

**SLOVENSKÁ TECHNICKÁ UNIVERZITA V BRATISLAVE**

**Fakulta elektrotechniky a informatiky**

Ústav jadrového a fyzikálneho inžinierstva

Evidenčné číslo: FEI-10835-76342

Mgr. Martin Lištjak

Autoreferát dizertačnej práce

**Rádiologická charakterizácia betónových povrchov  
pri vyrad'ovaní jadrových zariadení**

**na získanie akademického titulu *philosophiae doctor*, PhD.**

**v doktorandskom študijnom odbore / programe: elektrotechnika / jadrová energetika**

Bratislava 2020

Dizertačná práca bola vypracovaná v externej forme doktorandského štúdia

Na: Ústave jadrového a fyzikálneho inžinierstva  
Fakulty elektrotechniky a informatiky  
Slovenskej technickej univerzity v Bratislave

a

VUJE, a.s.  
Okružná 5  
918 64 Trnava

Predkladateľ: Mgr. Martin Lištjak  
Ústav jadrového a fyzikálneho inžinierstva, FEI STU v Bratislave  
Ilkovičova 3, 812 19 Bratislava

Školiteľ: prof. Ing. Vladimír Nečas, PhD.  
Ústav jadrového a fyzikálneho inžinierstva, FEI STU v Bratislave  
Ilkovičova 3, 812 19 Bratislava

Oponenti: prof. RNDr. Ľubomír Máteľ, CSc.  
Bernolákova 2418/9  
901 01 Malacky  
matellubomir@gmail.com

RNDr. Peter Gerhart, PhD.  
Útvar 0200  
Jadrová a vyrad'ovacia spoločnosť, a.s.,  
Tomášikova 22  
821 02 Bratislava

doc. RNDr. Karol Holý, CSc.  
Katedra jadrovej fyziky a biofyziky  
Fakulta matematiky, fyziky a informatiky Univerzity Komenského  
Mlynská dolina F1  
842 48 Bratislava

Autoreferát bol rozoslaný: .....

Obhajoba dizertačnej práce sa koná: ..... o ..... h,  
na Fakulte elektrotechniky a informatiky STU v Bratislave, Ilkovičova 3,  
.....  
.....

prof. Dr. Ing. Miloš Oravec  
dekan fakulty  
Slovenská technická univerzita v Bratislave  
Fakulta elektrotechniky a informatiky

## Obsah

Úvod.....	5
1 Súčasný stav.....	7
1.1 Hĺbka kontaminácie betónových povrchov .....	7
1.2 Nedeštruktívny odhad hĺbky kontaminácie .....	8
1.2.1 Metóda pomeru píkov.....	8
1.2.2 Metóda pomeru píku a údolia .....	9
2 Ciele dizertačnej práce.....	10
3 Zvolená metóda spracovania .....	11
3.1 In -situ metódy odhadu hĺbky kontaminácie.....	11
3.1.1 Metóda pomeru píku a údolia .....	11
3.1.2 Metóda pomeru píkov.....	12
3.2 Laboratórne metódy odhadu hĺbky kontaminácie.....	13
3.2.1 Popis odberu vzoriek a experimentálneho vybavenia.....	13
3.2.2 Relaxačná dĺžka podľa gamaspektrometrickej analýzy vrstiev jadrových vrtov.....	13
3.2.3 Laboratórne metódy bez nutnosti segmentovania jadrových vrtov .....	14
3.2.4 Relaxačná dĺžka podľa celkovej beta aktivity povrchovej kontaminácie .....	16
3.2.5 Plošná aktivita <sup>90</sup> Sr.....	17
4 Výsledky dizertačnej práce s uvedením nových poznatkov .....	17
4.1 Deklarácia hĺbky kontaminácie „in-situ“ metódou pomeru píkov.....	17
4.1.1 Variabilita relaxačnej dĺžky .....	17
4.1.2 Porovnanie laboratórných a “in-situ“ výsledkov a zhodnotenie variability relaxačnej dĺžky .....	3
4.2 Relaxačné dĺžky a hĺbky kontaminácie vo vzorkách jadrových vrtov.....	4
4.3 Stanovenie priemernej hodnoty relaxačnej dĺžky a jej rozptylu .....	5
4.3.1 Relaxačná dĺžka pre <sup>137</sup> Cs.....	5
4.3.2 Relaxačná dĺžka rádionuklidu <sup>90</sup> Sr.....	6
4.4 Návrh vylepšenia rádiologickej charakterizácie betónových povrchov.....	7
5 Súhrn výsledkov, nových poznatkov, závery pre prax a rozvoj vednej disciplíny .....	9
Zoznam použitej literatúry .....	9
Zoznam publikovaných prác doktoranda .....	16
Summary .....	16

## Zoznam použitých skratiek a označení

<b>BeGe</b>	Germániový detektor so širokým energetickým rozsahom (z aj. Broad Energy Germanium)
<b>BŽ</b>	Bodový žiarič
<b>CPK</b>	Celková plošná kontaminácia
<b>DF</b>	Dekontaminačný faktor
<b>FWHM</b>	Šírka Gaussovho píku v polovičke maxima (z aj. Full Width at Half Maximum)
<b>HPGe</b>	Detektor z germánia vysokej čistoty (z aj. High Purity Germanium)
<b>HVB</b>	Hlavný výrobný blok
<b>IAEA</b>	Medzinárodná agentúra pre atómovú energiu
<b>IED</b>	Individuálna efektívna dávka
<b>INES</b>	Medzinárodná stupnica jadrových udalostí (z aj. International Nuclear Event Scale)
<b>JE</b>	Jadrová elektrárňa
<b>JZ</b>	Jadrové zariadenie
<b>KB</b>	Kontaminovaný betón
<b>KED</b>	Kolektívna efektívna dávka
<b>MC</b>	Monte Carlo
<b>MDA</b>	Minimálne detekovateľná aktivita
<b>MCNP</b>	Monte Carlo N-Particle transport code
<b>MFP</b>	Stredná voľná dráha (mean free path)
<b>PD</b>	Príkon dávkového ekvivalentu
<b>PESL</b>	Plysterová výstelka (z aj. Poly-ESter Lining)
<b>PK</b>	Plošná aktivita povrchovej kontaminácie
<b>PK1</b>	Potrubný kanál č.1
<b>PtP</b>	Metóda pomeru dvoch píkov
<b>PtV</b>	Metóda pomeru píku a údolia (ľavej časti od píku úplnej absorpcie)
<b>ROI</b>	Oblasť záujmu (z aj. Region of Interest)
<b>QA</b>	Zaistenie kvality (z aj. Quality Assurance)
<b>QC</b>	Kontrola kvality (z aj. Quality Control)
<b>RAO</b>	Rádioaktívny odpad
<b>RCHA</b>	Rádiochemická analýza
<b>RN</b>	Rádionuklid
<b>TDRN</b>	Ťažko detekovateľné RN
<b>TNR</b>	Tlaková nádoba reaktora
<b>ŽP</b>	Životné prostredie

## Úvod

Vyradovanie jadrovej elektrárne predstavuje súbor špecifických činností, zameraných na celkovú demontáž technologických systémov a stavebných konštrukcií elektrárne, s dôrazom na uvoľňovanie maximálneho množstva materiálov z vyradovania spod administratívnej kontroly do životného prostredia v zmysle platnej legislatívy [1]. Materiály, nevyhovujúce prísnyim podmienkam uvoľňovania, tvoria pevné a kvapalné rádioaktívne odpady, ktoré musia byť bezpečne spracované, upravené a uložené v úložisku rádioaktívnych odpadov.

V každej fáze procesu vyradovania jadrového zariadenia (JZ) je potrebné charakterizovať rádioaktívne materiály a definovať toky rádioaktívnych odpadov (RAO) pre účely plánovania, nakladania a jeho spracovania. Účelom charakterizácie je získanie dostatočných informácií pre posúdenie stavu zariadenia [2]. Metódy a rozsah charakterizácie závisí od štádia, v ktorom sa proces vyradovania nachádza. Napr. pre účely plánovania je postačujúca predbežná charakterizácia pozostávajúca najmä z meraní príkonu dávkového ekvivalentu, ktoré sú doplnené na vybraných miestach minimálnym vzorkovaním, na základe ktorých sa stanovujú kľúčové rádionuklidy (RN), t.j. ľahko merateľné RN emitujúce žiarenie gama a následne prepočítavacie koeficienty pre ťažko detekovateľné RN (TDRN). Počet priamych meraní a odobraných vzoriek rastie postupne ako pokračuje projekt vyradovania do záverečných fáz. Napr. materiály, ktoré sú uvoľňované do životného prostredia (ŽP) sú spravidla kontrolované na 100% povrchu a objemu (hmotnostná aktivita, resp. plošná aktivita povrchovej kontaminácie).

Postup vyradovania JZ závisí v značnej miere od histórie jej prevádzky. Je zrejmé, že v prípade JZ, na ktorých v minulosti došlo k radiačným udalostiam, nehodám alebo haváriám, sa vyradujú komplikovanejšie (zároveň sú vyššie náklady na likvidáciu) v porovnaní s JZ, ktoré boli prevádzkované za tzv. normálnych podmienok. Na Slovensku momentálne prebieha vyradovanie dvoch jadrových elektrární (JE). Medzi vyradované elektrárne, ktoré pracovali v normálnom režime bez výraznejších prevádzkových udalostí patrí JE V1. Koniec vyradovania tejto elektrárne je plánované na rok 2025. Naproti tomu JE A1 je príkladom elektrárne, ktorá ukončila prevádzku neštandardným spôsobom, t.j. po druhej vážnej nehode v roku 1977 (INES 4). Vyradovanie tejto elektrárne začalo v roku 1999 vyvezením všetkého paliva do Ruskej federácie a koniec poslednej etapy vyradovania (piatej) je plánovaný najskôr v roku 2033.

V roku 2016 bola ukončená II.etapa projektu vyradovania JE A1 a v súčasnosti prebieha spojená III. a IV.etapa. Práce II.etapy vyradovania JE A1 boli sústredené na vonkajšie objekty,

nepoužívané zariadenia vo vonkajších objektoch a v hlavnom výrobnom bloku, ako aj na nkladanie so vzniknutými RAO. V súvislosti s vyradovaním stavebných štruktúr vonkajších objektov bolo potrebné vyvinúť a aplikovať metodiky na charakterizáciu a uvoľňovanie stavebných štruktúr do ŽP.

Predmetom predkladanej práce je analýza metód používaných vo svete za účelom rádiologickej charakterizácie stavebných povrchov a následne porovnať výhody a nevýhody jednotlivých postupov a identifikovať ich silné a slabé stránky. Práca sa zameriava na charakterizáciu betónových povrchov stavebných štruktúr, ktoré tvoria podstatnú časť celkového inventáru. Betónové plochy, ktoré boli v minulosti v kontakte s kvapalnými médiami môžu byť potenciálne kontaminované v hĺbke. Cieľom práce je navrhnúť a popísať postupy charakterizácie, výsledkom ktorých je stanovenie profilu aktivity kontaminantov v hĺbke betónu. Znalosťou profilu kontaminácie sa optimalizuje množstvo vytvoreného RAO a následne aj kapacita úložiska.

## 1 Súčasný stav

### 1.1 Hĺbka kontaminácie betónových povrchov

Vyradovanie budov JZ obyčajne vedie k veľkým množstvám nízko rádioaktívnych odpadov. Použitie spoľahlivej metódy pre stanovení hĺbky kontaminácie je nevyhnutnou súčasťou charakterizačných meraní ešte pred začatím dekontaminácie, hlavne pre účel minimalizácie množstva vyprodukovaných RAO, pretože jeho ukládanie na úložisko je finančne nákladné.

V literatúre je najčastejšie používaný exponenciálny model rozdelenia aktivity v hĺbke betónových štruktúr. Tento model je fyzikálne realistický pre rozdelenie hmotnostnej aktivity RN pochádzajúce z nedávnej depozície povrchov, napr. spady [3]. Rozdelenie aktivity rádionuklidov, ktoré difundovali do objemu betónových povrchov je vyjadrené vzťahom:

$$A_m(x) = A_0 e^{\left(\frac{-x}{L_r}\right)}, \quad (1)$$

kde:  $A_m$  – špecifická (hmotnostná) aktivita v tenkej vrstve zanedbateľnej hrúbky v hĺbke  $x$  od povrchu [ $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ],  $A_0$  – špecifická (hmotnostná) aktivita v tenkej povrchovej vrstve zanedbateľnej hrúbky [ $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ],  $L_r$  – relaxačná dĺžka (dĺžka, kde špecifická aktivita klesne  $e$ -krát oproti povrchu) [cm].

