-60 cm 16 040 Bq/m² a byla v dobrém souhlasu s aktivitou 16,9 kBq/m² odhadnutou pro dané místo pomocí metody B-spline. Aktivita s hloubkou klesala od vrstvy (2,5-5,0) cm přibližně exponenciálně.

Hodnoty plošných aktivit ¹³⁷Cs a ⁴⁰K ve střešní krytině (stanovené v drti z celé střešní krytiny) se pohybovaly v rozmezí 2,1 – 269 Bq/m² pro ¹³⁷Cs a 121 – 9580 Bq/m² pro ⁴⁰K. Při stanovení plošné aktivity nebyl brán v úvahu sklon střechy, tj. jedná se o aktivitu v Bq/m² střešní krytiny. Přepočtem aktivity ¹³⁷Cs ve střešní krytině k roku 1986 byly hodnoty cca 2x vyšší; tj. interval hodnot byl 4 – 540 Bq/m². Aritmetický průměr aktivity ¹³⁷Cs (přepočtený k roku 1986) byl 92 Bq/m² a geometrický průměr 52 Bq/m². Rozdělení plošných aktivit ve střešní krytině bylo přibližně log-normální.

Aritmetický průměr plošné aktivity střešní krytiny z pálené hlíny (19 hodnot) činil 57 Bq/m² a plošné aktivity střešní krytiny z betonu (7 hodnot) 18 Bq/m².

Pro každé odběrové místo byla také z reálných aktivit ve spadu po havárii JE Černobyl pomocí metody B-spline odhadnuta aktivita spadu v roce 1986 a stanoven poměr aktivity ve

střešní krytině (přepočtené k roku 1986) a ve spadu. Poměr aktivit se pohybuje v rozsahu od 0,11 do 16,9 % s aritmetickým průměrem 4,4 %. Rozdělení poměrů bylo přibližně log-normální.

Z analýzy vyplývá, že i 30 let po havárii JE v Černobylu zůstává část aktivity ve střešní krytině.

VII. Zdroje

- Složení střešní krytiny z pálené hlíny odhadnuto z [chemicalcorrosionphenomena1997cerint.pdf](#).
- Složení střešní krytiny z betonu jako průměr hodnot betonových standardů z [DP_XFR-analyza-betonu.pdf](#).
- Hustoty výše uvedených materiálů jsou převzaty z: [Objemové_hmotnosti_vybraných_materiálů.pdf](#).
- Složení cementu převzato z Wikipedie hustota eternitu z The Complete Technology Book on Minerals & Mineral Processing str. 393.



Zpráva č. 33/2020

**Pilotní průzkum hloubkové distribuce ^{137}Cs v půdě
přetrvávající v ČR v důsledku testů jaderných zbraní a
havárie JE v Černobylu.**

**(Závěrečná zpráva za kapitulu 3, část II. projektu MV:
„Strategie řízení nápravy území po radiální havárii
s identifikačním kódem VH 20172020015“)**

Autoři:

zpracovala - Irena Češpírová

odběry vzorků - pracovníci mobilní skupiny a ENKI

měření vzorků - pracovníci spektrometrické laboratoře

Praha, 21.09.2020

Výtisk č. 1

Obsah

I. Úvod.....	3
II. Měření ve světě	4
II.1. Evropská část Ruska.....	4
II.2. Bulharsko	5
II.3. Polsko	7
II.4. Německo.....	8
II.5. Rakousko	9
III. Česká republika.....	11
III.1. Šumava	13
III.2. Jeseníky	16
III.3. Ostatní lokality	17
III.4. Odběry rašeliny	18
IV. Diskuse výsledků měření	21
V. Závěr.....	23
VI. Literatura a odkazy.....	24

I. Úvod

Nejdůležitějším úkolem po havárii na jaderné elektrárně v pozdní fázi je návrat území zasaženého havárií do normálního využívání. K tomu je zapotřebí znalost dávkových příkonů resp. plošných aktivit přetrvávajících radionuklidů (^{137}Cs) na zasaženém území. Příspěvek ^{137}Cs k celkovému dávkovému příkonu se s časem mění nejen vlivem jeho rozpadu (s poločasem 30,08 roku), ale i se změnou jeho hloubkové distribuce v půdě, do které se vlivem fyzikálních a chemických procesů postupně dostalo. Ze studovaných materiálů vyplývá, že distribuci radionuklidů v půdě ovlivňuje mnoho parametrů. Jedná se zejména o pH půdy, přítomnost organického materiálu, typ a účel využití půdy a další fyzikální vlastnosti půdy (pórovitost, propustnost, difuze, transpirace, infiltrace, atd.). Je tedy potřeba znát, jak se hloubková distribuce ^{137}Cs s časem a typem půdy v ČR mění.

V případě neobdělávané půdy je dle literatury většina radionuklidů koncentrovaná ve svrchní vrstvě do 5 cm. U zemědělských půd je přítomnost radionuklidů rozložena prakticky homogenně v celé obdělávané vrstvě.

Podle výsledků mnoha autorů zůstává dlouhodobě nejméně 80% aktivity ^{137}Cs v horních 15 cm půdy. Vertikální distribuce ^{137}Cs je malá, důvodem je fixace cesia v krystalové mřížce jílových minerálů. Díky tomu se cesium nevyluhuje do hlubších vrstev půdy a transfer do rostlin je taktéž omezený. Naopak ve struktuře organického materiálu lesních půd není cesium vázáno, a proto zde dochází k větší horizontální migraci a transferu kořenovým systémem do rostlin.

V rámci výzkum „Náprava“ byla sledována hloubková distribuce ^{137}Cs v povrchových vrstvách půdy (0 - 25 cm) přetrvávající v ČR v důsledku zkoušek jaderných zbraní z 50. - 70. let 20. století a jako důsledek havárie jaderné elektrárny v Černobyli v r. 1986. Vzorky byly ve vybraných lokalitách odebrány opakovaně od roku 2016, v případě dostupnosti starších dat jsou zde uváděna i tato. Opakované odběry byly prováděny na vybraných lokalitách, aby byla zajištěna reprodukovatelnost výsledků.

Pro porovnání jsou v úvodní kapitole přidány i poznatky o hloubkové distribuci ^{137}Cs v evropských zemích, přičemž byly vybrány takové oblasti, které byly spadem po havárii v Černobyli zasaženy nejvíce (Obr. 1). Běžný způsob vyjádření distribuce Cs v půdě je hmotnostní aktivita ve vrstvách, což je ovšem nejednoznačné, neb hmotnosti půdy se v různých vrstvách mohou měnit, v literatuře z Německa jsou uváděny plošná aktivity Cs v jednotlivých vrstvách půdy. Tento přístup je preferován i v ČR a v této práci.

II. Měření ve světě



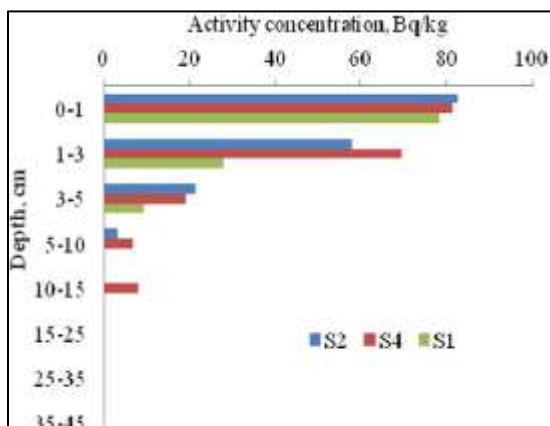
Obr. 1.1: Rozložení aktivit ^{137}Cs v půdě v Evropě (UNSCEAR, 2000)

II.1. Evropská část Ruska

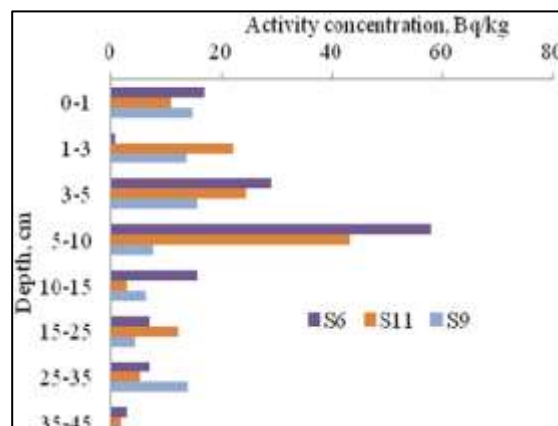
Podle (Buraeva et al., 2015) byl odběr vzorků různých typů neobdělávaných půd realizován na několika místech na jihu evropské části Ruska. Spektrometrické měření in-situ ukázalo, že aktivita ^{137}Cs se může mezi jednotlivými typy půd lišit až 5x. Naměřená aktivita na jednotlivých lokalitách byla v průměru 1-18 kBq/m² a nepřesahovala 33 kBq/m².

Vzorky půd byly odebírány do hloubky 30-150 cm. Na základě laboratorního měření obsahu ^{137}Cs byly definovány dva typy profilů:

- maximum ve vrchní vrstvě půdy a s hloubkou klesá (Obr. 2) (difuzní typ distribuce ^{137}Cs)
- maximum v nižších vrstvách, i v hloubce více než 35 cm, maxima ve vrstvě přibližně 10-15 cm (Obr. 3) (perkolativní typ distribuce ^{137}Cs)



Obr. 1.2: Vertikální (difuzní) distribuce ^{137}Cs (alkalická jílovitá (kaštanová) půda na sprašové hlíně)



Obr. 1.3: Vertikální (perkolativní) distribuce ^{137}Cs (jílovitá půda - kaštanozem s obsahem sádrovce na spraších, říční sedimenty)

Poznámka k obrázkům: Kaštanová půda: podobná jako černozem, ale menší obsah humusu a větší obsah alkalických solí (vysoké pH – zásadité); na obrázcích jsou hmotnostní aktivity ^{137}Cs .

