

Diplomová práce



F4

Fakulta jaderná a fyzikálně inženýrská
Katedra dozimetrie a aplikace ionizujícího záření

**Studie zaměřená na oblast sedimentů
kontaminovaných radionuklidy v důsledku
vypouštění důlních vod z vodní jámy Žofie**

Bc. Lucie Vítková

Školitel: RNDr. Lenka Thinová, Ph.D.

Konzultant: Dr. Ing. Petr Jelínek, o. z. ODRA DIAMO s. p.

Obor: Dozimetrie a aplikace ionizujícího záření

Srpen 2020



Katedra: KDAIZ

Akademický rok: 2019/2020

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Student: Bc. Lucie Vítková

Studijní program: Aplikace přírodních věd

Obor: Dozimetrie a aplikace ionizujícího záření

Název práce: Studie zaměřená na oblast sedimentů kontaminovaných radionuklidy
(česky) v důsledku vypouštění důlních vod z vodní jámy Žofie

Název práce: Study focused on the area of radionuclide contaminated sediments
(anglicky) caused by mine water release from Žofie water shaft

Pokyny pro vypracování:

1. Vypracujte rešerši k metodám potřebným pro vypracování studie dopadu kontaminace na vybranou skupinu obyvatel.
2. Zhodnoťte dostatečnost dat získaných v rámci vypracování VÚ, chybějící data doplňte.
3. Proved'te detailní popis zóny Olšovce v místě výpusti z bývalého dolu Dukla.
4. Proved'te detailní popis dvou oblastí, vytipovaných pro provedení studie v rámci řešení VÚ.
5. Tento detailní popis doplňte o MC model, umožňující posouzení míry ovlivnění měřených dat příkonu prostorového dávkového ekvivalentu různým stavem hladiny vody ve stružce.
6. S využitím dat získaných v rámci VÚ, doplněných o měření vzorků vybraných potravin a radionuklidů ve vzorcích vod, případně dalších měření viz bod 1, vypracujte studii pro výše zmíněné oblasti.
7. Proved'te podrobnou diskusi k výsledkům měření a k provedené studii.

Doporučená literatura:

- [1] JELÍNEK, Petr. *Vyhodnocení programu monitorování a dodržování ustanovení vyhlášky SÚJB č. 307/2002 Sb., o radiační ochraně ve znění pozdějších předpisů, o. z. ODRA za rok 2016. Závěrečná zpráva.* Ostrava. 2017.
- [2] KALOUS, Jaroslav, a kol. *Studie hodnocení zdravotních rizik a ekologických dopadů zvýšené objemové aktivity izotopu ^{226}Ra v oblasti Rychvaldské stružky.* Závěrečná zpráva studie. Brno. 2016.
- [3] METODICKÝ POKYN SÚJB. *Postupy při výpočtu ozáření obyvatelstva přírodními radionuklidy uvolňovanými do životního prostředí a při posuzování zásahů v oblastech ovlivněných hornickou činností.* Praha. 2008.
- [4] METODICKÝ POKYN MŽP. *Hodnocení priorit – Kategorizace kontaminovaných a potenciálně kontaminovaných míst.* Praha. 2008.

Jméno a pracoviště vedoucího diplomové práce:

RNDr. Lenka Thinová, Ph.D.
České vysoké učení technické v Praze
Fakulta jaderná a fyzikálně inženýrská
Katedra dozimetrie a aplikace ionizujícího záření
Břehová 7
115 19 Praha 1

Jméno a pracoviště konzultanta diplomové práce:

Dr. Ing. Petr Jelínek
DIAMO, s. p.
o. z. ODRA
Siroťčí 7, Vítkovice
703 00 Ostrava

Datum zadání diplomové práce: 14. 10. 2019

Termín odevzdání diplomové práce: 4. 5. 2020

Doba platnosti zadání je dva roky od data zadání.



garant oboru



vedoucí katedry



děkan

V Praze dne 14.10.2019



Poděkování

V první řadě patří obrovský dík mým báječným rodičům, kteří mě nejen podporovali během studií, ale i na samotném začátku při výběru zaměření, kdy mě postrčili tím správným směrem, za což jsem jim neskonale vděčná. Současně bych chtěla poděkovat Ondřeji Kořistkovi, který byl od prvního dne mým partákem ve škole i mimo ni. V neposlední řadě tímto děkuji svému příteli Petru Švihrovi, který ve mě vzbudil zájem o vědu a je pro mne každodenní oporou a inspirací.

Značné díky patří také mojí školitelce Lence Thinové a mému konzultantovi Petru Jelínkovi za obohacující vedení diplomové práce, pomoc a užitečné rady, Kamile Johnové za pomoc při gama-spektrometrickém měření a Radimu Možnarovi za věcné připomínky k práci.