Ak je známe rozdelenie aktivity, možno z toho usúdiť hrúbku materiálu, ktorú je potrebné odstrániť (dekontaminovať), aby bola dosiahnutá požadovaná hodnota špecifickej aktivity. Hĺbka kontaminácie  $HK$  [cm] sa určí ako hĺbka, v ktorej hmotnostná aktivita  $^{137}\text{Cs}$  poklesne na cieľovú hodnotu, napr.  $100 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  pre  $^{137}\text{Cs}$  bez prítomnosti ostatných RN.

$$HK = -L_r \ln\left(\frac{A_m(HK)}{A_0}\right), \quad (2)$$

kde:  $HK$  – hĺbka kontaminácie [cm] (hĺbka, kde  $A_m$  je rovná požadovanej úrovni),  $L_r$  – relaxačná dĺžka [cm], definovaná vzťahom (1), určená meraním,  $A_m(HK)$  – špecifická (hmotnostná) aktivita [ $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ] v tenkej vrstve zanedbateľnej hrúbky v hĺbke  $HK$ ,  $A_0$  – definovaná vzťahom (1) a určovaná nasledovným vzťahom (3):

$$A_0 = \left(\frac{CPK}{L_r \cdot \rho}\right), \quad (3)$$

kde:  $A_S$  – celková plošná aktivita  $^{137}\text{Cs}$  [ $\text{Bq}\cdot\text{cm}^{-2}$ ], určená meraním,  $\rho$  – hustota betónu (v tejto práci uvažované  $2,35 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ).

Priemerná hmotnostná aktivita  $^{137}\text{Cs}$  povrchovej vrstvy hrúbky 0 až X cm sa určuje integrovaním vzťahu (1). výsledkom čoho je nasledovný vzťah:

$$A_m = \frac{A_0 \cdot L_r}{HK} \left( 1 - e^{-\frac{HK}{L_r}} \right) , \quad (4)$$

kde:  $A_m$  – hmotnostná aktivita  $^{137}\text{Cs}$  vo vrstve 0 až HK cm [ $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ],  $A_0$  – hmotnostná aktivita  $^{137}\text{Cs}$  v tenkej povrchovej vrstve [ $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ], určená vzťahom (3), HK – hĺbka kontaminácie [cm], určená vzťahom (2),  $L_r$  – relaxačná dĺžka [cm], definovaná vzťahom (1), určená gamaspektrometrickou analýzou „in-situ“ merania alebo odobraných vzoriek.

## 1.2 Nedeštruktívny odhad hĺbky kontaminácie

V literatúre je uvádzaných niekoľko „in-situ“ gamaspektrometrických metód, pomocou ktorých je možné stanoviť relaxačnú dĺžku. Podľa spôsobu detekcie ich možno rozdeliť na dve skupiny. Do prvej skupiny patria metódy, ktoré určujú relaxačnú dĺžku na základe analýzy zoslabenia fotónov rôznych energií v materiáli zdroja, t.j. porovnávajú čisté plochy píkovo úplnej absorpcie rôznych fotónov toho istého rádionuklidu. Druhú skupinu metód tvoria tie, ktoré porovnávajú počet rozptýlených a nerozptýlených fotónov dopadajúcich na detektor. Využíva sa skutočnosť, že fotóny pochádzajúce z hlbších vrstiev sú viac rozptyľované Comptonovým efektom ako fotóny pochádzajúce z povrchových vrstiev.

### 1.2.1 Metóda pomeru píkovo

Metóda je založená na rozdielnej samoabsorpcii fotónov jednotlivých energií pri prechode hmotným prostredím. Metóda pomeru píkovo (PtP) bola popísaná vo viacerých prácach, ako po teoretickej stránke, tak aj jej praktické využitie, napr. [3] - [12]. Základným predpokladom použiteľnosti tejto metódy je, že RN emituje gama žiarenie s aspoň dvomi energiami dostatočne rozdielnymi vzhľadom na energetické rozlíšenie meracej zostavy. Zároveň je potrebné uvážiť, aby výťažok jednotlivých fotónov bol dostatočný pre dosiahnutie akceptovateľnej neistoty čistej plochy píku úplnej absorpcie.

Z tabelovaných hodnôt hmotnostných zoslabovacích koeficientov [13] je zrejmé, že uvedená metóda je najlepšie použiteľná, ak rozdiel energií je čo najväčší, najlepšie ak jeden z fotónov sa nachádza v oblasti energií  $E < 150 \text{ keV}$ , kde zoslabovacie koeficienty najviac klesajú s rastúcou energiou, teda zoslabenie nízkych energií je výrazne väčšie ako pri vyšších energiách. Detekcie nízkoenergetických fotónov polovodičovou gamaspektrometriou prináša so sebou mnoho neistôt, ktoré možno zanedbať v prípade energií väčších ako cca 150 - 300 keV.



Príkladom týchto neistôt je prvkové zloženie materiálu zdroja a jeho hustota, ktoré majú výrazne vyšší vplyv na zoslabenie pre nízkoenergetické fotóny.

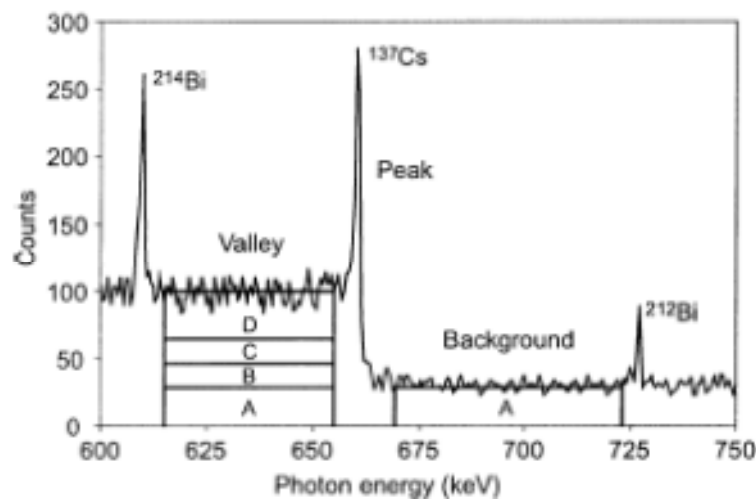
### 1.2.2 Metóda pomeru píku a údolia

Analýza pomeru primárnych fotónov ku rozptýleným v skúmanom materiáli môže tiež poskytnúť informáciu o hĺbkovom profile aktivity. Tento koncept pomeru píku a údolia (Peak to Valley - PtV) bol prvýkrát rozpracovaný Zomborim v práci [14], kde je detailne popísaná teória k metóde vrátane postupu pre experimentálnu kalibráciu detektora. V niektorých aplikáciách je uprednostňovaná matematická účinnosť kalibrácia pred empirickou ako napr. v prácach

[16] - [20]. Zároveň však v práci [18] upozorňujú na možnosť výrazných rozdielov medzi vypočítanými a nameranými hodnotami PtV, ktoré v istých prípadoch dosiahli relatívnu chybu

až 25%, a preto v súlade s [21] varujú na pozornú verifikáciu simulácií s meraniami.

Doba merania potrebná na dostatočne nízku štatistickú neistotu je samozrejme závislá od intenzity zdroja. Limitujúcim faktorom je štatistika v oblasti vľavo od píku, pozri Obr. 1. Napr. v článku [19] je zhodnotené, že pre zdroj s plošnou aktivitou 5 až 10 kBq.m<sup>-2</sup> by meracia doba mala byť aspoň jednu hodinu pri použití HPGe detektora s účinnosťou 25% (preferovaná doba merania aspoň 4 hodiny).



**Obr. 1 Oplásť záujmu (ROI) v metódy PtV [17]**

Oblasť A v Obr. 1 je zložka pozadia nad píkom, B je dodatočné pozadie spôsobené rozptýlenými fotónmi vyšších energií (<sup>40</sup>K a pod.), C je príspevok neúplnej absorpcie píku 661,6 keV a D je príspevok rozptýlených fotónov v skúmanom materiáli.

## 2 Ciele dizertačnej práce

Cieľom dizertačnej práce je vypracovať metodiku rádiologickej charakterizácie betónových povrchov za účelom optimalizácie ľudských a finančných zdrojov. Pri vyradovaní JZ sa rieši okrem iného aj dekontaminácia betónových povrchov. Vzhľadom na potrebu minimalizácie tvorby RAO v rámci procesu vyradovania JZ, je žiadúce, aby hrúbka vrstvy betónových povrchov určenej na dekontamináciu bola vopred známa. Pre dosiahnutie tohto cieľa je potrebné:

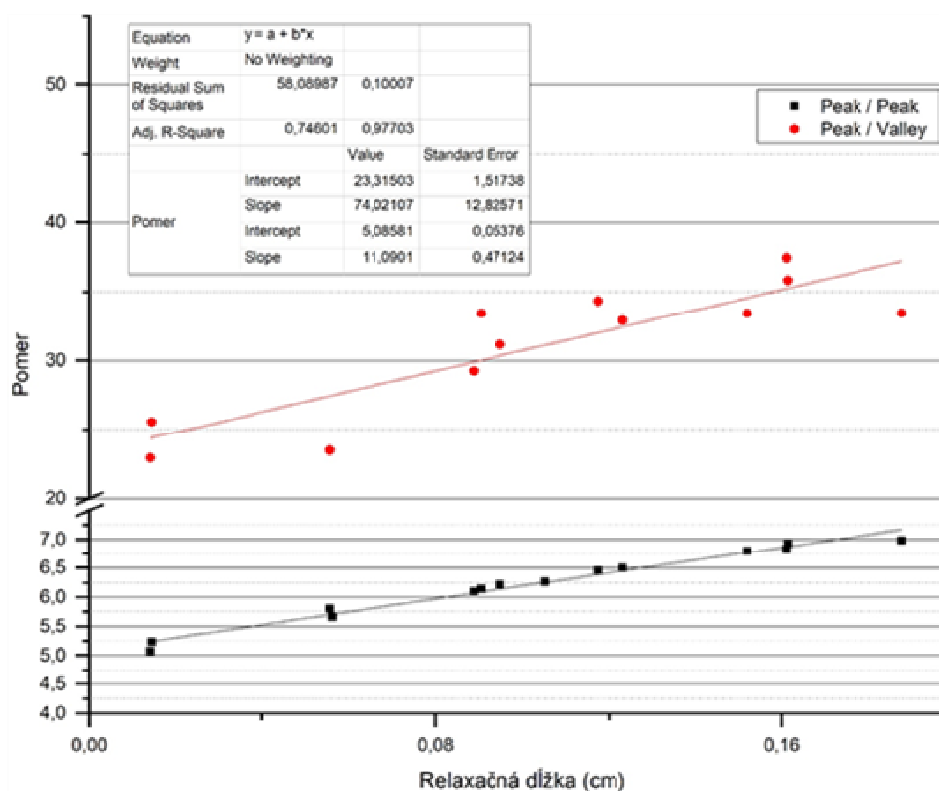
- 1 Navrhnuť, odskúšať a porovnať výsledky rôznych postupov stanovenia relaxačnej dĺžky a hĺbky kontaminácie in situ meraním betónových povrchov a vo vzorkách jadrových vrtov odobraných z betónových povrchov. Oceniť neistotu stanovenia relaxačnej dĺžky a hĺbky kontaminácie. Zhodnotiť výhody, nevýhody, podmienky praktickej aplikovateľnosti a obmedzenia jednotlivých postupov.
- 2 Vykonať analýzu neistôt „in-situ“ a laboratórnych meraní a citlivostnú analýzu parametrov ovplyvňujúcich neistotu merania hĺbky kontaminácie.
- 3 Porovnať výsledky relaxačných dĺžok stanovených „in-situ“ meraniami a jednotlivými postupmi laboratórnych analýz odobraných vzoriek. Štatisticky spracovať dostupné údaje relaxačných dĺžok pre kontaminované betónové povrchy v lokalite JE A1. Výsledky štatistického spracovania využiť pri vypracovaní optimálneho postupu stanovenia hĺbky kontaminácie, t.j. hrúbky materiálu, ktorú je potrebné odstrániť, aby výsledný povrch vyhovoval kritériám pre vyňatie spod inštitucionálnej kontroly, resp. pre uvoľnenie materiálov do životného prostredia.

### 3 Zvolená metóda spracovania

#### 3.1 In -situ metódy odhadu hĺbky kontaminácie

##### 3.1.1 Metóda pomeru píku a údolia

Metóda PtV bola odskúšaná pre odhad hĺbky kontaminácie v betónových povrchoch JE A1 [23], [24], pričom bola použitá matematická kalibrácia pomocou kódu MCNP [25]. Na Obr. 2 je vynesená závislosť PtP od relaxačnej dĺžky podľa výsledkom „in-situ“ meraní relaxačnej dĺžky v betónových povrchoch obj.44/10 v lokalite vyradovanej JE A1. Smernica priamky pre body PtV je strmšia ako pri PtP, čo znamená, že táto metóda je citlivejšia v súlade so závermi v literatúre [26]. Zároveň však vidieť, že rozptyl jednotlivých bodov je podstatne väčší ako v prípade metódy PtP. Vzhľadom na vysokú citlivosť tejto metódy na prítomné priestorovo premenlivé radiačné polia v lokalite JE A1 a potrebné dlhé doby merania [26], táto sa me-



táto ďalej nepoužívala.

**Obr. 2** Závislosť pomerov PtP a PtV od relaxačnej dĺžky

### 3.1.2 Metóda pomeru píkov

V Tab. 1 sú uvedené simulované plochy píkov pre demonštračný príklad relaxačnej dĺžky  $L_r = 0,224$  cm. Tejto relaxačnej dĺžke a použitej meracej zostave zodpovedá pomer čistých plôch píkov rovný 1/7. Z údajov v tabuľke vyplýva, že teoreticky dosiahnuteľná najmenšia relatívna neistota relaxačnej dĺžky je 7,45%. Vtedy je relatívna neistota pomeru čistých plôch píkov rovná nule a neistota relaxačnej dĺžky je daná iba neistotou, pikovej účinnosti.