Průměrná hodnota aktivity ^{137}Cs stanovena laboratorním měřením pro vrstvu 0-15 cm byla 20 Bq/kg. Měření bylo prováděno opakovaně v letech 2000-2013. Za tuto dobu se obsah ^{137}Cs v půdě snížil 1,5-2x.

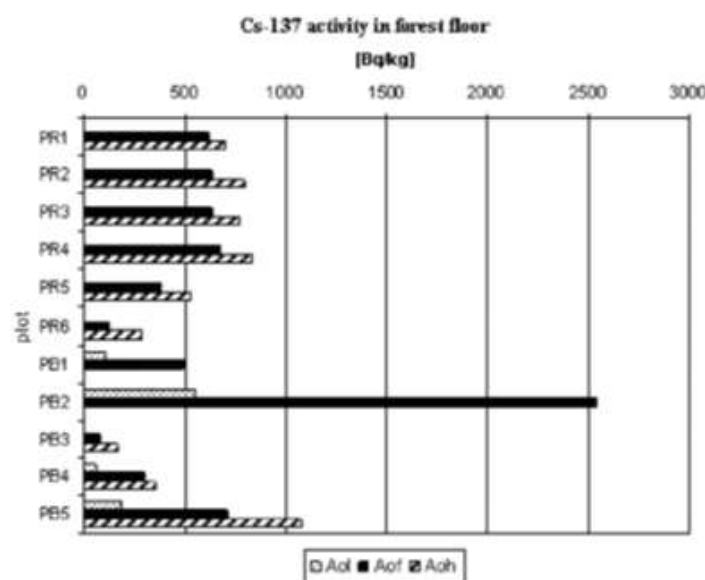
Bylo zjištěno, že přítomnost ^{137}Cs vzrůstá v půdách s větším obsahem humusu a klesá se snižujícím se pH půdy. Migrace radionuklidů v půdě závisí na typu půdy, difuzi jednotlivých radionuklidů, proudění, transpiraci (výpar), infiltraci (vsakování), kolmataci (zmenšování pórovitosti a propustnosti hornin) a také na klimatických poměrech v oblasti.

II.2. Bulharsko

Průzkum byl prováděn v oblasti pohoří Rila a Centrálního Balkánu (Zhiyanski et al., 2008). V oblasti Rila v nadmořské výšce 1450 – 1700 m.n.m. bylo měřeno na 6 bodech (4 v rezervaci a 2 na obdělávané půdě). Pokryv zde tvoří kambrozemě (zvětralá půda s obsahem humusu) na granitovém podloží. Laboratorním měřením byla stanovena objemová aktivita ^{137}Cs v rozmezí 290 – 850 Bq/kg a plošná aktivita v prosáté půdě (velikost frakce méně než 1 mm) v rozmezí 0,6 – 6 Bq/m². Nejvíce kontaminovaná byla vrstva 0-5 cm.

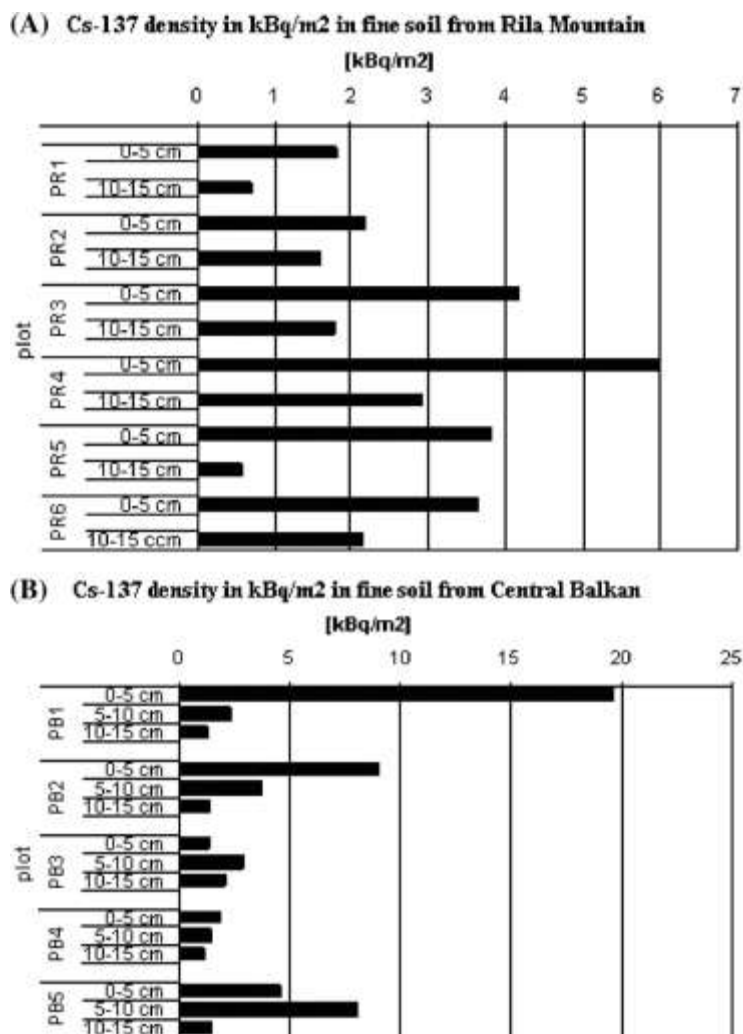
V oblasti Centrálního Balkánu v nadmořské výšce 1050 – 1500 m.n.m. bylo měřeno na 5 bodech. Geologické podloží zde tvoří břidlice s překryvem kambrozemí. Laboratorním

měřením byla stanovena objemová aktivita ^{137}Cs v rozmezí 85 – 2543 Bq/kg a plošná aktivita v prosáté půdě (velikost frakce méně než 1 mm) v rozmezí 1,2 – 19,6 Bq/m². Nejvyšší koncentrace byly naměřeny převážně ve svrchní vrstvě 0-5 cm, ovšem v několika případech byla maxima naměřena ve vrstvě 5-10 cm.



Obr. 1.4: Aktivita ^{137}Cs v půdních profilech zalesněné oblasti (*Aol*, *Aof*, *Aoh* – organické horizonty (*L* – horizont opadanky (opad ze stromů); *F* – fermentační horizont (částečně rozložené organické zbytky); *H* – humifikační horizont (organické zbytky v silném stupni rozkladu))

V případě obou oblastí lze říci, že koncentrace ^{137}Cs závisí na typu vegetace a obsahu humusu v půdě. V půdních horizontech s vyšším obsahem organických zbytků byly naměřeny vyšší hodnoty ^{137}Cs .

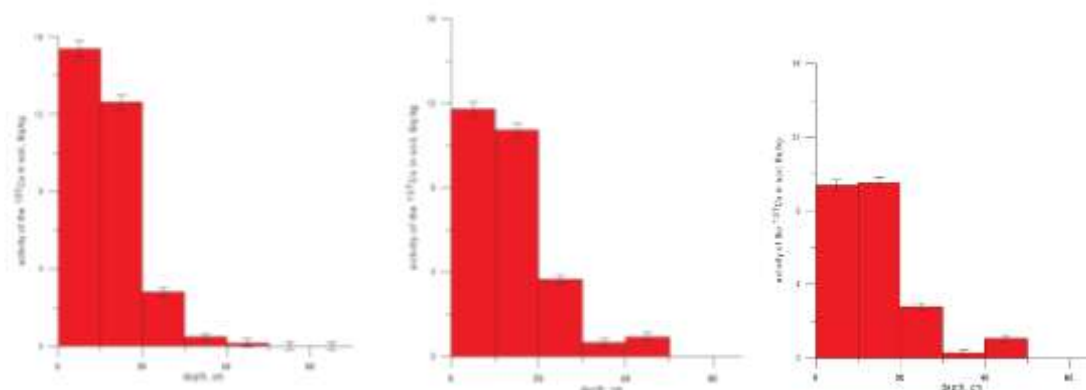


Obr. 1.5: Vertikální distribuce ¹³⁷Cs ve zkoumaných lokalitách
(PR4 a PB1 – drn z horských luk; PB3 a PB4 – velký obsah jílu)

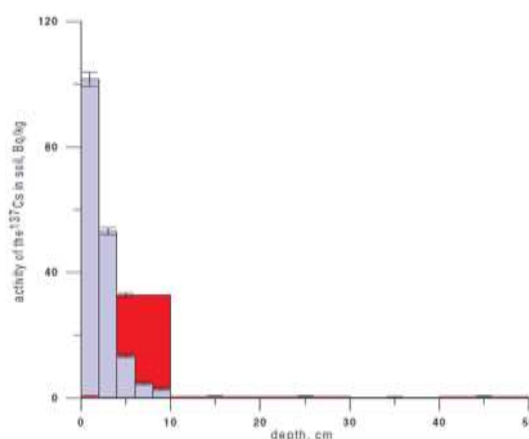
II.3. Polsko

Dle (Bluszczyk et al., 2003) byly odebrány 3 vzorky na obdělávané půdě a 1 vzorek na neobdělávané půdě v jižní části Polska. Obě lokality leží na spraších. Vzorky byly odebrány jádrovým vrtákem o průměru 120 mm do hloubky 50 cm resp. 70 cm. Každé jádro bylo rozděleno po 10 cm. Na lokalitách bylo měřeno jak pH půdy, tak obsah organického materiálu.