Dále děkuji kolegům ze Státního ústavu radiační ochrany, v.v.i (SÚRO) za vytvoření skvělých podmínek pro první pracovní zkušenosti v oboru.

Díky Vám i všem ostatním lidem, kteří mi pomohli na mojí cestě.

Děkuji SÚRO za poskytnutí výsledků analýzy vody, spolupráce se SÚRO probíhala pod záštitou projektu TAČR č.TITSSUJB703-2 Zmapování a stanovení radiačních rizik kontaminovaných území. Zvláštní poděkování patří odštěpenému závodu ODRA DIAMO, s.p. za financování analýzy vzorků vod v laboratoři ALS.

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem svoji diplomovou práci vypracovala samostatně a použila jsem pouze podklady uvedené v příloženém seznamu.

V Praze, dne 3.8.2020.

.....
Bc. Lucie Vítková

Abstrakt

Aby nedošlo k zaplavení důlního systému v Ostravsko-karvinském uhelném revíru, udržuje se hladina důlních vod pomocí vodních jam. Jednou z nich je Vodní jáma Žofie, ze které se vysoce mineralizované důlní vody vypouští do povrchového toku Stružka. Smícháním těchto vod s povrchovými může vlivem změn jejich chemických parametrů dojít k uvolňování radionuklidů a jejich akumulaci v říčních sedimentech. Cílem této práce bylo změřit příkon prostorového dávkového ekvivalentu gama podél celého toku, který byl doplněn o Monte Carlo simulaci popisující vliv geometrie měření. Na základě naměřených hodnot byla identifikována nejvíce kontaminovaná místa, na kterých byla vytvořena studie odhadující vliv kontaminace na reprezentativní osobu. Byla odebrána řada organických a anorganických vzorků pro laboratorní určení hmotnostní a objemové aktivity radionuklidů v nich. Pro výpočet přídatné efektivní dávky obdržené reprezentativní osobou byla použita metodika Státního úřadu pro jadernou bezpečnost pro oblasti ovlivněné hornickou činností. Výsledné hodnoty pro dvě nejvíce kontaminovaná místa jsou nižší než roční optimalizační mez pro obyvatelstvo 250 μSv . Navíc výsledky ukázaly, že kontaminace je lokalizovaná v samotném toku a jeho bezprostřední blízkosti.

Klíčová slova: Kontaminace, radioaktivita, sedimenty, těžba uhlí, životní prostředí.

Název: Studie zaměřená na oblast sedimentů kontaminovaných radionuklidy v důsledku vypouštění důlních vod z vodní jámy Žofie

Školitel: RNDr. Lenka Thinová, Ph.D.

Abstract

To control the water level in mines, highly mineralized mine water from Žofie water shaft, located in Ostrava region of the Czech Republic, is released into Stružka river. Mixing it with surface water can change its chemical properties hence causing adsorption and accumulation of radionuclides in river sediments. The objective of this work was to measure photon ambient dose equivalent rate along the river which was enhanced by Monte Carlo simulation characterizing geometrical effects of the measurement. Based on measured data, areas with the highest contamination by radionuclides were identified and for these locations a study estimating the contamination impact on a representative person was performed. This was accomplished by measurements of specific activity in various organic and inorganic samples. The additional effective dose received by a representative person in one year was calculated in accordance to the State Office for Nuclear Safety recommendation for locations affected by mining industry. The results in the two most contaminated locations are below the optimization limit of 250 μSv for the population. Moreover, the results showed that the contamination is localized near the banks of the Stružka river.

Keywords: Contamination, radioactivity, sediments, coal mining, environment.

Title: Study focused on the area of radionuclide contaminated sediments caused by mine water release from Zofie water shaft

Supervisor: RNDr. Lenka Thinová, Ph.D.