**Tab. 1 Príspevky neistoty pomeru plochy píkov k neistote relaxačnej dĺžky**

Čistá plocha píku [-]		Neistota čistej plochy píku [-]		Neistota pomeru čistých plôch píkov [-]	Relatívna neistota pomeru čistých plôch píkov [%]	Relatívna neistota relaxačnej dĺžky $L_r$ [%]
$N_1$ (32 keV)	$N_2$ (661,6 keV)	$u_{N1}$	$u_{N2}$	$U_{N1/N2}$	$R_{N1/N2}$	$R_{Lr}$
50	350	7,07	18,71	0,021598	15%	40,8%
100	700	10,00	26,46	0,015272	11	29,3
400	2800	14,14	37,42	0,007636	5,3	16,0
<b>800</b>	<b>5600</b>	<b>20,00</b>	<b>52,92</b>	<b>0,005399</b>	<b>3,8</b>	<b>12,5</b>
1600	11200	28,28	74,83	0,003818	2,7	10,3
3200	22400	40,00	105,83	0,0027	1,9	8,98
12800	89600	11314	299,33	0,00135	0,9	7,86
51200	358400	226,27	598,67	0,000675	0,5	7,56
$\infty$				0	0	7,45

Hmotnostná aktivita na povrchu býva obyčajne oveľa väčšia ako  $100 \text{ Bq.kg}^{-1}$ , typická hodnota je od  $10^4 - 10^5 \text{ Bq.kg}^{-1}$  až po  $10^6 \text{ Bq.kg}^{-1}$ , dokonca boli identifikované v niektorých priestoroch JE A1 v Jaslovských Bohuniciach aj vyššie hodnoty. Neistoty hĺbky kontaminácie pre typickú relaxačnú dĺžku sú uvedené v Tab. 2. Pre typickú relaxačnú dĺžku  $L_r = 0,224$  cm sa relatívna neistota hĺbky kontaminácie pohybuje v intervale 13,0 až 14,4 %.

**Tab. 2 Analýza neistôt hĺbky kontaminácie**

Relaxačná dĺžka $L_r$ [cm]	0,100			0,224			0,300		
Neistota $L_r - u_{Lr}$ [cm]	0,022			0,028			0,034		
Relatívna neistota $R_{Lr}$ [%]	21,72			12,5			11,22		
Hmotnostná aktivita na povrchu $z=0$ , $A_0$ [ $\text{Bq.kg}^{-1}$ ]	$10^3$	$10^4$	$10^6$	$10^3$	$10^4$	$10^6$	$10^3$	$10^4$	$10^6$
* $A_s$ [ $\text{Bq.cm}^{-2}$ ]	0,23	2,3	230	0,52	5,15	515	0,69	6,90	690
PK** [ $\text{Bq.cm}^{-2}$ ]	0,04	0,37	37,11	0,04	0,41	41,1	0,04	0,42	42,06
Hĺbkakontaminácie HK [cm]	0,23	0,46	0,92	0,52	1,03	2,06	0,69	1,38	2,76
$u_{HK}$ [cm]	0,06	0,10	0,20	0,08	0,13	0,27	0,09	0,16	0,31

Relatívna neistota $R_{HK}$ [%]	23,9	21,7	21,72	14,4	13,0	13,0	12,59	11,23	11,22
---------------------------------	------	------	-------	------	------	------	-------	-------	-------

\* $A_S$  – celková plošná kontaminácia v zmysle RP-113 [21]

\*\*PK - teoretická hodnota PK zodpovedajúca meraniu meradlom plošnej aktivity povrchovej kontaminácie (napr. Contamat FHT111M, LB124 a pod.) pri predpokladanom exponenciálnom hĺbkovom rozdelení aktivity a danej CPK.

### 3.2 Laboratórne metódy odhadu hĺbky kontaminácie

#### 3.2.1 Popis odberu vzoriek a experimentálneho vybavenia

V prípade odberu vzoriek jadrových vrstiev bola použitá ručná jadrová vrtačka od firmy Hilti DD EC1, ktorá nepotrebuje kotvenie. Pri odbere bol použitý systém prívodu, zberu a recyklácie vody DD WMS100. Priemer odberového zariadenia bol (3 cm). Odobrané vzorky boli v laboratóriu segmentované na vrstvy.

Laboratórne analýzy boli vykonané vo VUJE, a.s. v akreditovanom Skúšobnom laboratóriu dozimetrie žiarenia (číslo osvedčenia S-219). Gamaspektrometrické merania boli vykonávané na metrologicky overených HPGe detektoroch. V čase analýz sa používali detektory od firmy Canberra s matematickou kalibráciou pikovej účinnosti (ISOCS), typu BE5030, v.č.: b11026 a BE2820, v.č.: b06124.

#### 3.2.2 Relaxačná dĺžka podľa gamaspektrometrickej analýzy vrstiev jadrových vrstiev

Namerané hmotnostné aktivity jednotlivých vrstiev jadrového vrstevu je potrebné interpretovať vhodným spôsobom, aby bolo možné určiť hĺbku kontaminácie. V prvom priblížení ju možno ohraničiť ako polohu prvej vrstvy, ktorej hmotnostná aktivita je menšia ako uvoľňovacia úroveň. Je zrejmé, že nepresnosť takéhoto prístupu je na úrovni súčtu hrúbky vrstvy (cca 6 mm) a hrúbky rezu (cca 4 mm), čo v našom prípade môže byť na úrovni 1 cm. Táto chyba môže byť čiastočne eliminovaná, ak sa hmotnostné aktivity sa aproximujú exponenciálnou funkciou (1). Ak sú hrúbky prvých dvoch vrstiev rovnaké, možno odvodiť vzťah pre relaxačnú dĺžku [27]:

$$L_r = \frac{x_3}{\ln\left(\frac{A_{m1}}{A_{m2}}\right)}, \quad (5)$$

kde:  $x_3$  je súradnica začiatku druhej vrstvy

Neistou relaxačnej dĺžky najviac ovplyvňuje neistota súradnice  $x_3$ . Priemerná relatívna neistota relaxačnej dĺžky stanovená touto metódou je na úrovni 15%.

### 3.2.3 Laboratórne metódy bez nutnosti segmentovania jadrových vrstov

Z praktických laboratórnych skúseností vyplynulo, že príprava vzorky na meranie tvorí podstatnú časť celkovej doby od prijatia vzorky do laboratória po získanie výsledku. Pridlhé trvanie doby získania výsledku bola hlavnou motiváciou pre hľadanie promptnejšej metódy stanovenie relaxačnej dĺžky a hĺbky kontaminácie.

Z interakcie fotónov s látkou vyplýva, že píkova účinnosť HPGe detektora závisí od relaxačnej dĺžky. Najviac minimalizovaná doba spracovania vzorky jadrového vrstu je v prípade, keď nie je potrebné rezať ani jednu vrstvu ale analyzovať vzorku jadrového vrstu vcelku. Do úvahy prichádzajú nasledovné dve možnosti:

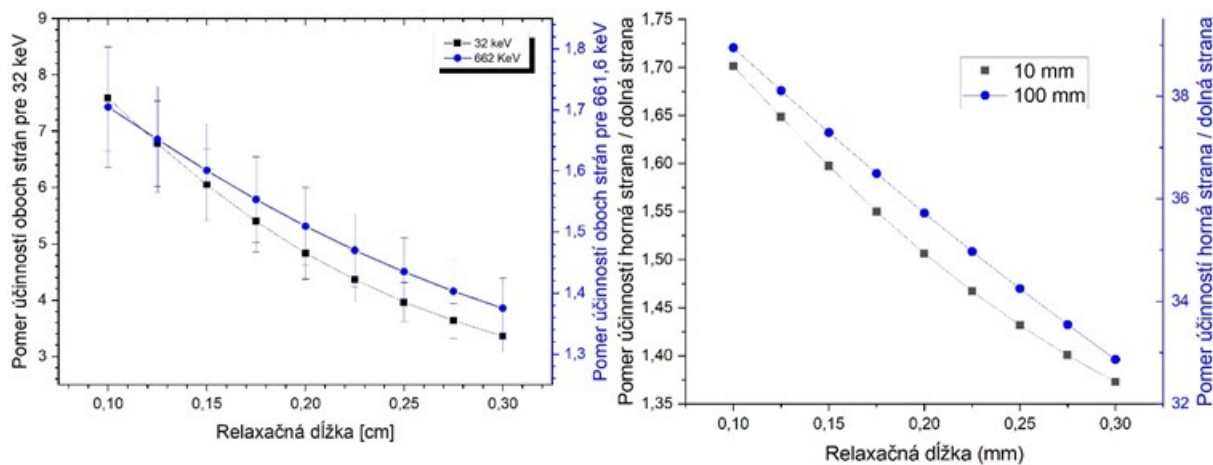
- Merať jadrový vrst z oboch strán – podiel odozvy detektora pri meraní z aktívnejšej strany k odozve od menej aktívnej strany závisí od relaxačnej dĺžky.
- Na meranie z aktívnejšej strany aplikovať metódu pomeru dvoch píkov.

#### Pomer dvoch strán

Aktivita vzorky nezávisí od geometrie merania, a preto ak označíme indexom  $D$  merania z dolnej (menej aktívnej strany) a indexom  $H$  meranie z opačnej strany, platí pre podiel meraní jadrového vrstu z oboch strán nasledovný vzťah:

$$\frac{N_H}{N_D} = \frac{\varepsilon_H(L_r)}{\varepsilon_D(L_r)} \quad (6)$$

Pri znalosti píkových účinností bola vytvorená závislosť podielu čistej plochy 661,6 keV píkov od relaxačnej dĺžky, ktorá je zobrazená na Obr. 3- vľavo, pre vrty dĺžky 1 a 10 cm. Na Obr. 3 vpravo je uvedené porovnanie závislosti pomeru účinností od relaxačnej dĺžky pre energiu fotónov 32 keV a pre porovnanie aj pre 661,6 keV.



**Obr. 3** Závislosť pomeru účinností od relaxačnej dĺžky [27]

### Podiel plôch píkov úplnej absorpcie

Metóda pomeru píkov (PtP) ako pri „in-situ“ meraní hĺbky kontaminácie bola použitá aj pri laboratórnych meraniach. Prednosťou metódy určenia hĺbky kontaminácie cez pomer plôch píkov úplnej absorpcie je, že vyžaduje len jedno gamaspektrometrické meranie pre každý jadrový vrt. Jedná sa o najrýchlejší postup určenia relaxačnej dĺžky.

$$\frac{N_{32}}{N_{661,6}} = \frac{\varepsilon_{32}(L_r)}{\varepsilon_{661,6}(L_r)} \cdot \frac{f_{32}}{f_{661,6}} \quad (7)$$

Pre účely aplikovania metódy pomerov píkov, boli vypočítané píkove účinnosti pre sadu relaxačných dĺžok a vzorky jadrových vrtov s priemer 2,8 cm (dané odberovým zariadením). Výška vzorky pomerne málo vplýva na závislosť pomeru píkov úplnej absorpcie od relaxačnej dĺžky, ak výška vzorky je výrazne väčšia ako relaxačná dĺžka

### Kolimované meranie jadrového vrtu

Ďalšou metódou nevyžadujúcou segmentáciou jadrového vrtu je kolimované meranie jadrového vrtu pozdĺž jeho osi, pričom os detektora je kolmá na os jadrového vrtu. Jadrový vrt je meraný a analyzovaný postupne po segmentoch. Rozmery tienenia a štrbiny sú volené tak, aby odtienili celú citlivú plochu detektora a aby výška štrbiny bola väčšia ako je priemer jadrového betónového vrtu.

Je zrejmé, že do odozvy detektora prispieva najmä časť vzorky pred štrbinou, ale príspevky od vrstiev tiených štrbinou nemožno úplne zanedbať. Vzhľadom na konečné rozmery tienenia prispievajú do odozvy detektora ešte aj ostatné vrstvy jadrového vrtu, ktoré sú odtienené. Príspevky tiených vrstiev sú významnejšie pri meraniach vrstiev s nižšími aktivitami.

Odozvu detektora pri meraní jednotlivých vrstiev je možné vyjadriť ako súčet príspevkov hmotnostných aktivít všetkých vrstiev:

$$n_i = f \cdot m \cdot \sum_{j=1}^n \varepsilon_{i,j} \cdot A_j \quad (8)$$

kde:  $n_i$  – je počet impulzov za sekundu pri meraní  $i$ -teho segmentu (vrstvy),  $A_j$  – hmotnostná aktivita v  $j$ -tom segmente a  $\varepsilon_{i,j}$  – píkova účinnosť detekcie od  $j$ -tej vrstvy pri  $i$ -tom meraní, tzv. matica odozvy.

Matica odozvy bola počítaná tak isto ako v predchádzajúcich prípadoch kódom ISOCS. Aktivity v jednotlivých vrstvách sa vypočítajú riešením systému lineárnych rovníc (8).