Vzorky byly zpracovány laboratorně. Naměřené hodnoty objemové aktivity ¹³⁷Cs se v případě obdělávané půdy pohybovaly v intervalu 0-15,37 Bq/kg, v případě neobdělávané půdy v intervalu 0-101,61 Bq/kg.



Obr. 1.6: Vertikální rozložení ^{137}Cs v obdělávané půdě. Radionuklid je zastoupen až do hloubky zhruba 50 cm, i když ve vrstvách hlubších než 20 cm se jeho přítomnost snižuje. Osa *x*: hloubka [cm]; osa *y*: hmotnostní aktivita [Bq/kg]

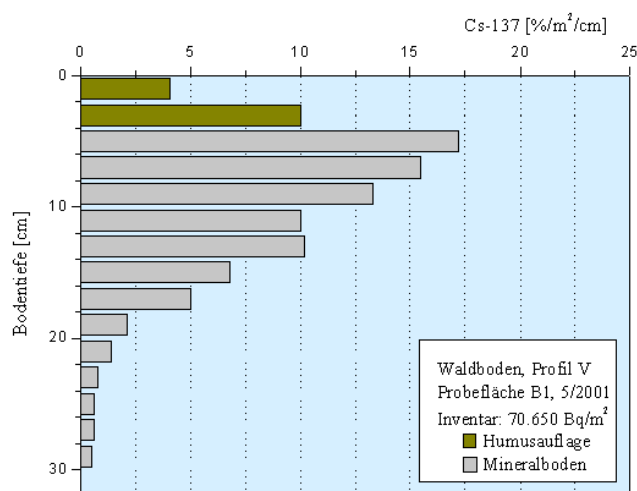


Obr. 1.7: Porovnání vertikálního rozložení ^{137}Cs v obdělávané (červená) a neobdělávané půdě (fialová). V neobdělávané půdě je ^{137}Cs rozloženo zejména v nejsvrchnějších vrstvách a s hloubkou rapidně ubývá. Osa *x*: hloubka [cm]; osa *y*: hmotnostní aktivita [Bq/kg]

II.4. Německo

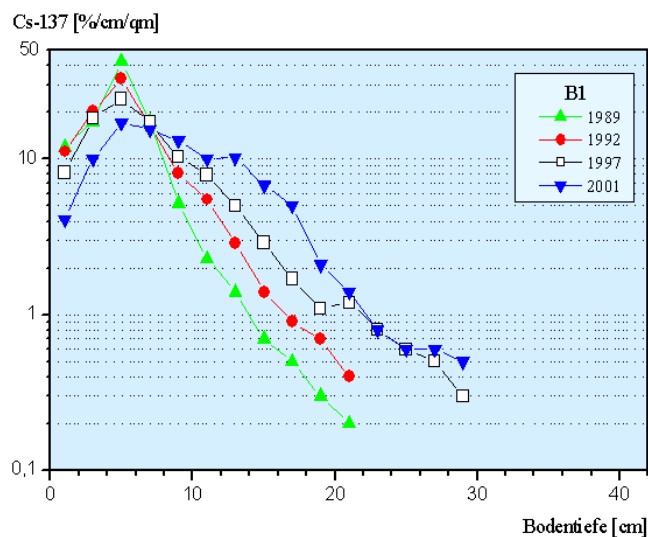
Oblast regionu Bodenmais (Dolní Bavorsko) dle (<https://www.umweltanalysen.com/boden/caesium-137-bodenbelastung-und-vertikale-migration/>) byla nejvíce zasažena černobylským spadem. Vzorky zde byly odebírány na referenční ploše 100x100 m od roku 1989. Vrstva humusu se pohybuje v rozmezí 2-8 cm. Horizonty Aol, Aof a Aoh jsou dobře rozlišitelné. Vertikální distribuce ^{137}Cs v této oblasti ukazuje obr. 8. Je patrné, že distribuce ^{137}Cs je ve vrstvě humusu opačná než v hlubších vrstvách profilu, tvořených zejména jílovými minerály.

Střední hodnota aktivity ^{137}Cs zde byla stanovena na 51 800 Bq/m², měřené vzorky vykazovaly aktivitu od 12 090 do 146 480 Bq/m².



Obr. 1.8: Vertikální distribuce ^{137}Cs v půdě na lokalitě Bodenmais. (Osa x: plošná aktivita ^{137}Cs ; osa y: hloubka)

Na lokalitě jsou vzorky půdy odebrány pravidelně od roku 1989. Jak se distribuce ^{137}Cs mění v čase, ukazuje obr. 9.

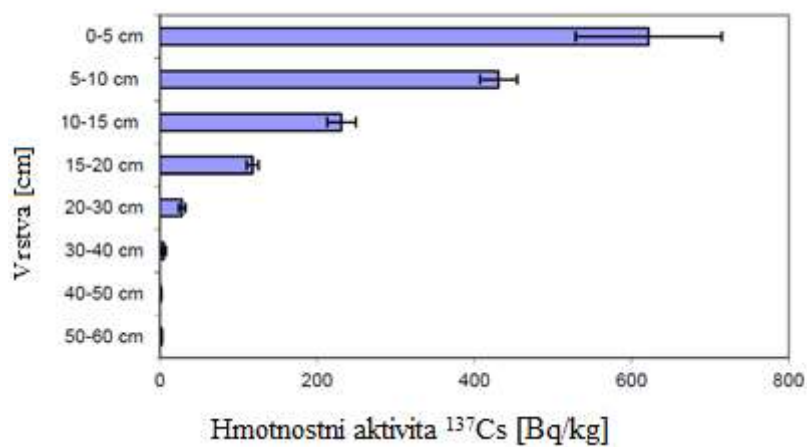


Obr. 1.9: Hloubková distribuce ^{137}Cs v čase (Osa x: hloubka; osa y: aktivita ^{137}Cs)

II.5. Rakousko

30 let po havárii v Černobylu byl na vybraných lokalitách v Rakousku a Německu proveden detailní průzkum kontaminace radioaktivními látkami (Damberger et al, 2015). Vedle měření

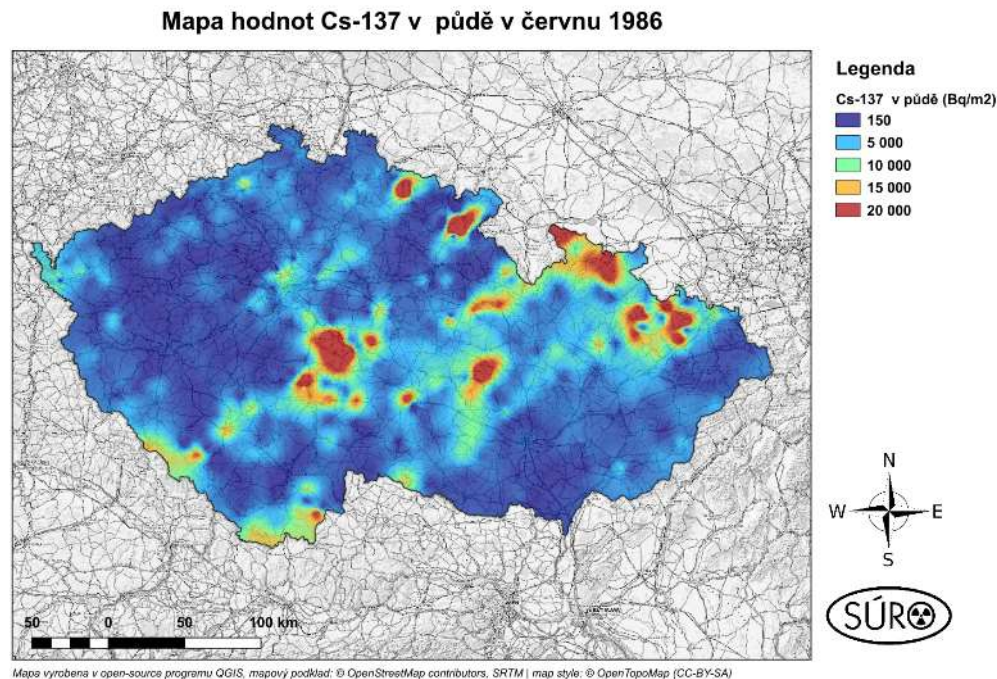
aktivity ^{137}Cs v rostlinách a plodech byla také zjišťována jeho hloubková distribuce v půdě. Vzorky byly odebrány do hloubky 60 cm, výsledky jsou v obr. 10.



Obr. 1.10 Vertikální rozložení ^{137}Cs v lokalitě Weinsberger Wald (cca 50 km jižně od Českých Velenic)

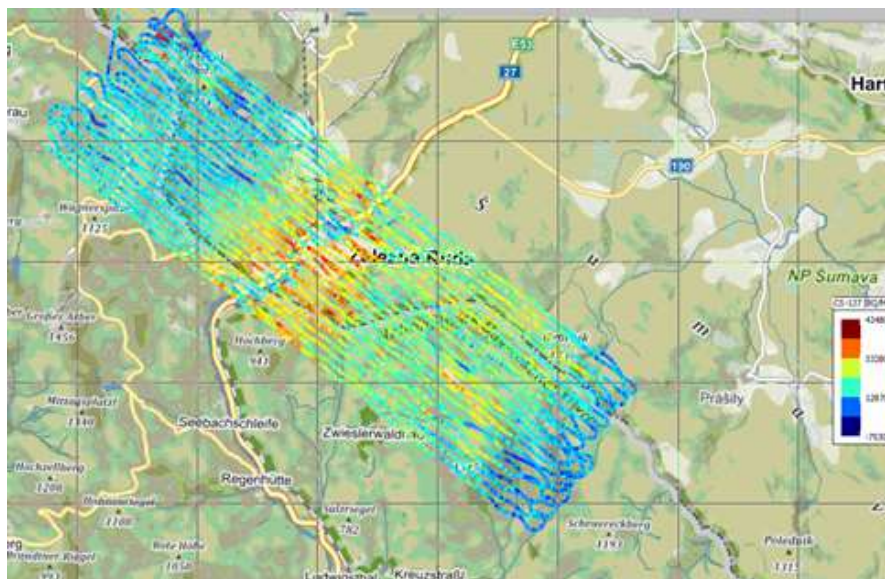
III. Česká republika

První rozsáhlý průzkum kontaminace půdy umělými radionuklidy (^{134}Cs a ^{137}Cs) v ČR se uskutečnil v roce 1986. Zkoumalo se plošné rozložení umělých radionuklidů v půdě v důsledku havárie v jaderné elektrárně v Černobylu. Odebrané vzorky půd byly měřeny v Centru hygieny záření Institutu hygieny a epidemiologie (předchůdce SÚRO), výsledky jsou shrnuty do mapy (obr. 2.1).