Obsah

Obrázky	ix	4.2 Výsledky laboratorního měření .	48
Tabulky	xi	4.2.1 Vzorky půd a dnových sedimentů	48
Zkratky	xiii	4.2.2 Vzorky travin a plodin	50
Symbols	xv	4.2.3 Vzorky vod	51
Úvod	1	4.2.4 Shrnutí výsledků laboratorního měření	52
1 Kontaminace životního prostředí radionuklidy	3	4.3 Měřicí místo Olšovec	53
1.1 Kontaminace ŽP radionuklidy . . .	3	4.4 Měřicí místa Lidická a U ČOV .	55
1.1.1 Těžba uranu	4	4.4.1 Měřicí místo Lidická	55
1.1.2 Těžba černého uhlí	5	4.4.2 Měřicí místo U ČOV	58
1.2 Pracoviště NORM	6	4.5 Studie zaměřená na měřicí místa Lidická a U ČOV	59
1.3 Hodnocení kontaminace z hlediska ozáření ŽP a reprezentativní osoby .	7	4.6 Shrnutí praktických poznatků a doporučení	62
1.3.1 Kategorizace kontaminovaných míst	7	Závěr	63
1.3.2 Rozbor kontaminantů	7	Použité zdroje	65
1.3.3 Klasifikace kontaminace	9	A. Výsledky laboratorních měření	71
2 Popis zkoumané lokality	13	B. Monte Carlo simulace: ukázka kódu	75
2.1 Popis lokality	13	C. Monte Carlo simulace: výsledky	77
2.1.1 Vodní jáma Žofie	13		
2.1.2 Stružka	13		
2.2 Monitoring VJŽ, VJJ a povrchových toků	19		
2.2.1 Monitorovací úrovně	19		
2.2.2 Fyzikálně-chemické parametry VJŽ a VJJ	21		
2.2.3 Fyzikálně-chemické parametry povrchových toků	23		
3 Metodika	27		
3.1 Měření in-situ	27		
3.1.1 Metodika in-situ měření	27		
3.1.2 Používané detektory a detekční systémy	28		
3.2 Laboratorní měření	30		
3.2.1 Metodika odběru vzorků v terénu a jejich zpracování	31		
3.2.2 Používané detektory a detekční systémy	32		
3.2.3 Vyhodnocení měření	33		
3.3 Simulace Monte Carlo	35		
3.4 Odhad efektivní dávky	37		
4 Výsledky a diskuse	39		
4.1 Výsledky in-situ měření	39		
4.1.1 Monte Carlo výpočet	44		

Obrázky

2.1.1 Umístění VJŽ a VJJ v rámci české části hornoslezské pánve. . . .	14
2.1.2 Mapa zobrazující Stružku, Petřvaldskou Stružku a Doubravskou Stružku.	15
2.1.3 Fotografie Stružky.	16
2.1.4 Fotografie zóny Olšovec.	16
2.1.5 Fotografie oblasti Soutok.	17
2.1.6 Fotografie měřicího místa Lidická.	18
2.1.7 Fotografie lokality U ČOV.	18
2.1.8 Fotografie měřicího místa Referenční.	19
2.2.1 Časový vývoj a_V ^{226}Ra v důlních vodách VJŽ.	22
2.2.2 Mapa odběrových míst společnosti SEPARA-EKO.	23
2.2.3 Časový vývoj a_V ^{226}Ra v povrchových vodách pro jednotlivé odběrové body.	24
2.2.4 Časový vývoj a_m ^{226}Ra v sedimentech Stružky před i za Soutokem.	25
2.2.5 Časový vývoj a_m ^{226}Ra v sedimentech pro jednotlivé odběrové body.	26
3.1.1 Fotografie zachycující průběh měření.	28
3.1.2 Fotografie přístroje Safecast.	29
3.1.3 Fotografie spektrometru Georadis GT-40.	29
3.2.1 Fotografie spektrometrické trasy s HPGe detektorem.	33
3.3.1 Řez osou x modelovaného koryta.	36
4.1.1 Mapa zobrazující hodnoty PPDE naměřené pomocí přístroje Safecast.	40
4.1.2 Porovnání PPDE naměřeného přístroji Safecast (vlevo) a GT-40 (vpravo).	40
4.1.3 Mapa zobrazující rozdílné hodnoty PPDE naměřené přístrojem Safecast pro měření v různých vzdálenostech od potenciálně kontaminovaných sedimentů vzhledem ke Stružce.	41
4.1.4 Mapa zobrazující hodnoty PPDE naměřených pomocí přístroje Safecast společně s vybranými výsledky analýzy vod.	42
4.1.5 Porovnání výsledků měření PPDE v korytě Stružky přístrojem Safecast v obdobích s různou výškou hladiny vody.	43
4.1.6 Histogram zachycující průměrný PPDE v závislosti na zeměpisné šířce pro období s různou výškou hladiny vody.	44
4.1.7 Poměrové zastoupení jednotlivých částí koryta a dnového sedimentu na fluenci částic v bodě.	46
4.1.8 Závislost poměru fluence v bodě pro geometrii s korytem a kalibrační geometrii na výšce hladiny vody.	47
4.1.9 Hodnoty hmotnostních aktivit ^{226}Ra a ^{228}Th , které musí být obsaženy v dnovém sedimentu, aby bylo místo rozeznáno jako hotspot.	48
4.2.1 Shrnutí výsledků a_m ^{226}Ra a ^{228}Th ve vzorcích půd a dnových sedimentů.	49
4.2.2 Mapa odběrových míst ovoce a zeleniny.	50
4.3.1 Hmotnostní koncentrace radionuklidu v půdě na měřicím místě Olšovec.	54
4.4.1 Fotografie – měřicí místo Lidická s vyznačenými lokalitami jednotlivých měření.	55
4.4.2 Hmotnostní koncentrace radionuklidů v půdě změřená pomocí přístroje GT-40 na měřicím místě Lidická podél toku.	56