### 3.2.4 Relaxačná dĺžka podľa celkovej beta aktivity povrchovej kontaminácie

Posledná skúmaná metóda stanovenia relaxačnej dĺžky  $^{137}\text{Cs}$  využíva malý dobeh  $\beta$ -častíc v hmotnom prostredí – častice sú detegované prakticky iba z povrchu. Na detekciu sa používa bežne dostupné meradlo povrchovej kontaminácie, v ako napr. LB124-Scint so ZnS scintilátorom schopné súčasne merať a rozlíšiť celkovú beta aktivitu s celkovou alfa aktivitou.

Meraním každej vrstvy z oboch strán sa získa dvakrát viac údajov o aktivite v hĺbke ako v prípade gamaspektrometrických meraní. Tým spôsobom je relaxačná dĺžka určená presnejšie.

Pre účely odhadu hĺbky kontaminácie priamo z merania povrchovej kontaminácie je potrebné poznať okrem relaxačnej dĺžky aj hmotnostnú aktivitu. Pre tento účel bola vytvorená závislosť hmotnostnej aktivity prvej vrstvy jadrového vrtu od početnosti impulzov meraných meradlom plošnej aktivity povrchovej kontaminácie. Interpoláciou nameraných údajov bol získaný empirický vzťah (9) pre priemernú hmotnostnú aktivitu meranej vrstvy.

$$A_m = (717 \pm 80) \cdot n \text{ [Bq.kg}^{-1}\text{]} \quad (9)$$

kde:  $n$  je počet impulzov za jednotku času pri meraní celkovej beta aktivity [ $\text{s}^{-1}$ ].

Podobne ako pri gamaspektrometrických metódach, aj v prípade meranie plošnej aktivity povrchovej kontaminácie je možné obmedziť sa na meranie iba prvej vrstvy z oboch strán, a teda odhadnúť relaxačnú dĺžku pomocou dvojice údajov. Pre podiel početností merania z oboch strán a pre relaxačnú dĺžku platí:



$$\frac{N_D}{N_H} = e^{-\frac{x_D - x_H}{L_r}}, L_r = \frac{x_D - x_H}{\ln\left(\frac{N_D}{N_H}\right)}, \quad (10)$$

kde:  $x_H$  je súradnica merania hornej vrstvy,  $x_D$  je súradnica merania pre opačnú stranu meranej vrstvy, resp. ich rozdiel predstavuje hrúbku vrstvy jadrového vrtu,  $N_D$  je počet beta častíc registrovaná z merania dolnej strany vrtu a  $N_H$  je analogicky počet častíc z hornej strany.

Neistota relaxačnej dĺžky je daná neistotou stanovenie hrúbky meraného odrezku. Číselné vyjadrenie neistoty relaxačnej dĺžky je podobné ako pri gamaspektrometrických metódach a pohybuje sa na úrovni 5 až 15 %.

### 3.2.5 Plošná aktivita $^{90}\text{Sr}$

Pri charakterizácii betónových povrchov je dôležité odpovedať na otázku, či ostatné potenciálne kontaminanty majú rovnaký profil aktivity ako  $^{137}\text{Cs}$ . Druhým v poradí najdominantnejším RN v lokalite JE A1 je ťažkometalné  $^{90}\text{Sr}$ , ktorého hmotnostná aktivita býva spravidla do 22% hmotnostnej aktivity  $^{137}\text{Cs}$  [28]. Aktivitu  $^{90}\text{Sr}$  vo vzorkách betónu je možné stanoviť laboratórnou rádiochemickou analýzou alebo nedeštruktívnym laboratórnym meraním  $^{90}\text{Sr}$  vo vzorkách. Laboratórne meranie je založené na spektrometrickom stronciovom detektore vyvinutom v Kurčatovom inštitúte [29]. Oba prístupy k analýze  $^{90}\text{Sr}$  dávajú rovnaké výsledky v rámci štatistickej neistoty [30].

Meracia zostava pre nedeštruktívne stanovenie aktivity  $^{90}\text{Sr}$  v tenkej povrchovej vrstve vzorky betónu pozostávala z metrologicky overeného stronciového detektora TPS001 s tenkým plastickým scintilátorom priemeru 3 palce a spektrometrickej trasy – Inspector 2000. Podrobnejší popis detektora a princípu metódy je uvedený v [29].

## 4 Výsledky dizertačnej práce s uvedením nových poznatkov

### 4.1 Deklarácia hĺbky kontaminácie „in-situ“ metódou pomeru pík

#### 4.1.1 Variabilita relaxačnej dĺžky

V priestoroch vonkajších objektov JE A1 v Jaslovských Bohuniciach boli vykonané charakterizačné merania betónových povrchov (budovy a podzemné nádrže) najmä v priestoroch, ktoré boli v minulosti v kontakte s kvapalnými médiami. Merané povrchy boli v minulosti zväčša pokryté ochranným náterom (olejové farby, PESL), alebo nerezovou výstielkou. Z hľadiska profilu aktivity  $^{137}\text{Cs}$  v betónových povrchoch je možné betónové povrchy rozdeliť do nasledovných kategórií:

- Miesta s veľmi malou relaxačnou dĺžkou (takmer nulovou – menej ako 0,1 cm). Pre tieto miesta je typické, že ochranná vrstva bola v neporušenom stave a zároveň neboli identifikované žiadne praskliny ani na povrchu betónu, ani v hlbších vrstvách vo vzorkách.
- Miesta bez zjavných porúch v štruktúre s identifikovaným exponenciálnym profilom hmotnostnej aktivity v hĺbke, ktorý možno charakterizovať relaxačnou dĺžkou v intervale (0,15 – 0,5) cm.
- Miesta s identifikovanou kontamináciou aj v hlbších vrstvách. Povrch býva často poškodený. Praskliny v betónových štruktúrach sú jasne identifikovateľné, môžu byť buď povrchové alebo aj v hlbších vrstvách. Abnormálne vysoké hodnoty relaxačnej dĺžky môžu byť stanovené v extrémnych prípadoch až do hodnoty 0,5 cm.

Obj. 44/10 – Zložisko kvapalných RAO v Jaslovských Bohuniciach je vhodným príkladom pre takéto merania. Merania boli vykonané na podlahe v pravidelnej sieti s rozmerom oka 1 x 1 m. Výsledky sú uvedené v Tab. 3 a grafická interpretácia hĺbky kontaminácie je uvedená na Obr. 4. Prvý stĺpec tabuľky reprezentuje miesto merania (súradnica Y\_X), v ďalších stĺpcoch sú relaxačné dĺžky stanovené „in-situ“ meraním a hĺbka kontaminácie. Priemerná relaxačná dĺžka stanovená „in-situ“ meraním je 0,17 cm a štandardná odchýlka 0,07 cm. Najmenšia hodnoty relaxačných dĺžok pochádzajú z miest, kde boli namerané najnižšie hodnoty povrchovej kontaminácie. Tieto povrchy boli v dobrom stave bez známok prasklín a v ich blízkosti sa nenachádzala žiadna technológia. Tieto miesta boli považované za povrchovo kontaminované a na dekontamináciu bolo navrhnuté použiť brúsky, ktorými je možné odstrániť v jednom kroku približne milimetrovú vrstvu materiálu.

**Tab. 3 Relaxačná dĺžka v m.č.401 obj.44/10**

Označenie	L <sub>r</sub>	HK	A <sub>0</sub>	Označenie	L <sub>r</sub>	HK	A <sub>0</sub>
	[cm]	[cm]	[Bq.kg <sup>-1</sup> ]		[cm]	[cm]	[Bq.kg <sup>-1</sup> ]
1_1	0,21	1,15	23 300	<b>3_2</b>	<b>0,11</b>	<b>0,812</b>	<b>132 600</b>
1_4	0,06	0,266	7 720	<b>3_3</b>	<b>0,19</b>	<b>1,53</b>	<b>314 200</b>
2_1	0,16	0,844	23 200	3_4	0,07	0,195	1 810
2_2	0,23	1,38	4 370	4_1	0,14	0,778	23 100
2_3	0,18	1,18	67 800	4_2	0,22	1,44	65600
2_4	0,13	0,673	15 200	4_3	0,25	1,93	211 900
3_1	0,27	1,52	27 900	5_2	0,06	0,351	29 300

5_3	0,27	2,00	164 800
-----	------	------	---------

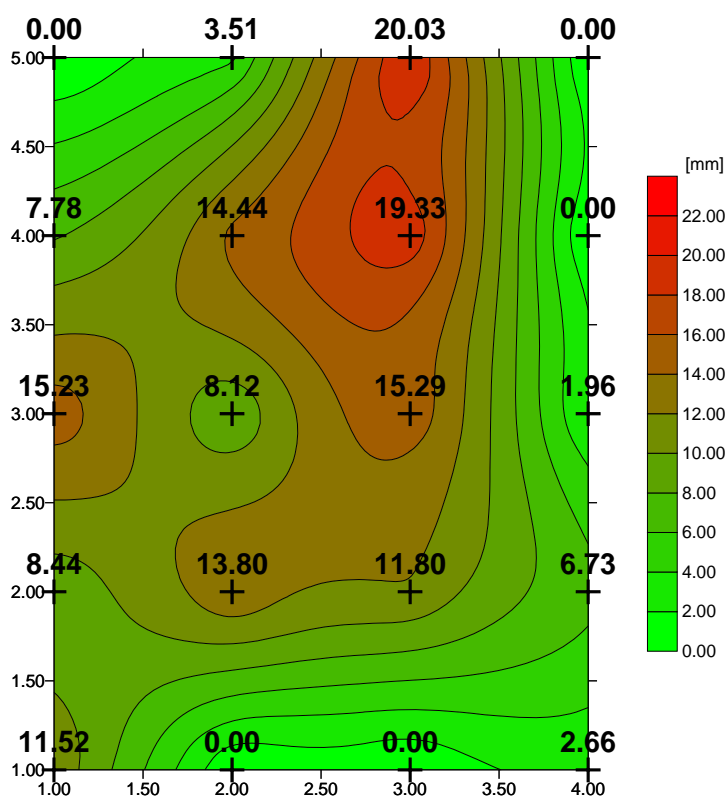
**Obr. 4 Odhad hĺbky kontaminácie z „in-situ“ meraní v miestnosti č.401, obj.44/10**

#### 4.1.2 Porovnanie laboratórnych a „in-situ“ výsledkov a zhodnotenie variability relaxačnej dĺžky

Porovnanie laboratórnych analýz s „in-situ“ meraniami sú uvedené v Tab. 4. Uvedené výsledky poukazujú na dobrú zhodu. Odchýlky sú v rámci vypočítaných neistôt. Štandardná odchýlka 0,07 cm znamená, že 68% údajov sa nachádza v intervale (0,1 – 0,24) cm. Podobné závery sú aj z meraní iných povrchov tej istej JE. Napr. v obj.44/20 – Zložisko pevných RAO bola identifikovaná podobná relaxačná dĺžka rovná 0,22 cm so štandardnou odchýlkou 0,05 cm.

**Tab. 4 Porovnanie laboratórnych a „in-situ“ meraní relaxačných dĺžok**

Miesto	Relaxačná dĺžka $L_r$ [cm]		Hmotnostná aktivita na povrchu $z=0$ , $A_0$ [Bq.kg <sup>-1</sup> ]	
	„In-situ“	Lab.	„In-situ“	„Lab.“



3_2	0,11	0,13 0,27* 0,15	3_2	0,11
-----	------	-----------------------	-----	------

3_3	0,19	0,24 0,23	3_3	0,19
5_3	0,27	0,24 0,28	5_3	0,27

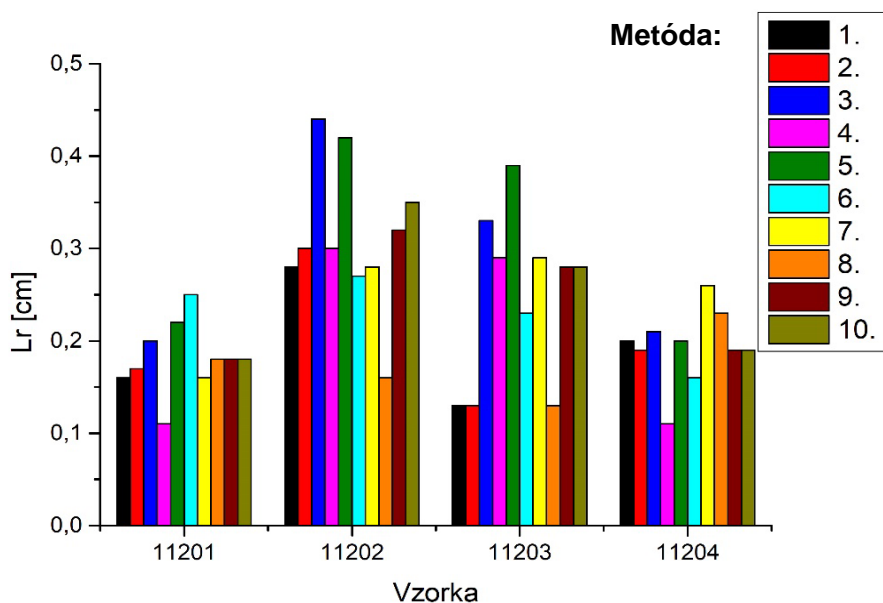
V prípade, že priemerná relaxačná dĺžka je okolo 0,2 cm reálne hodnoty sú v rámci intervalu 0,17 až 0,25 cm, potom sa hĺbka kontaminácie pohybuje v rámci 0,5 cm pre široký interval hmotnostných aktivít na povrchu. Takáto presnosť je viac ako akceptovateľná uvažujúc používané dekontaminačné techniky pre betónové povrchy. Preto, ak sa na povrchoch nenachádzajú žiadne škrvny a ani žiadne praskliny sa nenachádzajú v betóne, možno použiť nespektrometrické merania pre účely odhadu hĺbky kontaminácie. Tieto merania sú výrazne lacnejšie, rýchlejšie a menej rizikové pre technikov.