Obr. 2.1. Plošná kontaminace ^{137}Cs ČR v r. 1986

Vzhledem k metodice odběru (odběry se prováděly jednotně po dvou vrstvách: 0 - 5 cm a 5 - 20 cm) nelze tyto výsledky použít pro průzkum hloubkové distribuce ^{137}Cs v půdě, ale na základě mapy kontaminace byly vybrány oblasti, kde proběhla v pozdějších letech přímá měření povrchové kontaminace ^{137}Cs a zároveň byly odebrány a následně měřeny vzorky půdy. Odběry byly prováděny pokud možno v místech, která jsou využívána jako pastviny a byl zde předpoklad, že od r. 1986 nebyla orána, takže zde nedošlo k promíchání vrstev. Jednalo se o lokality, kde probíhá pravidelné monitorování (Kozákov, Valeč, Jeseníky). V letech 2016 - 2020 pak proběhl intenzivní průzkum na území s vyšším počernobylským spadem - Šumava, kde konkrétní lokality byly vybrány z mapy podrobného leteckého průzkumu kontaminace provedeného ve spolupráci s BfS z Německa (obr. 2.2).



Obr. 2.2 Mapa plošné kontaminace JZ části ČR (Šumava) - letecké monitorování SÚRO a BfS Mnichov (oblast s nejvyššími hodnotami se nachází v oblasti silnice Železná Ruda - Klatovy směrem k Prácheň).

Odběry byly prováděny dle metodiky pro mobilní skupiny (**Metodika detekce radioaktivních látek na zasaženém území**). Odebíralo se z plochy 20 cm x 20 cm, postupně po vrstvách o tloušťce 5 cm, do hloubky 20 - 25 cm (dle možností). Každá vrstva byla uložena zvlášť. Všechny vzorky byly převezeny do spektrometrické laboratoře v SÚRO Praha, kde byly vysušeny a následně byl stanoven obsah ^{137}Cs . Aktivita ^{137}Cs byla přepočtena na plochu (jednotky: Bq/m^2 resp. kBq/m^2).



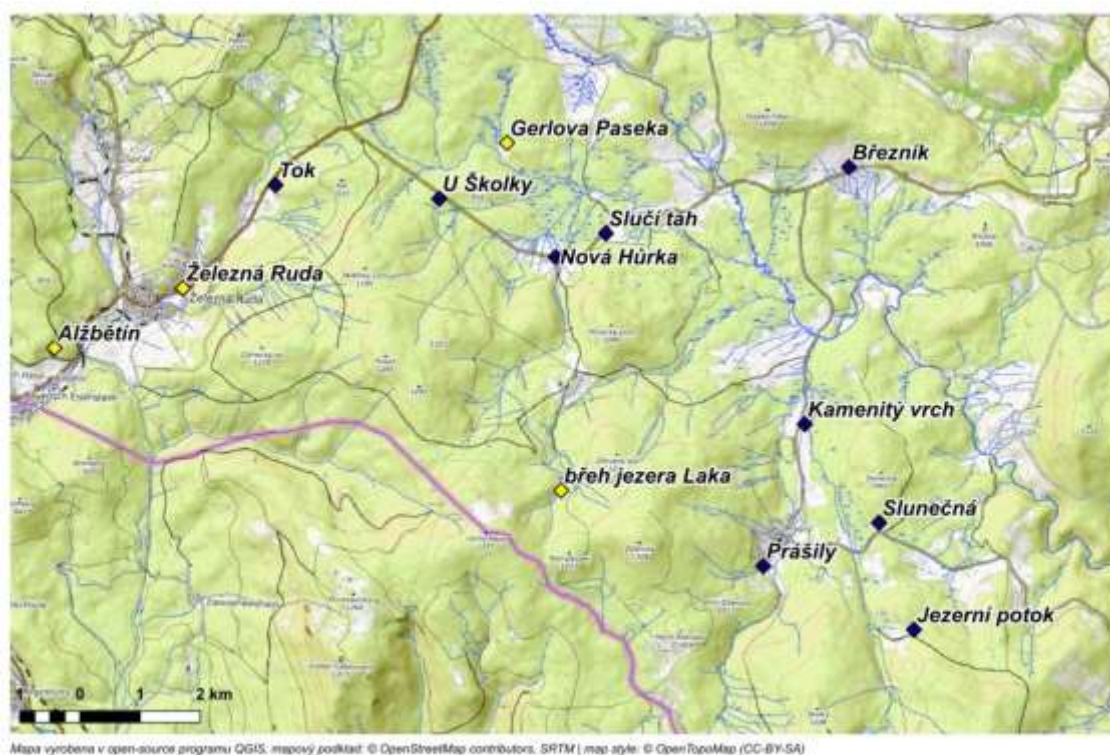
Obr. 2.3 Odběr půdy

III.1. Šumava

Odběry půdy proběhly v oblasti mezi Železnou Rudou a Prášíly viz obr. 2.4. První část průzkumu navázala na podobný průzkum z r. 1996, kdy odběry prováděla na zakázku firma Geofyzika Brno a obsah ^{137}Cs byl měřen v laboratoři Státního zdravotního ústavu (předchůdce SÚRO v.v.i.). Dle popisu z r. 1996 byla odhadnuta poloha jednotlivých lokalit z r. 1996 a tam, kde to bylo možné, proběhl opakovaný odběr (celkem 9 lokalit, na každé 5 odběrů). Typy půd:

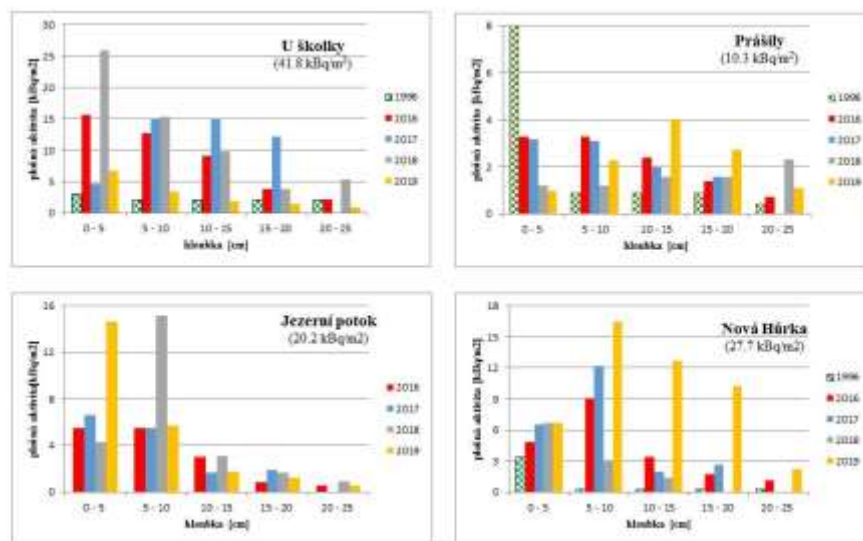
- v lokalitách Jezerní potok a Slučí tah převažuje pseudoglej kyselý;
- v ostatních lokalitách (Slunečná, Prášíly, Tok, U Školky, Nová Hůrka a Březník) převažuje hnědá půda podzolová a

Výsledky měření jsou shrnuty v obr. 2.5 a 2.6. Pro možnost porovnání výsledků z různých časových období odběrů byly aktivity vztaženy na rok 2020.