4.4.3 Hmotnostní koncentrace radionuklidů v půdě změřená pomocí přístroje GT-40 na měřicím místě Lidická kolmo na tok.	56
4.4.4 Opakované měření hmotnostní koncentrace radionuklidů v půdě pomocí přístroje GT-40 na měřicím místě Lidická kolmo na tok.	57
4.4.5 Hlubkový profil na měřicím místě Lidická.	57
4.4.6 Hmotnostní aktivita radionuklidů ve vzorcích dnových sedimentů odebraných na měřicím místě U ČOV.	58
4.4.7 Hlubkový profil na měřicím místě U ČOV.	59
4.5.1 Kruhové diagramy znázorňující zastoupení typu expozice na celkové efektivní dávce pro měřicí místa Lidická a U ČOV.	61

Tabulky

1.1.1 Typické chemické parametry vod typu A a B.	6
2.2.1 Vybrané výsledky z analýzy důlních vod a vod z detritu.	21
2.2.2 Průměrné hodnoty chemických parametrů důlních vod.	22
3.4.1 Koeficienty použité pro výpočty úvazků efektivní dávky z důvodu ingesce a efektivní dávky z ozáření.	38
4.2.1 Hmotnostní aktivity radionuklidů v plodinách odebraných v blízkosti měřících míst Lidická a U ČOV. ...	51
4.2.2 Shrnutí výsledků hmotnostních a objemových aktivit radionuklidů v odebraných vzorcích.	53
4.3.1 Hmotnostní koncentrace radionuklidů naměřená na měřícím místě Olšovec a naměřená hmotnostní aktivita radionuklidů ve vzorcích půdy odebraných tamtéž.	54
4.5.1 Úvazky efektivní dávky z ingesce za rok pro jednotlivé potraviny na měřícím místě Lidická a U ČOV. .	60
4.5.2 Efektivní dávky od zevního ozáření za rok venku pro měřící místa Lidická a U ČOV.	60
A.1 Výsledky laboratorních měření na vzorcích půd a travin, část první. .	71
A.2 Výsledky laboratorních měření na vzorcích půd a travin, část druhá.	72
A.3 Výsledky laboratorních měření na vzorcích sedimentů.	73
C.1 Procentuální zastoupení jednotlivých částí koryta a sedimentu na fluenci částic v bodě.	78
C.2 Poměr fluence v bodě pro geometrii s korytem a kalibrační geometrii (bez koryta).	79
C.3 Hodnoty hmotnostních aktivit ^{226}Ra a ^{232}Th , jaké musí být obsaženy v sedimentu, aby bylo místo rozeznáno jako hotspot.	80



Zkratky

Zkratka	Popis
AZ	Atomový zákon
CAM	Configuration Access Method
FJFI	Fakulta jaderná a fyzikálně inženýrská
HPGe	Polovodičový detektor z čistého germania (z anglického High Purity Germanium detector)
KDAIZ	Katedra dozimetrie a aplikace ionizujícího záření
NORM	Naturally Occuring Radiactive Material
Safecast	Safecast bGeige Nano
SÚJB	Státní úřad pro jadernou bezpečnost
SÚRO, v.v.i.	Státní ústav radiační ochrany, v.v.i.
VJJ	Vodní jáma Jeremenko
VJŽ	Vodní jáma Žofie
Vyhláška	Vyhláška č. 422/2016 Sb.
ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
ČOV	Čistička odpadních vod
ČR	Česká republika
ČVUT	České vysoké učení technické v Praze
ŽP	Životní prostředí