#### 4.2 Relaxačné dĺžky a hĺbky kontaminácie vo vzorkách jadrových vrtov

Porovnanie výsledkov vybraných laboratórnych analýz jadrových vrtov bolo publikované v práci [27]. Prezentované laboratórne metódy boli gamaspektrometricky analyzované v akreditovanom Skúšobnom laboratóriu VUJE, a.s. V záznamoch laboratória majú vzorky kódové označenie 11201 BET, 11202 BET, 11203 BET a 11204 BET. Relaxačné dĺžky jednotlivými metódami sú zosumarizované na Obr. 5.

Štatistické testy nezamietli hypotézu o rovnosti priemerov, avšak sila testov je nízka vzhľadom na rozsah údajov. Presvedčivejšia interpretácia testov by sa dosiahla väčším súborom údajov. Boli vybrané najperspektívnejšie metódy, ktoré boli ďalej aplikované na podstatne väčší súbor vzoriek:

- Metóda pomeru dvoch pík aplikovanej na prvú vrstvu (ďalej PtP),
- Metóda pomeru aktivity  $^{137}\text{Cs}$  v prvej a druhej vrstve (ďalej „vrstvy“)
- Meranie celkovej beta aktivity povrchovej kontaminácie (ďalej LB124)



**Obr. 5 Relaxačné dĺžky stanovené rôznymi metódami**

Metódy:

1. Regresná analýza hmotnostných aktivít v jednotlivých vrstvách jadrového vrtu
2. Pomer hmotnostných aktivít prvých dvoch vrstiev
3. Meranie vrtu z oboch strán pre energiu 661,6 keV
4. Meranie prvej vrstvy vrtu z oboch strán pre energiu 661,6 keV
5. Meranie prvej vrstvy vrtu z oboch strán pre energiu 32 keV
6. Pomer plochy píkovej úplnej absorpcie 32 keV a 661,6 keV, meranie celého vrtu
7. Pomer plochy píkovej úplnej absorpcie 32 keV a 661,6 keV, meranie 1. vrstvy
8. Kolimované meranie jadrového vrtu
9. Regresná analýza počtu impulzov za jednotku času beta žiarenia v hĺbke
10. Pomer počtu impulzov za jednotku času beta žiarenia z vrchnej a spodnej strany prvej vrstvy vrtu

### 4.3 Stanovenie priemernej hodnoty relaxačnej dĺžky a jej rozptylu

#### 4.3.1 Relaxačná dĺžka pre $^{137}\text{Cs}$

Relaxačná dĺžka bola určená podľa aktivity  $^{137}\text{Cs}$  v segmentoch jadrového vrtu ako aj podľa pomeru čistej plochy píkovej 32 a 661,6 keV. V prípade, že hmotnostná aktivita  $^{137}\text{Cs}$  v prvej vrstve presahovala hodnotu  $3 \cdot 10^4 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ , bolo dodatočne vykonané meranie celkovej beta plošnej aktivity povrchovej kontaminácie.

Namerané a vypočítané údaje relaxačnej dĺžky boli štatisticky spracované s cieľom porovnať, či výsledky stanovené jednotlivými metódami sú vo vzájomnej zhode. Popisná štatistika k údajom relaxačných dĺžok je uvedená v nasledovnej Tab. 5.

**Tab. 5 Popisná štatistika relaxačných dĺžok rádionuklidu  $^{137}\text{Cs}$**

Metóda	Počet meraní	Priemer $L_r$ [cm]	Štandardná odchýlka $L_r$ [cm]	Chyba priemeru $L_r$ [cm]	Geometrický priemer $L_r$ [cm]	Min	Median	Max

Vrstvy	108	0,24	0,10	0,01	0,22	0,09	0,21	0,60
LB124	85	0,30	0,13	0,01	0,27	0,11	0,25	0,73
PtP	117	0,68	1,17	0,11	0,26	0,02	0,21	8,25

Údaje relaxačných dĺžok boli logaritmované a na takto transformovaný súbor bol aplikovaný párový t-test. Test ukázal najlepšiu zhodu medzi metódou pomeru pík (PtP) a interpoláciou aktivít v jednotlivých vrstvách (sila testu 0,46). Ďalej sa nepodarilo vyvrátiť hypotézu o rozdielnosti údajov získanými metódou a metódou merania celkovej beta aktivity povrchovej kontaminácie (sila testu 0,053), avšak zamietol hypotézu o rovnosti údajov získaných meraním povrchovej kontaminácie a interpoláciou aktivít v jednotlivých vrstvách (sila testu 0,999).

Z výsledkov párových t-testov sa javí, že relaxačnej dĺžky cez meranie celkovej beta aktivity povrchovej kontaminácie poskytujú iné výsledky ako ostatné dve metódy. Možná príčina môže byť dôsledku vplyvu krížovej kontaminácie počas odberu na výsledok merania.

Všeobecne však možno konštatovať, že podľa uvedených údajov je variabilita relaxačnej dĺžky pomerne malá. Podľa výsledkov vyplývajúcich z merania celkovej plošnej beta aktivity povrchovej kontaminácie medián je 0,25 cm a tretí kvartil je na úrovni 0,37 cm. Podobnú skúsenosť s rozdelením relaxačných dĺžok majú aj v SCK-CEN pri vyradovaní reaktora BR3 [31].

#### 4.3.2 Relaxačná dĺžka rádionuklidu $^{90}\text{Sr}$

Výsledky relaxačných dĺžok pre  $^{90}\text{Sr}$  sú zosumarizované vo forme popisnej štatistiky v Tab. 6. Údaje majú log-normálne rozdelenie, a preto parametrický párový t-test bol aplikovaný až po logaritmickú transformáciu údajov. Parametrický test nezamietol nulovú hypotézu, že priemer rozdielov jednotlivých hodnôt je rôzny od testovanej hodnoty (nula). Z vykonaného testu možno usúdiť, že oba rádionuklidy majú rovnakú relaxačnú dĺžku v súlade s očakávaním.

**Tab. 6 Popisná štatistika relaxačných dĺžok  $^{137}\text{Cs}$  a  $^{90}\text{Sr}$**

RN	Počet meraní	Priemer $L_r$ [cm]	Štandardná odchýlka $L_r$ [cm]	Chyba priemeru $L_r$ [cm]	Geometrický priemer $L_r$ [cm]	Min	Median	Max
$^{137}\text{Cs}$	42	0,38	0,27	0,04	0,32	0,12	0,32	1,34
$^{90}\text{Sr}$	42	0,34	0,18	0,03	0,29	0,10	0,29	0,79

#### 4.4 Návrh vylepšenia rádiologickej charakterizácie betónových povrchov

Pri uvážení nízkej variability relaxačnej dĺžky a znalosti závislosti medzi počtom impulzov za sekundu pri meraní celkovej beta aktivity a hmotnostnou aktivitou je možné odhadnúť hĺbku kontaminácie aj zo samotného merania celkovej beta aktivity povrchovej kontaminácie. V Tab. 7 sú uvedené odhadované hĺbky kontaminácie pre merané odozvy zariadenia LB124. V prvom stĺpci tabuľky je uvedená odozva prístroja v jednotkách impulzoch za sekundu, v druhom stĺpci prepočet na hmotnostnú aktivitu v povrchovej vrstve podľa vzťahu (9). Hĺbka kontaminácie je vypočítaná pre rádionuklid  $^{137}\text{Cs}$ , ktorého referenčná úroveň hmotnostnej aktivity je  $A_m = 92 \text{ Bq.kg}^{-1}$ . Referenčná úroveň  $^{137}\text{Cs}$  bola získaná korekciou uvoľňovacej úrovne pre  $^{137}\text{Cs}$  vzhľadom na prítomnosť TDRN pre prípad ich maximálne možnej aktivity podľa rozhodnutia [28].

**Tab. 7 Odhad hĺbky kontaminácie  $^{137}\text{Cs}$  z merania PK**

n [s <sup>-1</sup> ]	A <sub>m</sub> (0) [Bq.kg <sup>-1</sup> ]	Hĺbka kontaminácie pre L <sub>r</sub> [cm]			
		0,2	0,25	0,3	0,37
1	105	0,7	0,9	1,0	1,3
1000	104914	2,1	2,6	3,1	3,8
50000	5245721	2,9	3,6	4,3	5,3

V prípade uvoľňovacej fázy monitorovania betónových povrchov je nevyhnutné kontrolovať aj zastúpenie RN v podpovrchových vrstvách. Metódu PtV je možné použiť pre kontrolu prítomnosti  $^{137}\text{Cs}$  v podpovrchových vrstvách.

Pri uvoľňovacom meraní sa využíva okrem iného aj scintilačná spektrometria, na základe ktorej sa hodnotí celková plošná kontaminácia. Táto veličina slúži na kontrolu obsahu RN v celom objeme stavebných štruktúr, a ktorá sa prepočítava na priemernú hmotnostnú aktivitu. Spektrá možno využiť aj na hodnotenie prítomnosti kontaminantov v podpovrchových vrstvách betónov. V nasledovnej Tab. 8 sú vypočítané odozvy dvojpalcového NaI(Tl) detektora pre pík úplnej absorpcie a vybrané oblasti v ľavej časti spektra od píku úplnej absorpcie  $^{137}\text{Cs}$ . Odozvy sú uvedené pre tri typické profily aktivity s celkovou aktivitou  $A = 1 \text{ Bq}$ , pre tesnú geometriu merania (čelo detektora na kontakt s meraným povrchom):

- plošný žiarič,
- exponenciálne rozdelenie s relaxačnou dĺžkou  $L_r = 0,25\text{cm}$ ,
- plošný žiarič prekrytý 3 cm vrstvou nekontaminovaného betónu.

**Tab. 8 Podiel PtV v 2“x2“ NaI(Tl) detektore pre modelový zdroj**

Energetický interval [keV]	Plošný zdroj A = 1 [Bq]		Exponenciálne rozdelenie $L_r = 0,25$ cm		Zdroj prekrytý čistým betónom hrúbky 3 cm	
	Počet impulzov*	PtV**	Počet impulzov*	PtV**	Počet impulzov*	PtV**
470 – 540	1,64E-05	12,20	9,40E-06	21,31	4,66E-06	43,04
540 – 600	6,86E-06	29,22	4,85E-06	41,32	3,14E-06	63,74
600 - 750	2,00E-04	1	9,82E-05	1	1,79E-05	1

\* normované na jeden emitovaný fotón zo zdroja s energiou 661,6 keV.

\*\* podiel píku úplnej absorpcie (661,6 keV) k údoliu

Je zrejmé, že tvar spektra môže byť výraznou pomôckou pri kontrole prítomnosti kontaminantov v hlbších vrstvách. Napr. zdroj prekrytý nekontaminovaným betónom stúpne podiel PtV z hodnoty približne 12 na 43, čiže takmer trojnásobne. Zavedením postupu do praxe sa výrazne eliminujú náklady spojené so vzorkovaním. Problematika metódy PtV potrebuje ďalší výskum, ktorý aktuálne prebieha [32].



## 5 Súhrn výsledkov, nových poznatkov, závery pre prax a rozvoj vednej disciplíny

Predmetom predkladanej dizertačnej práce je analýza metód používaných za účelom rádiologickej charakterizácie stavebných betónových povrchov, ktoré tvoria jednu z najväčších zložiek materiálových tokov pri vyradovaní JZ. Rádiologická charakterizácia by mala okrem iného odpovedať aj na otázku distribúcie kontaminantov. V práci sú popísané dostupné „in situ“ a laboratórne metódy umožňujúce stanovenie distribúcie kontaminantov v hĺbke betónových povrchov. Ďalej sú porovnané výhody a nevýhody jednotlivých postupov. Základným cieľom dizertačnej práce bolo navrhnúť a popísať vhodnú metódu a metodiku pre stanovenie profilu aktivity kontaminantov v betónových povrchoch. Znalosť tohto profilu umožňuje jednak zvoliť vhodnú metódu dekontaminácie, čím sa šetria prostriedky (ľudské, finančné, materiálne) potrebné pre projekt vyradovania JZ a zároveň sa optimalizuje množstvo vyprodukovaných RAO, čím sa opäť šetria náklady spojené s jeho úpravou a spracovaním.