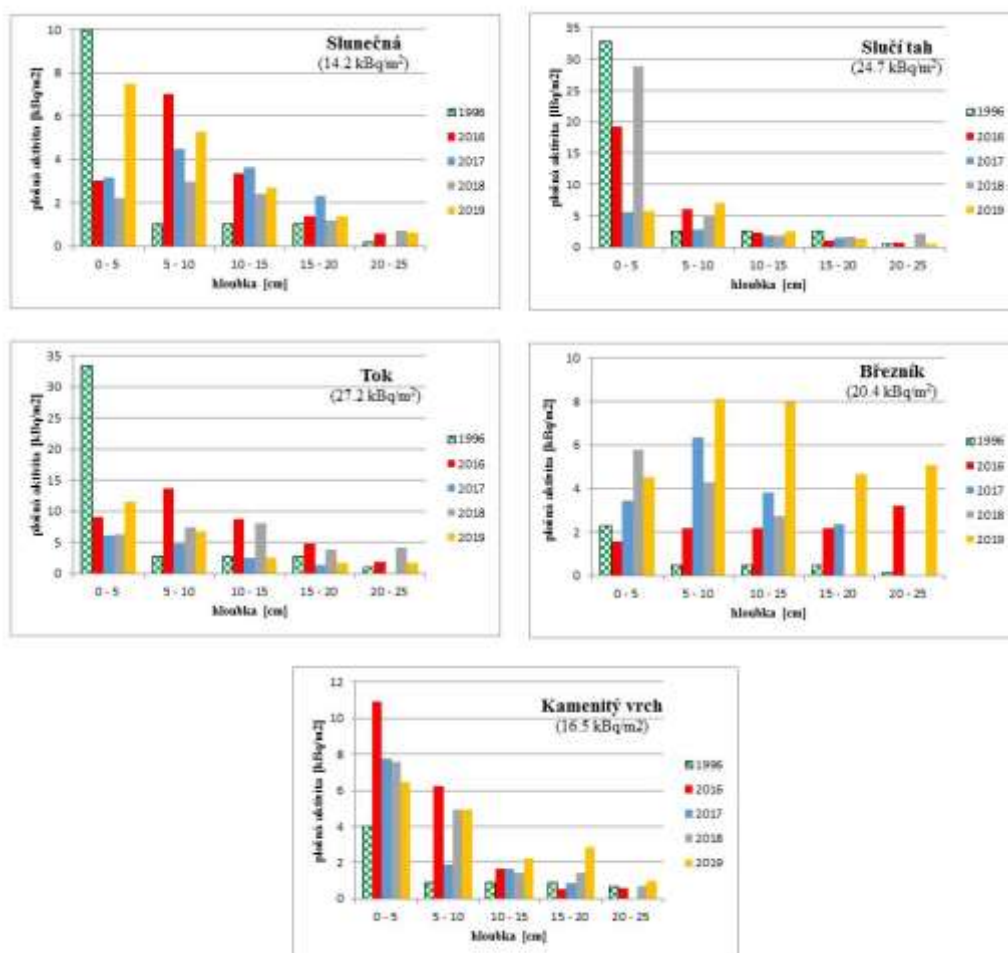


Obr. 2.4 Mapa s odběrovými místy (oblast: Šumava; černé body - intenzivní průzkum z let 2016 - 2020, žluté body - starší data)

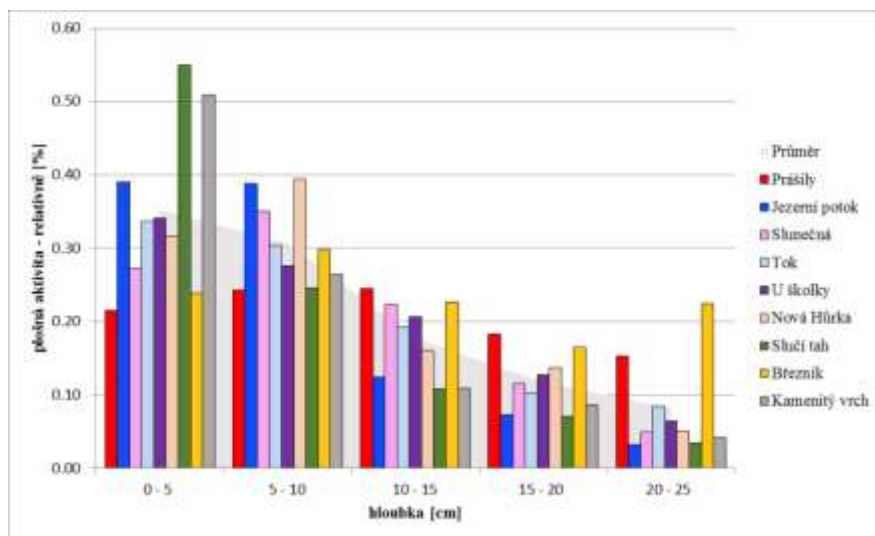
Výsledky:



Obr. 2.5a. Hloubková distribuce ^{137}Cs v půdě (v závorce uvedena plošná aktivita ^{137}Cs ; průměr za roky 2016 - 2019; přepočteno na rok 2020)

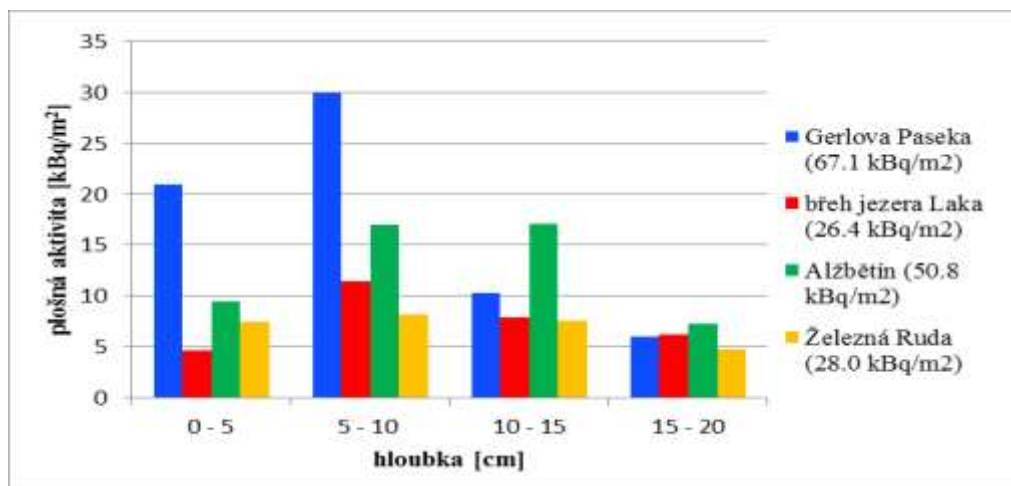


Obr. 2.5b. Hloubková distribuce ^{137}Cs v půdě (v závorce uvedena plošná aktivita ^{137}Cs ; průměr za roky 2016 - 2019; přepočteno na rok 2020)



Obr. 2.6. Hloubková distribuce ^{137}Cs v půdě pro jednotlivé lokality (průměr za roky 2016 - 2019)

Druhá část průzkumu zahrnuje data z období 2014 - 2017, kdy lokality byly vybrány na základě leteckého monitorování dané oblasti. Plošné aktivity ^{137}Cs se v těchto lokalitách pohybovaly od 26 kBq/m² na břehu jezera Laka až po 68 kBq/m² na Gerlově pasece (počítáno k r. 2020). Typ půdy v lokalitách Alžbětín, Železná Ruda, Gerlova paseka je hnědá půda podzolová, na břehu jezera Laka - pseudoglej kyselý.