Symboly

Symbol	Jednotka	Název
F_B	$l \cdot kg^{-1}$	bioakumulační faktor pro sladkovodní ryby
M	$kg \cdot den^{-1}, l \cdot den^{-1}$	denní příjem
t_{exp}	s	doba expozice
$t_{exp,l}$	s	doba pobytu reprezentativní osoby v místě l
FWHM	eV	energetická rozlišovací schopnost
B	-	faktor pro přepočítání příkonu prostorového ekvivalentu na efektivní dávku v případě přírodního ozáření
F	$den \cdot kg^{-1}, den \cdot l^{-1}$	faktor přestupu
K_l	-	bezrozměrný faktor zohledňující snížení koncentrace prachu v ovzduší v místě l z důvodu infiltrace do budov
ϕ_{P_0}	m^{-2}	fluence částic v bodě pro kalibrační geometrii
h_p	m	hloubka, ze které byl odebrán vzorek půdy
a_m	$Bq \cdot kg^{-1}$	hmotnostní aktivita
$a_{m,r,j}$	$Bq \cdot kg^{-1}$	hmotnostní aktivita radionuklidu r ve složce j
$a_{m,r}$	$Bq \cdot kg^{-1}$	hmotnostní aktivita radionuklidu r v potravině nebo půdě
c_m	ppm	hmotnostní koncentrace
μ_m	$m^2 \cdot kg^{-1}$	hmotnostní součinitel zeslabení pro danou energii
ρ	$kg \cdot m^{-3}$	hustota
J	$m^{-2} \cdot s^{-1}$	hustota proudu částic pro zeslabený svazek
$RL-105$	$mg \cdot l^{-1}$	koncentrace látek rozpuštěných při 105 °C
T	-	koncentrační faktor
$T_{r,i-j}$	-	koncentrační faktor radionuklidu r ze složky j do složky i

Symbol	Jednotka	Název
$h_{ext,r}$	$\text{Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}\cdot\text{g}\cdot\text{h}^{-1}$	konverzní faktor pro přepočítání hmotnostní aktivity radionuklidu r na příkon prostorového dávkového ekvivalentu záření gama
$h_{ing,r}$	$\text{Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}$	konverzní faktor pro přepočítání příjmu radionuklidu r ingescí na efektivní dávku
$h_{inh,r}$	$\text{Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}$	konverzní faktor pro přepočítání příjmu radionuklidu r inhalací na efektivní dávku
$V_{inh,l}$	m^{-3}	množství inhalovaného vzduchu v místě l
σ	$\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	měrná elektrická vodivost
a_V	$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$	objemová aktivita
$a_{V,r,l}$	$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$	objemová aktivita radionuklidu r v ovzduší v místě l
c_V	ppm	objemová koncentrace
$c_{V,U}$	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	objemová koncentrace uranu ve vodě
Eh	mV	oxidačně-redukční potenciál
R	-	podíl fluence pro jednotlivé části koryta či sedimentu na celkové fluenci v místě detektoru
P_ϕ	-	podíl fluence v bodě pro geometrii s korytem a kalibrační geometrii
p	-	podíl příjmu potravin z lokálního zdroje na ročním příjmu
P	-	podíl roku na pastvě venku
$T_{1/2}$	s	poločas přeměny
$a_{m,r,j}^P$	$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$	požadovaná hodnota hmotnostní aktivity radionuklidu r ve složce j
$a_{m,r}^P$	$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$	požadovaná hodnota hmotnostní aktivity radionuklidu r v potravinech
$a_{V,r,l}^P$	$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$	požadovaná hodnota objemové aktivity radionuklidu r v ovzduší v místě l
$\dot{H}^{*P}(10)$	$\text{Sv}\cdot\text{s}^{-1}$	požadovaná hodnota příkonu prostorového dávkového ekvivalentu záření gama (PPDE)
PPDE	$\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$	příkon prostorového dávkového ekvivalentu záření gama
$\dot{H}^*(10)$	$\text{Sv}\cdot\text{s}^{-1}$	příkon prostorového dávkového ekvivalentu záření gama (PPDE)
U	$\text{kg}\cdot\text{rok}^{-1}$	roční příjem potravin
S	-	stínící faktor
pH	-	vodíkový exponent
B_J	-	vzrůstový faktor

Symbol	Jednotka	Název
h	m	výška hladiny vody
$\Delta a_{m,r,i}$	Bq · kg ⁻¹	zvýšení hmotnostní aktivity radionuklidu r ve složce i
E_{ext}	Sv	úvazek efektivní dávky od zevního ozáření gama
E_{ing}	Sv	úvazek efektivní dávky z ingesce
E_{inh}	Sv	úvazek efektivní dávky z inhalace
w	m	šířka koryta toku



Úvod

Ke kontaminaci životního prostředí (ŽP) může dojít následkem lidských činností, a to jak umělými, tak přírodními radionuklidy. Mezi nejčastější příčiny druhé jmenované možnosti na území České republiky (ČR) patří těžba radioaktivních nerostů anebo práce s materiály se zvýšeným obsahem přírodních radionuklidů (např. vypouštění důlních vod, které mají zvýšený obsah radia způsobený změnou oxidačně-redukčního prostředí v dole, k němuž dochází po rozfárání ložiska). Základem hodnocení vlivu kontaminace je výpočet přídatné efektivní dávky, která je obdržena reprezentativní osobou a způsobena přítomností kontaminantu. Tato dávka se následně porovnává se s dávkovou optimalizační mezí.