Na základe stanovených cieľov uvedených v kap. 2 možno dosiahnuté výsledky dizertačnej práce zhodnotiť do viacerých bodov, v ktorých bolo urobené:

- 1 Z metód „in-situ“ stanovenia profilu aktivity RN popísaných v literatúre boli vybrané dve metódy nevyžadujúce komplikované technické vybavenie: metóda pomeru pík  $PtP$  a metóda pomeru píku a údolia  $PtV$ . Na vybraných kontaminovaných plochách boli odskúšané obe metódy a výsledky boli porovnané s laboratórnymi analýzami odobraných vzoriek. Metóda pomeru pík  $PtP$  vykazuje presnejšiu zhodu a v súlade s literatúrou menšie doby merania.

Napriek preferencii metódy  $PtP$  pred  $PtV$  pri preddekontaminačnej charakterizácii, má metóda  $PtV$  pomocou scintilačnej spektrometrie potenciálne využitie pri uvoľňovacom meraní, k čomu bude potrebné vykonať v budúcnosti ďalšie analýzy zamerané najmä na korekciu počtu impulzov v oblasti údolia (ľavá časť od píku úplnej absorpcie).

Na štyroch vzorkách jadrových vrtov bolo navrhnutých a komplexne odskúšaných 10 inovatívnych metód laboratórných postupov pre stanovenie profilu aktivity RN v jadrových vrtoch. Z odskúšaných metód boli v literatúre publikované iba dve z nich: segmentovanie vzorky na vrstvy s následným preložením exponenciálnou funkciou podľa aktivity v jednotlivých vrstvách a kolimované meranie pozdĺž jadrového vrtu, avšak bez bližšej analýzy neistôt.

Zo získaných experimentálnych údajov nebolo možné jednoznačne zhodnotiť, či poskytujú rovnaké relaxačné dĺžky, resp. štatistickými testami nebolo možné zamietnuť hypotézu o rovnosti priemerných hodnôt.

Jednotlivé metódy boli zhodnotené z hľadiska prácnosti, nárokov na laboratórne technické a personálne vybavenie. Z pohľadu hodnotených parametrov boli vybrané tri metódy:

- metóda pomeru píkov PtP,
- segmentovanie na vrstvy a ich gamaspektrometrická analýza,
- meranie celkovej beta/alfa aktivity jednotlivých vrstiev

Posledná metóda bola doplnená o spektrometrické meranie  $^{90}\text{Sr}$ . Ukázalo sa, že relaxačné dĺžky (teda hĺbky, kde špecifická aktivita klesne e-krát oproti povrchu) obidvoch sledovaných RN ( $^{137}\text{Cs}$  a  $^{90}\text{Sr}$ ) je rovnaká. Z uvedeného tvrdenia vyplýva dôležitý záver, že z pohľadu nakladania s RAO, ako aj z pohľadu uvoľňovania do ŽP, stačí kontrolovať kľúčový RN  $^{137}\text{Cs}$ , čo výrazne redukuje náklady spojené s charakterizáciou materiálov.

- 2 Ku každej odskúšanej metóde bola vyjadrená neistota stanovenia relaxačnej dĺžky a hĺbky kontaminácie, ktoré boli navzájom porovnateľné. Neistota „in-situ“ meraní bola ocenená na približne 12 % pri koeficiente pokrytia  $k = 1$ , z čoho vyplýva neistota hĺbky kontaminácie na úrovni 14 %. Z analýzy neistôt boli z pohľadu produktivity meraní navrhnuté plochy píkovej úplnej absorpcie, kedy už ďalšie zníženie ich neistoty neprinesie významné zníženie neistoty relaxačnej dĺžky. Najväčší vplyv na výslednú neistotu relaxačnej dĺžky má neistota stanovenia píkovej účinnosti.

Významným faktorom pri „in-situ“ meraniach ovplyvňujúcim výslednú relaxačnú dĺžku je nehomogenita meranej plochy, ktorá môže byť eliminovaná zorným uhlom detektora. V prípade laboratórných metód je dôležitým faktorom potenciálna krížová kontaminácia spôsobená mokrým odberom jadrových vrstiev. Minimalizovať vplyv krížovej kontaminácie pri odbere jadrových vrstiev sa v zahraničí podarilo eliminovať odberom vzoriek bez chladenia kvapalnými médiami.

- 3 V práci boli porovnané výsledky relaxačných dĺžok získané „in-situ“ metódami s výsledkami získanými laboratórnymi analýzami odobratých vzoriek jadrových vrstiev. Porovnanie vykazuje veľmi dobrú zhodu, z čoho vyplýva, že použitie „in-situ“ metód pri charakterizácii stavebných betónových štruktúr môže výrazne znížiť náklady spojené s odberom a laboratórnou analýzou vzoriek.

V závere práce boli porovnané údaje relaxačných dĺžok získané rôznymi laboratórnymi metódami. Dostupné údaje relaxačných dĺžok majú lognormálne rozdelenie. Pre účely ich štatistického spracovania boli údaje transformované, aby mohli byť následne aplikované parametrické párové t-testy, ktoré ukázali že relaxačné dĺžky určené meraním celkovej beta aktivity povrchovej kontaminácie sú výrazne iné ako údaje získané ostatnými metódami, čo môže byť spôsobené už spomínanou krížovou kontamináciou zapríčinenou samotným v procesom odberu vzoriek. Relaxačné dĺžky získané meraním celkovej beta aktivity povrchovej kontaminácie (resp. aj spektrometrické meranie  $^{90}\text{Sr}$ ) sa javia ako výsledky najmenej ovplyvnené krížovou kontamináciou. Geometrický priemer relaxačných dĺžok určený touto metódou je  $L_r = 0,27$  cm a tretí kvartil je  $L_r = 0,37$  cm.

Na základe uvedených poznatkov o distribúcii relaxačných dĺžok, ktorý sa javí byť rovnaký vo všetkých skúmaných povrchoch, bol navrhnutý zjednodušený postup (metodika) odhadu hĺbky kontaminácie na základe nespektrometrického merania celkovej beta aktivity povrchovej kontaminácie. Prípadná kontaminácia v podpovrchových vrstvách je kontrolovaná spektrometrickým meraním celkovej plošnej kontaminácie CPK, ktoré je súčasťou uvoľňovacích meraní betónových povrchov. Vyhodnotenie merania CPK je navrhnuté doplniť o vyhodnotenie metódy PtV, ktorá je dostatočne citlivá na posúdenie, či sa kontaminácia nachádza v podpovrchových štruktúrach

V predkladanej práci je naznačený spôsob posúdenia prítomnosti kontaminácie v podpovrchových štruktúrach metódou PtV. Pre jej plnohodnotné uplatnenie v praxi pri meraní betónových povrchov je potrebné vykonať citlivostnú analýzu s cieľom posúdenia jednotlivých parametrov ovplyvňujúcich výsledok merania. Výsledok PtV môže byť ovplyvnený faktormi, ktoré ovplyvňujú buď plochu píku úplnej absorpcie, alebo plochu údolia, prípadne oboje. Plochu píku úplnej absorpcie ovplyvňuje prítomnosť externých zdrojov ionizujúceho žiarenia pozostávajúcich zo záujmových RN, v tomto prípade  $^{137}\text{Cs}$ . Oblasť údolia môže byť nadhodnotená príspevkom z kozmického žiarenia, z prítomnosti externých zdrojov a z príspevkov do Comptonovho kontinua od prírodných RN (napr.,  $^{40}\text{K}$ , uránový a tóriový rozpadový rad).

Plnohodnotnému využitiu laboratórných metód pri stanovení profilu aktivity  $^{137}\text{Cs}$  v hĺbke bráni potenciálne riziko krížovej kontaminácie v dôsledku mokrého spôsobu odberu jadrových vrtov. Do budúcnosti by bolo prínosné navrhnuť a realizovať taký spôsob

odberu vzoriek betónov, pri ktorých je toto riziko znížené na minimum alebo optimalizované.

## Zoznam použitej literatúry

- [1] *Zákon z 13. marca 2018 o radiačnej ochrane a o zmene a doplnení niektorých zákonov.* Zbierka zákonov č. 87/2018.
- [2] International Atomic Energy Agency, *Radiological Characterisation of Shut Down Nuclear Reactors for Decommissioning Purposes*, Technical reports Series No. 389, IAEA, Vienna (1998). Dostupné na internete: [http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/TRS389\\_scr.pdf](http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/TRS389_scr.pdf), ISBN 92-0-103198-X.
- [3] MACDONALD J., GIBSON C. J., FISH P. J., et al.: *An Experimental comparison of „in-situ“ gamma Spectrometric Methods for Quantifying Cs-137 Radioactive Contamination in the Ground*; IEEE Transactions on Nuclear Science, vol. 46, No. 3, June 1999.
- [4] KORUN M, LIKAR A, LIPOGLAVŠEK, et al., „in-situ“ measurement of Cs distribution in the soil, Nucl. Instrum. Methods Phys. Res. B 93 485–91, September 1994, [https://doi.org/10.1016/0168-583X\(94\)95638-3](https://doi.org/10.1016/0168-583X(94)95638-3)
- [5] KORUN M, MARTINČIČ R. AND PUCELJ B., „in-situ“ measurement of the radioactive fallout deposit, Nucl. Instrum. Methods Phys, Res. A 300 611–5, February 1991, [https://doi.org/10.1016/0168-9002\(91\)90398-A](https://doi.org/10.1016/0168-9002(91)90398-A)
- [6] KARLBERG O., „in-situ“  $\gamma$  spectrometry of the Chernobyl fallout using soil-sample independent corrections for surface roughness and migration; Statens strålskyddshstitut, Swedish Radiation Protection Institute, SSI-rapport 93-33, ISSN 0282-4434.
- [7] BODEN S., ROGIERS B., JACQUES D., *Determination of Cs-137 contamination depth distribution in building structures using geostatistical modelling of ISOCS measurements*; Applied Radiation and Isotopes, Volume 79, September 2013, Pages 25-36, DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.apradiso.2013.04.028>
- [8] KH. HADDAD, M.S. AL-MASRI, A.W. DOUBAL, *Determination of  $^{226}\text{Ra}$  contamination depth in soil using the multiple photopeaks method*, Journal of Environmental Radioactivity 128 (2014) 33-37, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2013.10.025>
- [9] FENG T.C., JIA M.Y., LONG B., et al., *Delaminated method to determine the depth distribution of  $^{152}\text{Eu}$  in soil by „in-situ“ HPGe  $\gamma$  spectrometry*; Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A 597 (2008) 192–197, doi: <https://doi.org/10.1016/j.nima.2008.08.141>
- [10] HADDAD KH., ALBYIAT R.: *Correction factors determination in large samples gamma assay using its own multi-gamma lines spectrum*; Applied Radiation and Isotopes 67 (2009) 1819–1823; <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2009.05.014>

- [11] SHIPPEN A, JOYCE M. J., *Profiling the depth of caesium-137 contamination in concrete via a relative linear attenuation model*; *Applied Radiation and Isotopes* 68 (2010) 631–634, <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2009.09.046>
- [12] TRNKOVÁ L, TROJEK T, THINOVA L.: *Gamma spectrometric measurements of depth-related radionuclide distribution in walls*; *Applied Radiation and Isotopes* 68 (2010) 832–835, <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2009.09.061>
- [13] Tabuľky hmotnostných zoslabovacích koeficientov pre fotóny: <https://physics.nist.gov/PhysRefData/XrayMassCoef/tab3.html>,
- [14] ZOMBORI, P., ANDRASI, A., NEMETH, A., *A New Method for Determination of Radionuclide Distribution in the Soil by In Situ Gamma-Ray Spectrometry*, (Report KFKI-1992-20/K). Hungarian Academy of Sciences, Central Research Institute for Physics, Budapest 1992.
- [15] MACDONALD J. et al., *A theoretical comparison of methods of quantification of radioactive contamination in soil using in situ gamma spectrometry*; *J. Radiol. Prot.* 1997 Vol. 17 No 1 3–15, PII: S0952-4746(97)80610-2
- [16] FENG T.C., et al., *Relationship between soil bulk density and PVR of in situ  $\gamma$  spectra*, *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A* 608 (2009) 92–98, <http://dx.doi.org/10.1016/j.nima.2009.06.021>
- [17] HJERPE T., SAMUELSSON CH., *Accounting for the depth distribution of  $^{137}\text{Cs}$  in on-line mobile gamma spectrometry through primary and forward-scattered photons*; *Radiat Environ Biophys* (2002) 41:225–230, DOI 10.1007/s00411-002-0158-3.
- [18] ÖSTLUND K, SAMUELSSON CH, RÄÄF CH., *Experimentally determined vs. Monte Carlo simulated peak-to-valley ratios for a well-characterised n-type HPGe detector*; *Applied Radiation and Isotopes* 95 (2015) 94–100, <http://dx.doi.org/10.1016/j.apradiso.2014.09.022>
- [19] GERING G., HILLMANN, U., JACOB, P. et al. *In situ  $\gamma$ -spectrometry several years after deposition of radiocesium, II. Peak-to-Valley method*, *Radiat Environ Biophys* (1996) 37: 283-291 (1998) <https://doi.org/10.1007/s004110050043>
- [20] FÜLÖP M, RAGAN P (1997) „in-situ“ measurements of  $^{137}\text{Cs}$  in soil by unfolding method. *Health Phys* 72:923–930.
- [21] European Commission: *Radiation Protection 113 - "Recommended radiological protection for the clearance of buildings and building rubble from dismantling of nuclear installations"*; Recommendations of the group of experts set up under the terms of Article 31 of the Euratom Treaty; 2000.