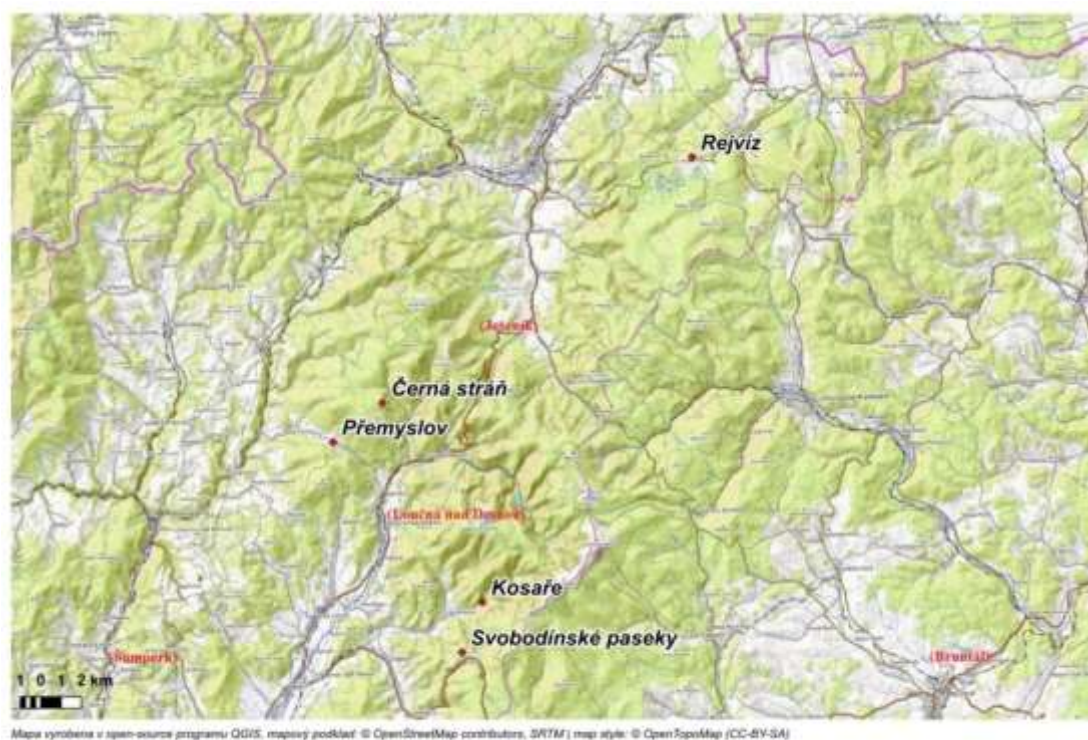


Obr. 2.7. Hloubková distribuce ^{137}Cs v půdě pro vybrané lokality na Šumavě

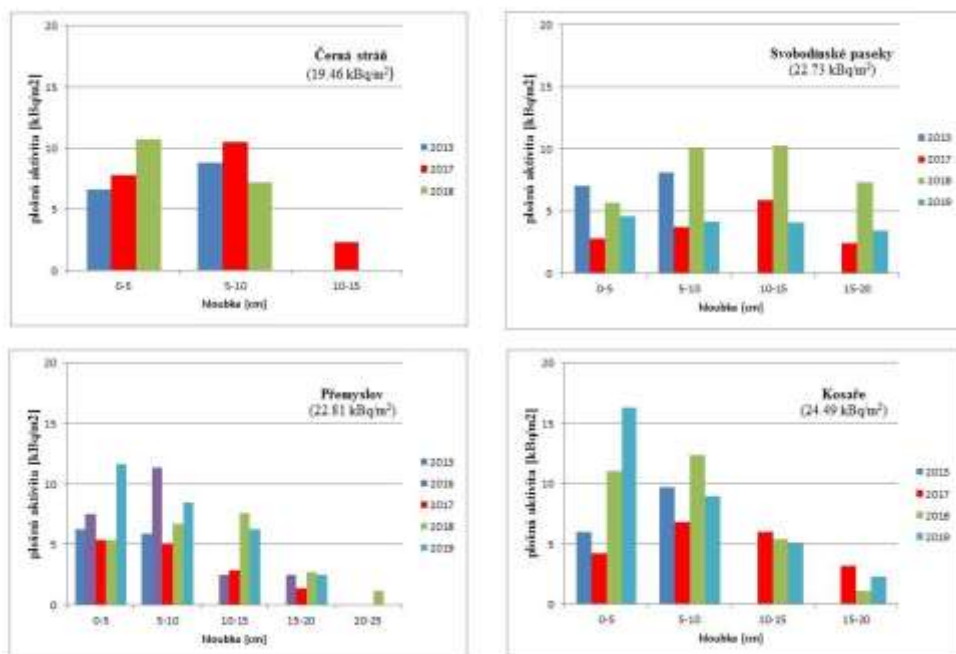
III.2. Jeseníky

Odběry vzorků půd byly uskutečněny v CHKO Jeseníky (viz obr. 2.8) v letech 2013 a 2016 - 2019, v r. 2019 byl přidán odběrový bod v obci Rejvíz (louka vedle hřbitova). Z typů půd převažuje kambizem mesobazická (Přemyslov, Svobodínské paseky a Rejvíz), v lokalitě Černá stráň se jedná o kryptopodzol.

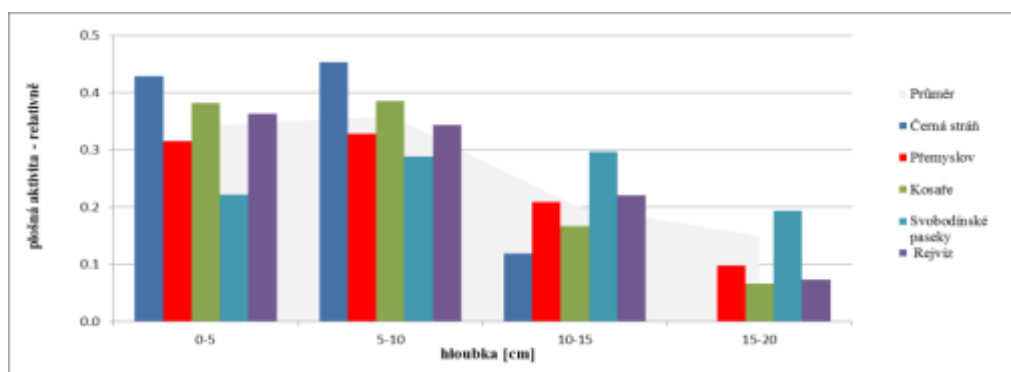
Výsledky měření jsou shrnuty na Obr. 2.9 a 2.10. Obr. 2.9 porovnává hloubkové profily pro všechny půdy v Jeseníkách. Obr. 2.10 zobrazuje naměřené plošné aktivity v jednotlivých vrstvách. Odbírány byly vrstvy po 5 cm do hloubky 20 cm, výjimkou byl svah Černé stráně, kde vrstvu 10 - 15 cm nebylo vzhledem ke kamenitému podloží možné pokaždé odebrat, vrstva 15 - 20 cm nebyla odebrána vůbec.



Obr. 2.8 Mapa s odběrovými místy (oblast: Jeseníky)



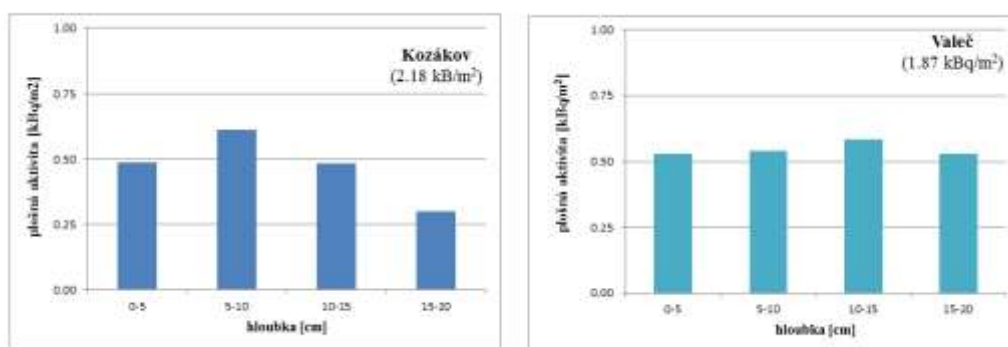
Obr. 2.9 Hloubková distribuce ^{137}Cs v půdě (v závorce uvedena plošná aktivita ^{137}Cs ; průměr za roky 2016 - 2019; přepočteno na rok 2020)



Obr. 2.10 Hloubková distribuce ^{137}Cs v půdě pro jednotlivé lokality (průměr za roky 2016 - 2019; přepočteno na rok 2020)

III.3. Ostatní lokality

V rámci pravidelného sledování plošných aktivit ^{137}Cs na území ČR byl proveden průzkum hloubkové distribuce ^{137}Cs na dvou lokalitách - Kozákov (okres Semily; typ půdy ranker - kambizem)) a Valeč (okres Karlovy Vary, typ půdy ranker - rendzina). Výsledky měření jsou na Obr. 2.11.



Obr. 2.11 Plošné aktivity ^{137}Cs v jednotlivých vrstvách půdy (plošná aktivita v závorce je celková aktivita v místě odběru)

III.4. Odběry rašeliny

Pro porovnání chování ^{137}Cs v různých typech půdy byly uskutečněny odběry rašeliny ve dvou typech rašelinišť. Vzorky byly odebrány v lidskými zásahy nedotčené části rašelinišť.

Pro odběry byly vybrány dvě lokality - rašeliniště na Šumavě v okolí potoka Křemelná Nová Hůrka a rašeliniště Červené Blato (<https://www.ochranaprirody.cz/lokality/?idlokality=65>).

Postup odběru: Odběrová ocelová sonda má vnitřní průměr 5 cm, délku 1 metr a je možné využít nástavné tyče. Sondy se tedy nekopou, nevyrývají, nedochází k míchání vrstev. Sonda se zapichuje do humolitu, pootočením se vyřízne válec o průměru 5 cm, který se svislým pohybem vzhůru vytáhne a rozdělí. Nejprve je odebrána část humusu nad vlastní rašelinou a pak je „zbylá“ část vzorku rozdělen po vrstvách o tloušťce 2 cm, každá je samostatně zabalena a následně v laboratoři změřena a vyhodnocena. Pro vyhodnocení se „0“ cm bere jako počátek rašeliny, i když vrstva nad rašelinou byla na různých lokalitách různě mocná (Obr. 2.12).



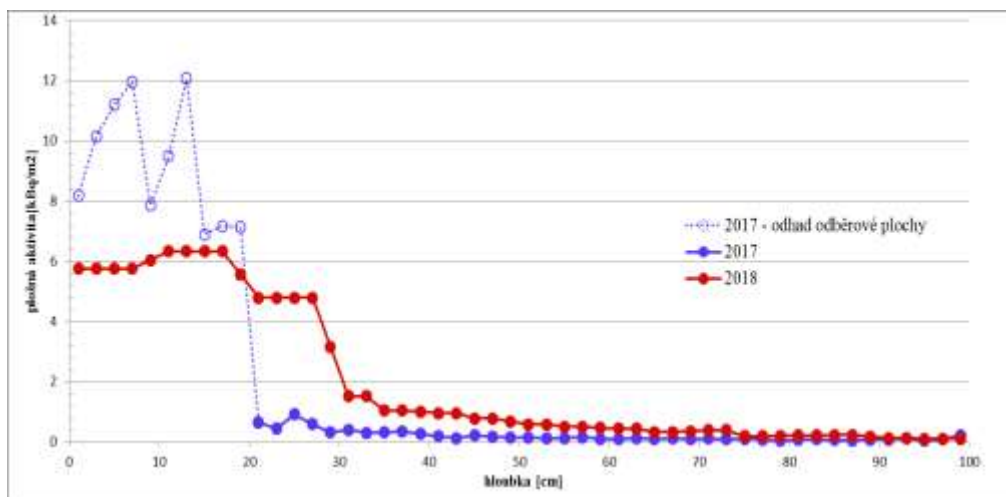
Obr. 2.12 Odběr rašeliny - označený vzorek - sonda s humolitem - dělení vzorku na vrstvy

Červené Blato [8]

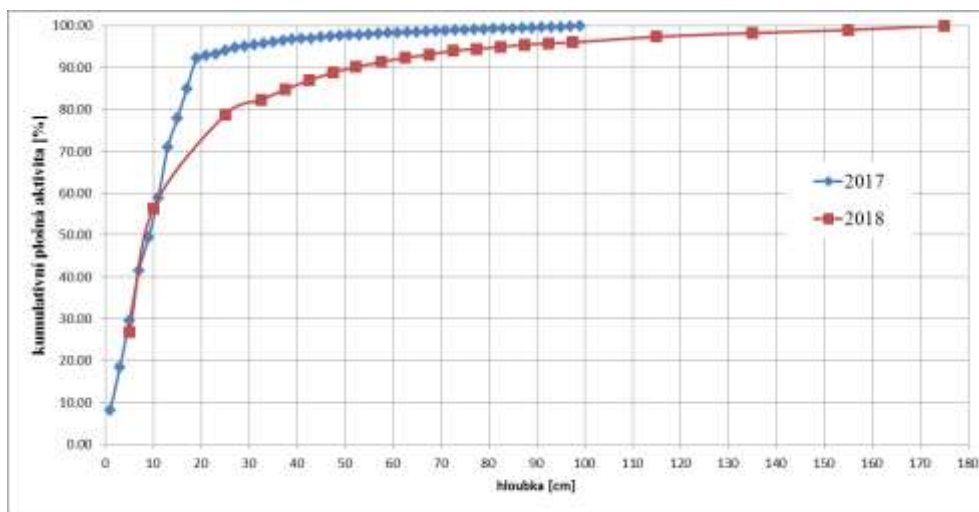
Souřadnice odběrového bodu: N 48°51,4418', E 14°48,0680'

Rok odběru: 2017 a 2018.