Právě hornická činnost má podíl na kontaminaci ŽP radionuklidy v ČR. Jednou z důležitých staveb pro hornickou činnost je vodní jáma sloužící k udržení hladiny důlní vody, aby nedošlo k zaplavení dolů, pokud v některé části stále probíhá těžba, případně k regulovanému vypouštění důlních vod po jejím ukončení. Vysoce mineralizované důlní vody jsou vypouštěny do povrchových vod. Ačkoliv se dbá na dodržování uvolňovacích úrovní pro vypouštěné vody, dané povolením odpovídajících úřadů, jejich smícháním s povrchovými vodami různých chemických parametrů může docházet mj. k uvolňování radia z roztoku a jeho sorpci v sedimentech.

Tato práce se zabývá především dopadem vypouštění důlních vod z Vodní jámy Žofie (VJŽ), která se nachází v Ostravsko-karvinské uhelné pánvi, do řeky Stružky, která protéká územními celky měst Orlová, Rychvald a Ostrava. Na základě pravidelného monitoringu povrchových toků bylo zjištěno, že od roku 2011 je každoročně překročena hodnota vyšetřovací úrovně hmotnostní aktivity ^{226}Ra v říčních sedimentech $300 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ [1].

Popis kontaminace ŽP radionuklidy se zaměřením na těžbu uranu a černého uhlí se nachází v první kapitole společně s metodikami odhadu efektivní dávky vlivem hornické činnosti na základě doporučení Státního úřadu pro jadernou bezpečnost (SÚJB) a kategorizací kontaminovaných míst dle metodického pokynu Ministerstva životního prostředí. Detailní popis lokalit spojených s kontaminací dnových sedimentů ve Stružce, společně se shrnutím výsledků získaných z dosavadních studií zabývajících se touto problematikou, se nachází v druhé kapitole.

Měření provedená jako součást této práce s cílem celkového zhodnocení

kontaminace a vytipování nejvíce kontaminovaných míst, na kterých byla provedena studie, jsou rozdělena do dvou skupin: in-situ a laboratorní měření. Pro účely základního posouzení rozsahu kontaminace vodního toku a jeho přilehlých oblastí, byl změřen příkon prostorového dávkového ekvivalentu záření gama (PPDE) podél řeky Stružka a jejich přítoků a na vybraných lokalitách byla změřena hmotnostní koncentrace radionuklidů v půdě c_m pomocí přenosného spektrometrického přístroje. Na základě výsledků in-situ měření byly na místech s vyšší hodnotou PPDE odebrány vzorky půd, dnových sedimentů, trav a plodin. Pro úplnost byly odebrány vzorky vod. Přehled použitých zařízení a metodika měření, odběru vzorků a analýzy jsou popsány ve třetí kapitole.

Poslední kapitola obsahuje souhrn a diskusi k výsledkům všech měření, jejichž podstatnou součástí je kritické zhodnocení vlivů působících na naměřené hodnoty při in-situ měření. Jedním z významných parametrů ovlivňujících výsledky naměřeného PPDE byla výše hladiny vody, proto byla vypracována zjednodušená simulace na základě metody Monte Carlo, díky které byl kvantifikován vliv tvaru koryta a výšky hladiny vody v toku na naměřené hodnoty PPDE. V závěru této kapitoly se nachází studie vlivu hornické činnosti na ozáření reprezentativní osoby.

V přílohách se nacházejí číselné výsledky laboratorních měření vzorků půd, dnových sedimentů, travin a plodin včetně GPS souřadnic a jiných důležitých parametrů. Dále se zde nachází ukázka vstupního kódu simulace metodou Monte Carlo a číselné výsledky veličin z nich získaných, jež jsou v hlavním textu práce prezentovány graficky.

Kapitola 1

Kontaminace životního prostředí radionuklidy

Tato kapitola obsahuje přehled nejvýznamnějších zdrojů kontaminace ŽP radionuklidy a metody jejího hodnocení.