- [22] GILMORE, G.R., 2008. *Practical Gamma-ray Spectroscopy*, 2nd edition, Warrington UK, Nuclear Training Services Ltd., 2008, ISBN 978-0-470-86196-7.
- [23] LIŠTJAK M. et al., *Nedeštruktívny odhad hĺbky kontaminácie v betónových povrchoch*; Technická správa VUJE, VJEA-1/TP4.6.4./SPR/02/VUJE/09/N1, Trnava 2008.
- [24] LIŠTJAK M., SLANINKA A., *Nedeštruktívny odhad hĺbky kontaminácie - upresnenie poloempirickou kalibráciou HPGe detektora*; Technická správa VUJE, ev.č.: VJEA1\_II/TP\_2.4.1.1/TS/VUJE/09/00; (2009).
- [25] BRIESMEISTER J.R. (Ed.): *MCNP A General Monte Carlo N-Particle Transport Code*, LA-13709-M, LANL, Los Alamos, USA, 2000.
- [26] FENG T. et al., *Relaxation-depth sensitivity of „in-situ“  $\gamma$  Spectrometry to Determine the Depth-distribution of Artificial Radionuclides in Soil*; Progress in Nuclear Science and Technology, Vol. 1, p.400-403 (2011); DOI: 10.15669/pnst.1.400.
- [27] DOLNIAK, J. *Stanovenie profilu aktivity cs-137 vo vzorkách betónových jadier*, Diplomová práca, Univerzita Komenského v Bratislave, Fakulta matematiky, fyziky a informatiky, Bratislava 2018, ev.č.935.
- [28] Rozhodnutie ÚVZ SR zo dňa 21. 10. 2011 o povolení na uvoľňovanie rádioaktívne kontaminovaných materiálov z JE A1, číslo OOPZ/7119/2011.
- [29] POTAPOV, V.N., VOLKOVICH, A.G., IVANOV, O.P., ET AL., *Development of portable beta spectrometer for Sr-90 activity measurements in field conditions and its application in rehabilitation activities at RRC Kurchatov Institute*. In: Proceedings of the 2006 Waste Management Symposium, February 26–March 2, 2006 Tuscon, AZ, DOI: 10.13140/2.1.2583.7769.
- [30] SLANINKA A., DULANSKA S., SLAVIK O., *A comparison of  $^{90}\text{Sr}$  determination methods using separation on AnaLig® Sr-01 gel and non-destructive direct beta spectrometry*, Radiation Physics and Chemistry Volume 112, July 2015, Pages 56-60, March 2015, <https://doi.org/10.1016/j.radphyschem.2015.03.014>.
- [31] BODEN, Sven. 10th International Symposium on Release of Radioactive Material from Regulatory Control, Provisions for Clearance and Exemption, 8. novembra 2017. Osobná komunikácia.
- [32] BEDNÁR, D. *Inovatívne využitie gamaspektrometrie pri rádiologickej charakterizácii*. Písomná práca k dizertačnej skúške. FEI STU, Bratislava. 2020.

## Zoznam publikovaných prác doktoranda

### ADC Vedecké práce v zahraničných karentovaných časopisoch

- [1] STRÁŽOVEC, R., HRNČÍŘ, T., LIŠTJAK, M., NEČAS, V. *Selection of optimal treatment procedures for non-standard radioactive waste arising from decommissioning of NPP after accident* In *Nuclear Engineering and Design*. Vol. 301, (2016), s. 391-401. ISSN 0029-5493 (2016: 1.142 - IF, Q2 - JCR Best Q, 1.064 - SJR, Q1 - SJR Best Q). V databáze: CC: 000375405400033
- [2] JEŠKOVSKÝ, M., LIŠTJAK, M., SÝKORA, I., SLÁVIK, O., POVINEC, P., *Anthropogenic <sup>137</sup>Cs on atmospheric aerosols in Bratislava and around nuclear power plants in Slovakia*, In *Journal of Environmental Radioactivity*, Vol. 184–185, (2018), s-77–82,  
ISSN 0265-931X. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2018.01.007>
- [3] BEDNÁR, D., LIŠTJAK, M., SLIMÁK, A., NEČAS, V. *Comparison of deterministic and stochastic methods for external gamma dose rate calculation in the decommissioning of nuclear power plants*. In *Annals of Nuclear Energy*. Vol. 134, (2019), s. 67-76. ISSN 0306-4549 (2018: 1.380 - IF, Q2 - JCR Best Q, 1.566 - SJR, Q1 - SJR Best Q). V databáze: SCOPUS: 2-s2.0-85067083883 ; CC: 000489190300009.
- [4] LIŠTJAK, M., SLANINKA, A., NEČAS, V. *Contamination depth of <sup>137</sup>Cs in concrete structures*. In *Radiation Protection Dosimetry*. Vol. 186, Iss. 2-3 (2019), s. 301-305, ISSN 0144-8420 (2018: 0.831 - IF, Q4 - JCR Best Q, 0.417 - SJR, Q3 - SJR Best Q). V databáze: SCOPUS: 2-s2.0-85082779696; DOI: 10.1093/rpd/ncz222.
- [5] DOLNIAK, J., LIŠTJAK, M., SLANINKA, A., NEČAS, V. *Determination of activity profile of <sup>137</sup>Cs in concrete core samples*. In *Radiation Protection Dosimetry*. Vol. 186, Iss. 2-3 (2019), s. 306-309. ISSN 0144-8420 (2018: 0.831 - IF, Q4 - JCR Best Q, 0.417 - SJR, Q3 - SJR Best Q). V databáze: SCOPUS: 2-s2.0-85082780247; DOI: 10.1093/rpd/ncz223.
- [6] BEDNÁR, D., LIŠTJAK, M., SLIMÁK, A., NEČAS, V. *Comparison of MCNP and V-siplan dose-field calculations for multilayer shielding*. In *Radiation Protection Dosimetry*. Vol. 186, Iss. 2-3 (2019), s. 310-314, ISSN 0144-8420 (2018: 0.831 - IF, Q4 - JCR Best Q, 0.417 - SJR, Q3 - SJR Best Q). V databáze: SCOPUS: 2-s2.0-85082779600 DOI: 10.1093/rpd/ncz224.



### **ADE Vedecké práce v zahraničných nekarentovaných časopisoch**

- [7] SLÁVIK, O., SLANINKA, A., LIŠTJAK, M., KRAVÁRIK, K., PÉLY, I., *New free-release capacities developed for monitoring of material at NPP A-1 and their testing*, Bezpečnosť jaderné energie, ročník 20 (58), číslo 9/10, 2012, s.301-307, Praha, ISSN 1210-7085.
- [8] SLÁVIK, O., SLANINKA, A., LIŠTJAK, M., *Vylepšenie charakterizácie RN pomocou CZT detektorov a tenkého plastického scintilačného detektora pri vyradovaní JE A1*, Bezpečnosť jaderné energie, Ročník 23 (61), číslo 1/2, 2015, s.1-7, Praha, ISSN 1210-7085.

### **AEC Kapitoly vo vedeckých monografiách vydané v zahraničných vydavateľstvách**

- [9] LARAIA M. et al., *Advances and Innovations in Nuclear Decommissioning* Published 13th June 2017; chapter 10 co-author: The end state of materials, buildings and site: restricted or unrestricted release? HRNCIR T., LISTJAK M., ZACHAR M., HORNÁČEK, M.; eBook ISBN: 978-0-08-101239-0, Woodhead Publishing is an imprint of Elsevier.

### **AFC Publikované príspevky na zahraničných vedeckých konferenciách**

- [10] BEDNÁR, D., LIŠTJAK, M., DOLNIAK, J., SLIMÁK, A., NEČAS, V. *In-Situ Radiological Characterization of Contaminated Concrete Compared to Characterization by Sampling*; 3rd International Conference on Nuclear Power Plants: Structures, Risk & Decommissioning (NUPP 2019), ISBN 978-1-9996144-4-7, p.22-25.
- [11] LISTJAK, M., SLANINKA, A., SLAVIK, O., PEKÁR, A., ŠTUBŇA, M., *Experience with decommissioning of the underground reservoirs of object No.41 at NPP A1 site (Bohunice, Slovakia)*; WM2015 Conference, March 15-19, 2015, Phoenix, AZ, ISBN: 978-0-9828171-4-8.
- [12] KRAVARIK, K., HOLICKA, Z., PISCA, M., LISTJAK, M., BACA, M., PEKAR, A., STUBNA, M. *Decommissioning of Underground Storage Tanks of Liquid Radioactive Waste at the A1 NPP in Slovakia*; WM2014 Conference, March 2-6, 2014, Phoenix, AZ, ISBN Number: 978-0-9836186-3-8.
- [13] LISTJAK, M., SLAVIK, O., SLANINKA, A., BACA, M. SVITOKOVA, M., PISCA, M., PEKAR, A., STUBNA, M. *Clearance and release of materials into the Environment within the Decommissioning project of NPP A1 (Bohunice, Slovakia)*; 8th International Symposium Release of Radioactive Materials Requirements for Exemption and Clearance, Hamburg 2013.

- [14] SLANINKA, A., SLÁVIK, O., LIŠTJAK, M., *Radiation monitoring systems at operated and decommissioned NPPs – development and references*, In: Proceedings of ISOE European Symposium, Prague, 20-22 June 2012., Prague, Czech Republic. [online]. ISOE, 2012 [cit. 19. Február 2014]. Dostupné na internete: [http://www.isoe-network.net/index.php/publications-mainmenu-88/isoe-news/cat\\_view/559-prague-czech-republic-june-2012.html](http://www.isoe-network.net/index.php/publications-mainmenu-88/isoe-news/cat_view/559-prague-czech-republic-june-2012.html).
- [15] SLÁVIK, O., LIŠTJAK, M., BEŇA, J., JADRŇÝ, R., SLANINKA, A. *Charakterizácia sypkých RAO na JE VI a A1*. In: zborník abstraktov XXXIV. Dny radiační ochrany, 5-9. 11. 2012, Třeboň, Jižní Čechy, Česká republika. Praha: ČVUT, 2012. ISBN 978-80-01-05140-5.
- [16] SLANINKA, A., SLÁVIK, O., LIŠTJAK, M., *Shovel monitor for sorting of loose decommissioning materials*. In: Proceedings of ISOE European Symposium, Prague, 20-22 June 2012., Prague, Czech Republic. [online]. ISOE, 2012 [cit. 19. Február 2014]. Dostupné na internete: [http://www.isoe-network.net/index.php/publications-mainmenu-88/isoe-news/cat\\_view/559-prague-czech-republic-june-2012.html](http://www.isoe-network.net/index.php/publications-mainmenu-88/isoe-news/cat_view/559-prague-czech-republic-june-2012.html)
- [17] SLÁVIK, O., SLANINKA, A., LIŠTJAK, M., KRAVÁRIK, K., PÉLY, I. *New free release and sorting monitors developed for NPP A-1 decommissioning, Slovakia*. In: Proceedings of the 14th International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management, Reims, France, September 25-29, 2011. New York: ASME, 2011, pp. 793-799. ASME. <https://doi.org/10.1115/ICEM2011-59071>.
- [18] SLAVIK, O., LISTJAK, M., GONDOR, P., *Database of Contaminated Concretes and Its Role within Conception of Buildings Clearance*; WM2011 Conference, March 7-11, 2011, Phoenix, AZ, ISBN: 978-0-9836186-0-7.
- [19] SLÁVIK, O., LIŠTJAK, M., SLANINKA, A., et al., *Independent monitoring of radiological impact at decommissioned NPP A1 site.*, In: Proceedings of the 12th International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management, Liverpool, October 11-15, 2009, UK. ASME, 2009, ISBN 978-0-7918-3865-X., Vol. 2., pp. 565-571. <https://doi.org/10.1115/ICEM2009-16074>.
- [20] SLANINKA, A., SLÁVIK, O., LIŠTJAK, M., *Radiation monitoring during NPP A1 decommissioning*. In: Proceedings of 2nd International Youth Conference on Energetics, Budapest, Hungary, 4-6. 6. 2009. Budapest: IYCE2009, 2009. ISBN 978-963-420-982-9.

[21] BEDNÁR, D., LIŠTJAK, M., SLIMÁK, A., NEČAS, V. *Comparison of different build-up factor calculations with Monte Carlo simulations*. In APCOM 2019 : 25th International conference on applied physics of condensed matter. Štrbské Pleso, Slovak Republic. June 19-21, 2019. 1. ed. Melville : AIP Publishing, 2019, Art. no. 020001 [5] s. ISBN 978-0-7354-1873-8. V databáze: SCOPUS: 2-s2.0-85070567650.