Výsledky měření jsou uvedené v Obr. 2.13 a 2.14. V roce 2017 bylo z vrstev 0 - 20 cm odebráno více vzorku, odběr sondou byl doplněn odběrem lopatkou, bohužel přesná plocha odběru není známa. Hustoty těchto vzorků jsou nadhodnoceny, protože byla podhodnocena odběrová plocha (použití sond doplněných odběrem s pomocí lopatky; v grafu prázdná kolečka). Při zpracování výsledků se ukázalo, že v některých případech byla chybně stanovena sušina (vzorek na stanovení sušiny byl odebrán z nedokonale promíchaného vzorku); tj. aktivity vzorků z 2017 mohou být odchýlené oběma směry od skutečnosti.



Obr. 2.13. Hloubková distribuce ^{137}Cs v rašelině, Červené Blato (celková plošná aktivita je $4,9 \text{ kBq/m}^2$ z r. 2018, z r. 2017 neuvedeno vzhledem k neznalosti odběrové plochy)



Obr. 2.16. Hloubková distribuce ^{137}Cs v rašelině - kumulativně, Červené Blato

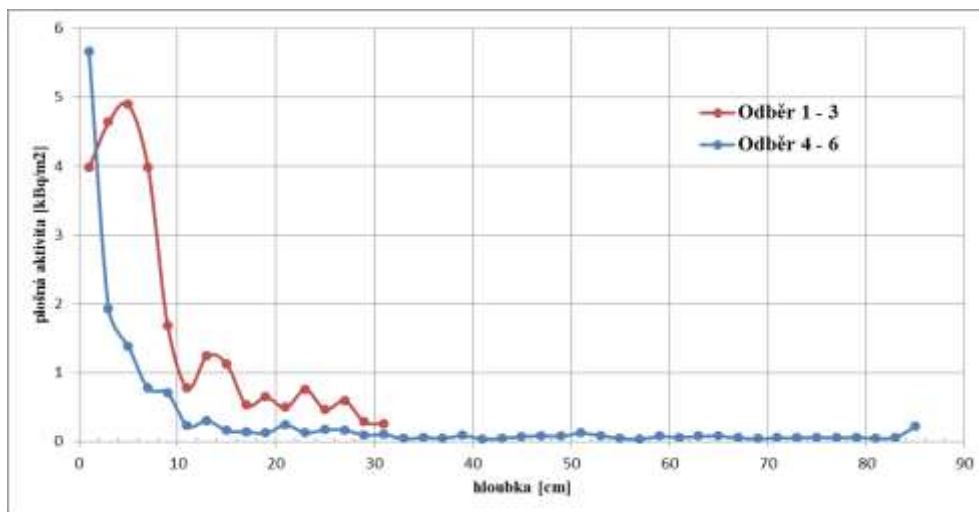
Šumava - Nová Hůrka

Souřadnice odběrových bodů 1 - 3: N $49^{\circ}09,3667'$, E $13^{\circ}19,9176'$ a

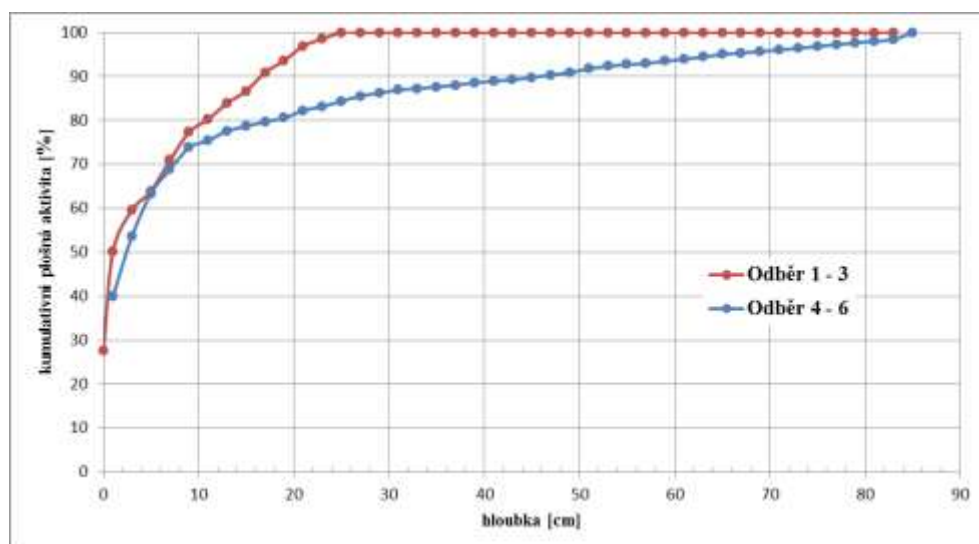
Souřadnice odběrových bodů 4 - 6: N $49^{\circ}09,3084'$, E $13^{\circ}19,6842'$;

Rok odběru: 2018

Odběry proběhly na dvou lokalitách vzdálených od sebe cca 300 m vzdušnou čarou, na každé byly odebrány 3 vzorky, kdy na první lokalitě (odběry 1 - 3, v Obr. 2.15 červené hodnoty; celková plošná aktivita byla $25,8 \text{ kBq/m}^2$) byly odběry pouze do 30 cm (přes celou vrstvu rašeliny), na druhé lokalitě (odběry 4 - 6, v Obr. 2.15 modře; celková plošná aktivita byla $13,8 \text{ kBq/m}^2$) byly do hloubky 88 cm. Grafy 2.15 a 2.16 představují průměrné hodnoty pro odebrané vzorky v jedné lokalitě.



Obr. 2.15. Hloubková distribuce ^{137}Cs v rašelině, Nová Hůrka



Obr. 2.16. Hloubková distribuce ^{137}Cs v rašelině - kumulativně, Nová Hůrka

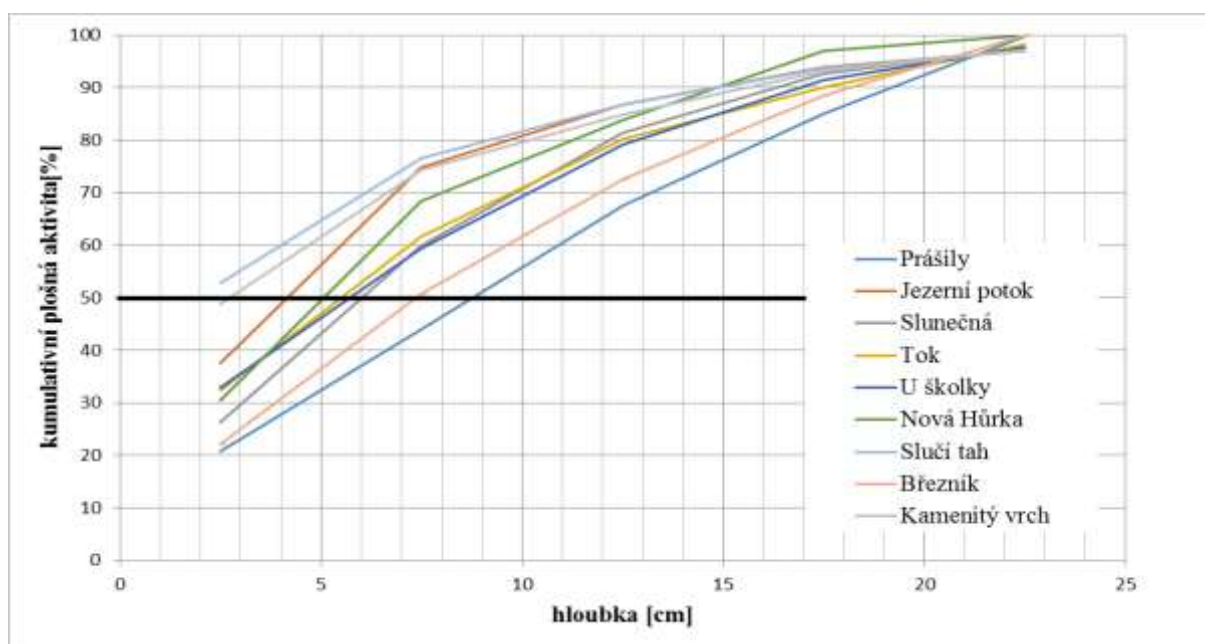
IV. Diskuse výsledků měření

Ze všech měření odebraných vzorků je zřejmé, že nelze jednoznačně stanovit hloubkovou distribuci ^{137}Cs v jednotlivých vrstvách půdy ani v místech blízkých si jak polohou, tak i typem půdy. Evidentně tento průběh závisí na mnoha faktorech, jejichž rozbor přesahuje zadání této studie. Tato práce nezahrnuje měření půd obdělávaných orbou, kdy dochází k promíchávání jednotlivých vrstev půd a aktivita ^{137}Cs je pak homogenní až do hloubky cca 20 - 25 cm.