1.1 Kontaminace ŽP radionuklidy

Ke kontaminaci ŽP může docházet antropogenními i přírodními radionuklidy. Antropogenní radionuklidy se dostávají do ŽP zejména při nehodách a haváriích jaderných zařízení a v minulosti také při testech jaderných zbraní, které jsou v současnosti zakázané.¹ Přírodní radionuklidy bývají uvolňovány do ŽP například při těžbě a zpracování radioaktivních nerostů nebo nakládání s tzv. NORM (Naturally Occuring Radiactive Materials).² Tyto materiály mohou ovlivnit kvalitu ŽP a to i v případě, kdy nejsou překročeny uvolňovací úrovně a_V nebo a_m radionuklidů dané právními předpisy. Mezi pracoviště, které nakládají s materiálem se zvýšeným obsahem přírodních radionuklidů (pracoviště NORM), patří např. těžba uhlí a rud, získávání a využívání draselných a fosforečných hnojiv či zpracování materiálů na bázi minerálů zirkonia. V následujících sekcích 1.1.1, resp. 1.1.2, je popsán způsob kontaminace ŽP v souvislosti s těžbou uranu, resp. těžbou uhlí, protože se jedná o nejčastější zdroje dlouhodobé kontaminace povrchových toků radionuklidy. Z hlediska obecného zatěžování okolní přírody z důvodu těžby energetických surovin (nejen kontaminace radionuklidy) má dle [3] nejhorší dopad velkoplošná těžba hnědého uhlí lomovým způsobem, následuje hlubinná těžba černého uhlí a až poté těžba uranové rudy.

¹V roce 1996 byla přijata Smlouva o všeobecném zákazu jaderných zbraní (anglicky *Comprehensive Nuclear-Test-Ban Treaty (CTBT)*), nicméně dosud nevstoupila v platnost, protože nebyla ratifikována 8 z 44 států, jejichž ratifikace je vyžadována pro vstoupení smlouvy v platnost.

²NORM je definováno následovně: „přirozeně se vyskytující radioaktivní materiály nebo materiály, v nichž díky lidské činnosti došlo ke zvýšení koncentrace přírodních radionuklidů“ [2].

K chemickému upravování rudy docházelo v před-úpravnách a úpravnách (Mydlovary, Dolní Rožínka a Stráž pod Ralskem), jejichž odkaliště jsou dodnes ekologickou zátěží uranového průmyslu a probíhají na nich sanační práce. Likvidačními pracemi, sanací a rekultivací po těžbě radioaktivního nerostu se zabývá DIAMO, s.p. Pracoviště pro činnosti související se získáváním radioaktivního nerostu patří dle atomového zákona (AZ) [10] mezi pracoviště III. kategorie.

1.1.2 Těžba černého uhlí

Černé uhlí se na našem území těží od 18. století, nejvíce ložisek se nachází v Moravskoslezském kraji. Likvidační a sanační práce v ostravsko-karvinském regionu má v dnešní době na starosti DIAMO, s.p.

Hornina a důlní vody jsou přirozeně vůči sobě v nasyceném stavu a mineralizace vod je nízká. Porušením horniny při jejím rozfárání dojde k okysličení dříve neokysličeného prostoru, které urychlí zvětrávání hornin, dojde k uvolnění kovů a zvýšení obsahu rozpuštěných látek v pórových vodách (např. Fe^{2+} , Zn^{2+} či SO_4^{2-}). Tyto vysoce mineralizované vody jsou ředěny tzv. oplachovými vodami, které sestupují po deštích díky poruchám v horninách, a jsou čerpány na povrch, kde jsou v případě potřeby upravovány a vypouštěny do povrchových vod. Ovšem po ukončení provozu se nechá důl řízeně zaplavit a voda se dostane do okysličených míst, což způsobí rozpouštění a uvolňování kovů (např. železo, mangan, zinek a uran). Tyto vysoce mineralizované důlní vody jsou čerpány a vypouštěny do povrchových vod, aby nedošlo k zaplavení důlního systému a mohla probíhat těžba na jiných, dosud neuzavřených dolech. Množství rozpuštěných látek ve vodě (tzv. „salinita“) koreluje s množstvím radia ve vodě a roste se zvyšující se hloubkou [11, 12, 13].

Problematika kontaminace sedimentů přírodními radionuklidy v důsledku těžby černého uhlí v ČR není ojedinělá. S obdobným problémem se potýká již několik let sousedící Polsko, které se dlouhodobě zabývá studiem kontaminace sedimentů.⁴ Díky těmto polským výzkumům bylo zavedeno rozdělení důlních vod na vody typu A a B [15]. Vody typu A mají vysokou koncentraci baryových iontů (Ba^{2+}) přesahující $1\,000\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ a radia, naopak koncentrace síranů je velmi nízká až absenční. Naopak vody typu B mají velmi nízký obsah barya, ale vysoký obsah síranů [16]. Vybrané typické chemické parametry pro vody typu A a B se nachází v tabulce 1.1.1.