#### **AFG Abstrakty príspevkov zo zahraničných konferencií**

- [22] DOLNIAK J. [35 %], LIŠTJAK M., SLANINKA, A., et al.: *Stanovenie profilu aktivity Cs-137 vo vzorkách betónových jadier*; Dny Radiační Ochrany; Mikulov 2018, zborník abstraktov ISBN 978-80-01-06504-4; <https://doi.org/10.14311/DRO.2018.XL>.
- [23] SLANINKA, A., LIŠTJAK, M., ŠEVEČKA, Š.: *Metodika uvoľňovacieho monitorovania veľkorozmerných kovových komponentov z vyradovania JE A1*; Dny Radiační Ochrany; Mikulov 2018 - zborník abstraktov, ISBN 978-80-01-06504-4; <https://doi.org/10.14311/DRO.2018.XL>.
- [24] SLIMÁK, A., SLANINKA, A., LIŠTJAK, M.: *Pretavovanie kontaminovaných kovových materiálov a uvoľňovania ingotov do ŽP*; Dny Radiační Ochrany; Mikulov 2018 - zborník abstraktov, ISBN 978-80-01-06504-4; <https://doi.org/10.14311/DRO.2018.XL>.
- [25] BEDNÁR, D, LIŠTJAK, M., SLIMÁK, A., et al.: *Výpočty dávkových polí pri viacvrstvových tieneniach metódami point-kernel a Monte Carlo a ich overenie experimentálnym meraním*; Dny Radiační Ochrany; Mikulov 2018, zborník abstraktov ISBN 978-80-01-06504-4; <https://doi.org/10.14311/DRO.2018.XL>.
- [26] LIŠTJAK, M., SLANINKA, A., RAU L., et al., *Vyradovanie Oblúkovej haly pri obj.44/20, JE A1*, Dny Radiační Ochrany; Mikulov 2015, zborník abstraktov ISBN 978-80-01-05822-0.
- [27] LISTJAK, M., SLANINKA, A. [40 ], NEČAS, V.: *Clearance of the underground reservoirs at NPP A1 site*; 17th Conference of Doctoral Students Elitech '15; Faculty of Electrical Engineering and Information Technology, Slovak University of Technology, May 25, 2015.
- [28] LISTJAK M., SLÁVIK, O., BEŇA, J., et al.: *Characterization of loose RAW stored in Bldg.839 and Arched Shed at decommissioned NPP A1/V1 site*; Dny radiační ochrany, Třeboň 2012 - zborník abstraktov ISBN 978-80-01-05140-5.
- [29] SLÁVIK, O., LIŠTJAK, M., SLANINKA, A., *Postupy merania pri uvoľňovaní budov*, Dni radiačnej ochrany, Třeboň 2010, zborník abstraktov ISBN 978-80-01-04647-0.

- [30] LIŠTJAK, M., GÖNDÖR, P., SLÁVIK, O., *Databáza kontaminovaných betónových povrchov a automatizovaný systém merania*; Dni radiačnej ochrany, Třeboň 2010 zborník abstraktov ISBN 978-80-01-04647-0.
- [31] LIŠTJAK, M., MORÁVEK, J., SLÁVIK, O., et al.: *Systematické hodnotenie radiačnej situácie v okolí JE A1 a BSC*, Dni radiačnej ochrany, Kouty nad Desnou 2007 zborník abstraktov ISBN 978-80-01-03901-4.
- [32] KUCHAROVÁ, D. [35 %], SLÁVIK, O. [35 %], LIŠTJAK, M., *Určenie hodnoty PD od vytrifikátu CHR III na povrchu tieniaceho obalového súboru a na povrchu PK III/Sudy pre účely transportu*, Kouty nad Desnou 2007, zborník abstraktov ISBN 978-80-01-03901-4.
- [33] LIŠTJAK, M., SLÁVIK, O., GÖNDÖR, P., et al., *Výpočtový nástroj pre určovanie odvodených zásahových úrovní pre prijímanie ochranných opatrení*, Dni radiačnej ochrany, Luhačovice 2006-zborník abstraktov ISBN 80-01-03575-1.
- [34] SLÁVIK, O., KUCHAROVÁ, D., LIŠTJAK, M., et al., *Hodnotenie PED nad štvorcovou zásobníkov KZ-48 v MSVP pomocou plánovacieho nástroja Visiplan 3D ALARA*, Dni radiačnej ochrany, Luhačovice 2006-zborník abstraktov ISBN 80-01-03575-1.
- [35] SLÁVIK, O., LIŠTJAK, M., GÖNDÖR, P., *Simulačné výpočty a postup určenia odvodených zásahových úrovní pre vybrané meteo podmienky a zdrojové členy*, Dni radiačnej ochrany, Luhačovice 2006, zborník abstraktov ISBN 80-01-03575-1.

#### **BEF Odborné práce v domácich zborníkoch (konferenčných aj nekonferenčných)**

- [36] BEDNÁR, D., LIŠTJAK, M., SLIMÁK, A., et al. *Porovnanie deterministických a stochastických výpočtových prostriedkov pri výpočtoch v oblasti optimalizácie radiačnej ochrany v priebehu vyrad'ovania jadrových zariadení*. In Odborná konferencia Mladej generácie Slovenskej nukleárnej spoločnosti 2018 : Časť-Papiernička, Slovenská republika, 26. apríl 2018. Bratislava : Slovenská nukleárna spoločnosť, 2018, S. 2-8. ISBN 978-80-89928-02-6.

#### **BFB Abstrakty odborných prác z domácich podujatí (konferencie...)**

- [37] LIŠTJAK, M., SLANINKA, A. et al. *Monitoring of the environment and its interaction with A1 NPP decommissioning project*. In *ECED 2017 : Book of abstracts : 3rd International conference eastern and central european decommissioning*. Trnava, Slovakia. June 20 - 20, 2017. Trnava : Slovak Nuclear Society, 2017, S. 38-39. ISBN 978-80-89928-00-2.

- [38] LIŠTJAK, M., SLANINKA, A., RAU, L., et al., *Monitoring of Arched Shed ground layer, NPP A1 site*, Slovakia; ECED 2015, ISBN 978-80-971498-5-7 [CD-ROM].
- [39] SLÁVIK, O., SLANINKA, A., LIŠTJAK, M. et al., *Free release of contaminated underground tanks at NPP A1*. In: Proceeding of International Conference on Eastern and Central Europe Decommissioning, 18-20. 06. 2013, Trnava, Slovakia. ECED2013, ISBN 978-80-969943-9-7. [CD-ROM].
- [40] SLANINKA, A., LIŠTJAK, M., SLÁVIK, O., et al., *Pilot exemption of the controlled area from regulatory control at NPP A1 - lessons learned*; Dni radiačnej ochrany, Poprad 2014, zborník abstraktov ISBN 978-80-89384-08-2.
- [41] LIŠTJAK, M., SLÁVIK O., RAU, L., et al., *Independent monitoring of radiation situation at Bohunice site*; Dni radiačnej ochrany, Poprad 2014, zborník abstraktov ISBN 978-80-89384-08-2.
- [42] STRÁŽOVEC, R., NEČAS, V., LIŠTJAK, M.: *Proposal of methodology for treatment of specific radioactive waste*, Dni radiačnej ochrany, Poprad 2014, zborník abstraktov ISBN 978-80-89384-08-2.
- [43] SLÁVIK O., SLANINKA A., LIŠTJAK M., *Nové uvoľňovacie kapacity pre monitorovanie materiálov na JE A1*; Dni radiačnej ochrany, Vyhne 2011, zborník abstraktov ISBN 978-80-89384-04-4.
- [44] LIŠTJAK, M., GÖNDÖR, P., SLÁVIK, O., et al., *Inovácia systému nezávislého monitorovania radiačnej situácie na JE A1 - mobilné monitorovacie stanice*; Dni radiačnej ochrany, Vyhne 2011, zborník abstraktov ISBN 978-80-89384-04-4.
- [45] LIŠTJAK M., GÖNDÖR P., SLANINKA A., et al., *Popis riadiaceho a vyhodnocovacieho SW operatívneho lyžicového monitora pre triedenie KZ*; Dni radiačnej ochrany, Vyhne 2011, zborník abstraktov ISBN 978-80-89384-04-4.
- [46] SLANINKA A., LIŠTJAK M., *Operatívny lyžicový triediaci monitor kontaminovaných zemín - Odkúšanie a jeho výsledky*; Dni radiačnej ochrany, Vyhne 2011, zborník abstraktov ISBN 978-80-89384-04-4.
- [47] SLÁVIK O., KUCHAROVÁ D., LIŠTJAK M., et al: *Calculation of radiation dose rate above water layer of MSVP Jaslovske Bohunice by point kernels (Visiplan) and Monte Carlo (MCNP4C) methods*. Dni radiačnej ochrany, Liptovský Ján 2008, zborník abstraktov ISBN 978-80-89384-01-3.
- [48] LIŠTJAK M., SLÁVIK O., KUBOVIČOVÁ D., et al., *Build-up Factors for multilayer shieldings in deterministic methods and their comparison with Monte Carlo*; Dni radiačnej ochrany, Liptovský Ján 2008, zborník abstraktov ISBN 978-80-89384-01-3.

- [49] LIŠTJAK M., MORÁVEK J., SLÁVIK O., et al., *Systematic monitoring of radiation situation in vicinity of NPP A1 and BSC*, Dni radiačnej ochrany, Liptovský Ján 2008, zborník abstraktov ISBN 978-80-89384-01-3.
- [50] SLANINKA A., SLÁVIK O., PRÍBOJOVÁ M., LIŠTJAK, M., *Využitie spektrometra InInspector 1000 s LaBr sondou pre in situ monitorovanie vzduchotechnických filtrov z JEZ*. In: zborník abstraktov. Dni radiačnej ochrany, Liptovský Ján, LowTatras, Slovakia, 10.-14. 11. 2008, ISBN 978-80-89384-01-3, pp. 138-141.
- [51] KUCHAROVÁ D., MIČEKOVÁ P., SLÁVIK O., LIŠTJAK, M., *ALARA calculations for removal PESL liner from inner concrete wall of the underground storage reservoir in the NPP A1 by Visiplan 3D planning tool*, Dni radiačnej ochrany, Liptovský Ján 2005, zborník abstraktov ISBN 80-88806-53-4.
- [52] SLÁVIK O., LIŠTJAK M., PÉLY I., *Radiological characterization of contaminated concretes from object 44/20 NPP A1*; Dni radiačnej ochrany, Liptovský Ján 2005,- zborník abstraktov ISBN 80-88806-53-4.
- [53] SLÁVIK O., KUCHAROVÁ D., LIŠTJAK M., *ALARA radiation protection applications at NPP A1 decommissioning using Visiplan planning tool*, Dni radiačnej ochrany, Liptovský Ján 2005, zborník abstraktov ISBN 80-88806-53-4.

## **GII – Rôzne publikácie a dokumenty, ktoré nemožno zaradiť do žiadnej z predchádzajúcich kategórií**

- [54] HRIVŇÁKOVÁ K., et al., *Jednotné pracovné postupy rozborov pôd*, Bratislava 2011; kapitola 5 spoluautor: Odhad recentnej erózie pôdy využitím metódy stanovenia rádioaktívneho izotopu  $^{137}\text{Cs}$  STYK, J., SLÁVIK, O., LIŠTJAK, M.; Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, 2011, 136s. ISBN 978-80-89128-89-1

### **Prednáška na vyžiadanie**

LIŠTJAK M., STRÁŽOVEC R: *Decommissioning and Radwaste Management NPP A1*; French-Czech-Slovak Summer Seminar “Progressive materials in nuclear power engineering and under irradiation effects”; Kočovce 2015, September 21-25; ISBN 978-80-227-4467-6.

LIŠTJAK M., SLÁVIK O.: *General Principles of Radiation Protection*; French-Slovak Summer Seminar; Kočovce, 10.-14.9.2012.

## Summary

### **Radiological Characterization of Concretes within the Decommissioning of Nuclear Facilities**

Due to the age of nuclear facilities around the world, the decommissioning is an increasingly actual topic. Material characterization is an important part of the process. Knowledge of the extent and nature of contamination enables to plan financial, technical and personnel resources for the decommissioning project of nuclear facilities. One of the most important material streams is concrete. Facility operated under normal conditions is less likely to have concrete materials contaminated below the surface. This statement may not be valid for facility after nuclear incidents or accidents, especially if concrete surfaces have been in contact with liquid media in the presence of contaminants.

This dissertation thesis deals with the characterization of concrete surfaces where contamination is expected to be present also in subsurface layers. in-situ and laboratory methods of contamination profile determination are discussed. Three laboratory methods were analyzed as the most promising from speed and precision point of view. Experimental data are statistically processed and evaluated. The geometric mean was evaluated to be  $0,27 \pm 0,01$  cm. Depth profile of  $^{90}\text{Sr}$  was compared to  $^{137}\text{Cs}$  one, too. Statistical test did not reject the null hypothesis, that two populations means are the same. It means, that no special attention is needed for examination of  $^{90}\text{Sr}$  activity in cases when activity penetrates to deep layers of concrete.

A prompt procedure for in-situ estimating the depth of contamination is proposed based on the evaluated data. Finally, a procedure for checking the presence of contamination in subsurface layers is proposed.

The proposed procedures will make the characterization to be more effective process and to optimize the amount of concrete surfaces to be decontaminated. Minimizing the volume of RAW generated will maximize the volume of materials released into the environment, thereby it will significantly save the resources required for the decommissioning project of nuclear facility.