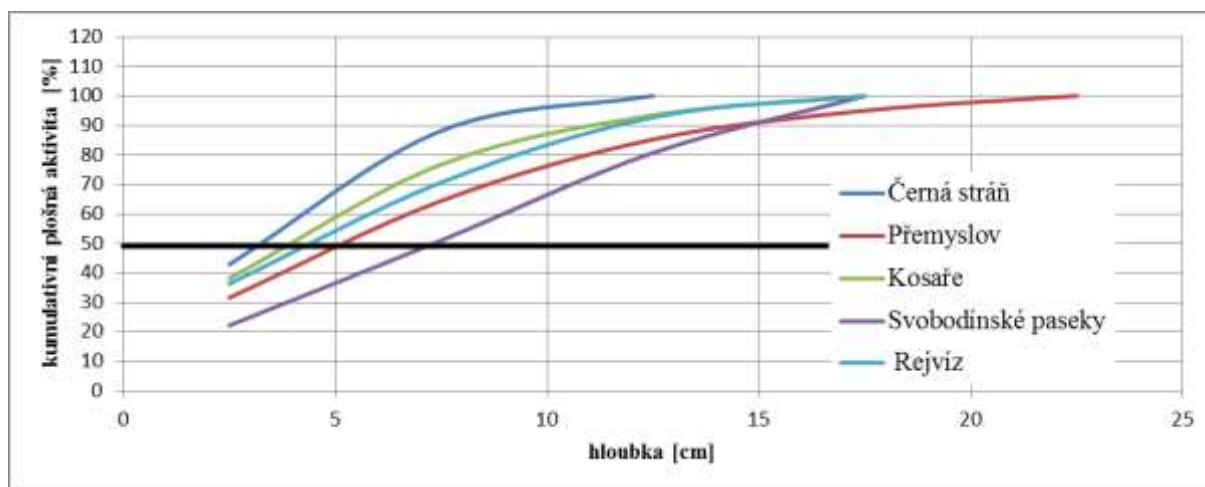
Z uvedených obrázků je zřejmé, že převažovaly dva průběhy hloubkové distribuce:

- exponenciální - aktivita ^{137}Cs klesá s hloubkou exponenciálně a
- ve svrchní vrstvě aktivita s hloubkou mírně roste, ale po několika centimetrech opět exponenciálně klesá.

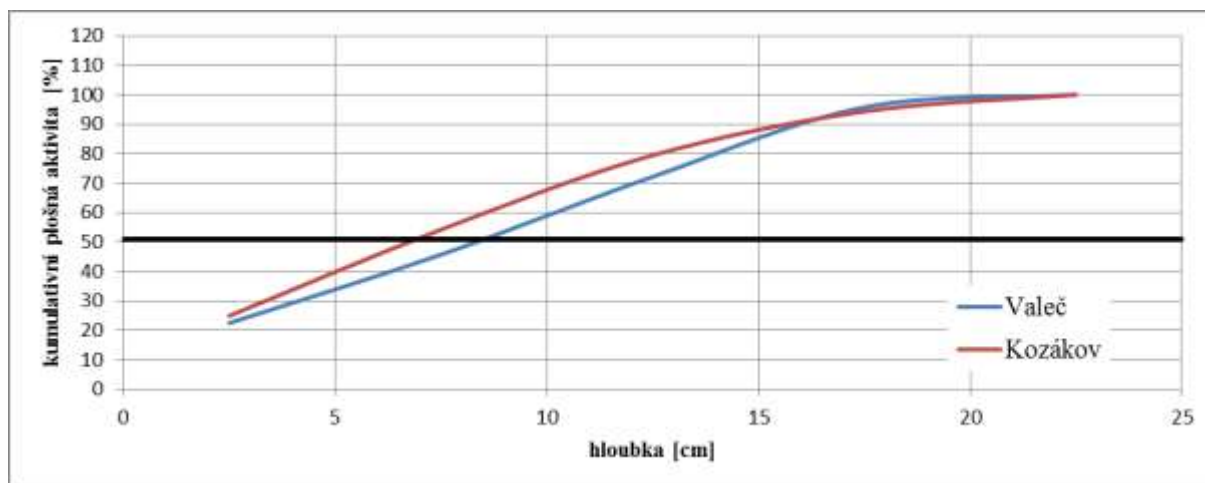
Důležitým ukazatelem pro odhady příspěvků k dávkovým příkonům z půdy a taktéž pro měření plošných i hmotnostních aktivit půdy in situ (pozemní i letecká měření) je tzv. relaxační hloubka (tj. hloubka půdy, ve které plošná aktivita klesne na polovinu). Naměřené průběhy byly natolik rozdílné, že určit relaxační hloubku i při zanedbání mírného růstu aktivity do nižších vrstev je velice obtížné. Odhadnutá relaxační hloubka pro jednotlivé lokality se pohybovala od cca 2 cm (extrapolace, Slučí tah) do 9 cm (Prášily - viz. Obr. 2.17 - 2.19). 75% veškeré aktivity ^{137}Cs bylo ve vrstvách, jejichž tloušťka se pohybovala od 5,5 cm (Černá stráň) do 15 cm (Prášily).



Obr. 2.17 Hloubková distribuce ^{137}Cs v půdě (Šumava) - kumulativně



Obr. 2.18 Hloubková distribuce ^{137}Cs v půdě (Jeseníky) - kumulativně



Obr. 2.19 Hloubková distribuce ¹³⁷Cs v půdě (Šumava) - kumulativně

V několika případech bylo zjištěno i homogenní rozložení ¹³⁷Cs ve všech vrstvách (např. Valeč - obr. 2.11). To samozřejmě může být dáno fyzikálně-chemickými vlastnostmi půdy, ale též tím, že půda byla od r. 1986 minimálně jednou zorána nebo překryta půdou z jiné oblasti.

Velice zajímavé poznatky přinesly odběry rašeliny ve dvou lokalitách - Šumava (Nová Hůrka) a Červené Blato. V obou lokalitách došlo ke dvěma odběrům v lokalitách si blízkých, průběhy hloubkové distribuce se měnily pro oba odběry (viz. Obr. 2.13 a 2.14), i když výsledky z odběrového místa Červené Blato je odběr z r. 2017 diskutabilní.

Pokles aktivity s hloubkou se liší lokalita od lokality na „jednom“ rašeliništi. Zatímco na rašeliništi Červené Blato byla relaxační délka 9 cm (vzhledem nejasnostem při odběru je uvažován pouze odběr z r. 2018), na rašeliništi na Šumavě byla zjištěná relaxační hloubka 1 resp. 3 cm. Podobně 75% ¹³⁷Cs je v Červeném Blatu obsaženo ve vrstvě do 20 cm, zatímco na Šumavě ve vrstvě 9cm pro obě lokality.

V. Závěr

V rámci pilotního průzkum hloubkové distribuce ¹³⁷Cs v půdě, které přetrvává v ČR v důsledku testů jaderných zbraní a havárie JE v Černobylu, byly odebrány vzorky půdy v 16 lokalitách (Šumava, Jeseníky, Valeč a Kozákov) a rašeliny ve 3 lokalitách (Červené Blato a dvě na Šumavě - Nová Hůrka v okolí říčky Křemelná). Vzorky byly odbírány po vrstvách, ve kterých byla v laboratoři SÚRO změřena aktivita ¹³⁷Cs.

Bylo zjištěno, že ani po více jak 30 letech nedošlo k homogenizaci ^{137}Cs v půdě (pokud tato nebyla zorána nebo jinak narušena lidskou činností), průběh aktivity v závislosti na hloubce by se zjednodušené dal popsat exponenciálou, ovšem parametry křivky se výrazně liší lokalita od lokality v závislosti na fyzikálně-chemických vlastnostech půdy a hydrometeorologických podmínkách panujících na daných lokalitách v době spadu ^{137}Cs .

VI. Literatura a odkazy

UNSCEAR 2000: Sources and Effects of Ionizing Radiation; United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation; UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes; Volume II: Effects; UNITED NATIONS; New York, 2000 (www.unscear.org, Annex J: Exposures and effects of the Chernobyl accident)

Buraeva, E.A., Bezuglova, O.S., Stasov, V.V., Nefedov, V.S., Dergacheva, E.V., Goncharenko, A.A., Martynenko, S.V., Goncharova, L.Yu., Gorbov, S.N., Malyshevsky, V.S., Varduny, T.V.: Features of ^{137}Cs distribution and dynamics in the main soils of the steppe zone in the southern European Russia; Geoderma; Volumes 259–260, December 2015, Pages 259-270

Zhiyanski, M., Bech, J., Sokolovska, M., Lucot, E., Bech, J., Badot, P-M.: ^{137}Cs distribution in forest floor and surface soil layers from two mountainous regions in Bulgaria; Journal of Geochemical Exploration Volume 96, Issues 2–3, February–March 2008, Pages 256-266

Bluszcz, A., Snieszko, Z.: Concentration and vertical distribution of ^{137}Cs in agricultural and undisturbed soils from Chechlo and Czarnocin areas Grzegorz Poręba; Geochronometria Vol. 22, pp 67-72, 2003 – Journal on Methods and Applications of Absolute Chronology

<https://www.umweltanalysen.com/boden/caesium-137-bodenbelastung-und-vertikale-migration/>

Damberger, V. et al: Radioökologische Evaluierung der Radionuklidkontamination in Waldökosystemen 30 Jahre nach Tschernobyl; Im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; (GZ: BMLFUW-UW.1.1.11/0027-I/7/2015)

Metodika detekce radioaktivních látek na zasaženém území - Činnost mobilních skupin při monitorování radiační havárie

<https://www.ochranaprirody.cz/lokality/?idlokality=65>