Rozdělení důlních vod na vody typu A a B pomáhá také rozdělit jejich vliv na povrchové vody. Když se důlní vody typu A (obsahující baryum) smíchají s povrchovými vodami obsahující sírany, dojde k vysrážení a vznikne $\text{Ba}(\text{SO}_4)$. Do mřížky této nerozpustné sloučeniny se může inkorporovat radium namísto barya, vzniká tuhý roztok $\text{Ba}[\text{Ra}](\text{SO}_4)$ – radiobaryt [11, 15, 16]. Tato sraženina se usazuje v sedimentech, ve kterých, zejména v blízkosti výpusti, dochází k akumulaci radia. U vod typu B (neobsahující baryum)

⁴V Polsku se zkoumá radioaktivita související s těžbou uhlí už od 70. let minulého století, kdy byl započat monitoring záření gama v dolech [14]. Následně se zaměřili i na problematiku radioaktivity sedimentů z důvodu vypouštění důlních vod.

typ	pH [-]	σ [mS·m ⁻¹]	a_V ²²⁶ Ra [Bq·l ⁻¹]	a_V ²²⁸ Ra [Bq·l ⁻¹]	Ca ²⁺ [mg·l ⁻¹]
A	7,25	15 100	63	25	6497
B	7,65	9 118	3	5	1844

	Mg ²⁺ [mg·l ⁻¹]	Na ⁺ [mg·l ⁻¹]	Ba ²⁺ [mg·l ⁻¹]	Cl ⁻ [mg·l ⁻¹]	SO ₄ ²⁻ [mg·l ⁻¹]
A	3 747	34 715	1 482	77 352	0
B	1 980	28 048	-	50 835	2 136

Tabulka 1.1.1: Typické chemické parametry vod typu A a B. Převzato z [16].

dochází ředěním důlních vod povrchovými vodami ke snížení koncentrace radia, které je adsorbováno v sedimentech až do vzdálenosti v řádu kilometrů podél toku [16]. Kontaminace sedimentů při vypouštění důlních vod typu A je intenzivnější, ale lokálnější než u typu B [15]. Nicméně postupem času se vlivem srážek kontaminace ²²⁶Ra může rozvolňovat ve směru toku.

1.2 Pracoviště NORM

NORM pracoviště v ČR jsou definovány v ustanoveních §93 a §94 zákona 263/2016 Sb., AZ a podmínky uvolňování radioaktivní látky z těchto pracovišť jsou dány v §95 téhož zákona. Výčet těchto pracovišť je dán v §87 vyhlášky č. 422/2016 Sb. (Vyhláška) pod názvem Pracoviště s materiálem se zvýšeným obsahem přírodního radionuklidu. Pod písmenem q) je zmíněna také hornická činnost, kam spadá vypouštění důlních vod.

V rámci zajištění radiační ochrany je provozovatel pracoviště NORM povinen monitorovat aktivitu vody, která se vypouští do povrchových vod. Pro tento účel se zavádí tzv. uvolňovací úroveň – hodnota vztažená k aktivitě, pro kterou platí, že pokud není překročena, může být materiál vypouštěn do ŽP bez vědomí SÚJB. Podmínky pro uvolňování z pracoviště s možností zvýšeného ozáření z přírodního zdroje záření jsou dány ustanoveními §105 Vyhlášky. [10]

Pro účely hodnocení monitorování se zavádějí tři důležité pojmy (definovány §68 Vyhlášky):

- *záznamová úroveň*, která odpovídá „1/10 limitů ozáření s ohledem na délku monitorovacího období, nebo nejmenší detekovatelné hodnoty měřené veličiny,“
- *vyšetřovací úroveň*, která odpovídá „3/10 limitů ozáření s ohledem na délku monitorovacího období, nebo horní meze obvykle se vyskytujících hodnot měřené veličiny,“
- *zásahová úroveň*, která „musí být stanovena v souladu s požadavky optimalizace ozáření obyvatelstva.“

Při překročení vyšetřovací úrovně musí provozovatel zahájit šetření, které má za cíl odhalit příčinu tohoto překročení a zajistit její odstranění. Při překročení zásahové úrovně je nutné ihned zabránit dalšímu šíření kontaminace, zajistit a odstranit příčinu překročení a zajistit nápravu škod. Nápravu situace je vždy nutné doložit kontrolními odběry. [17]

1.3 Hodnocení kontaminace z hlediska ozáření ŽP a reprezentativní osoby

K hodnocení dopadu kontaminace na ŽP je třeba kvantifikovat kritéria hodnocení a klasifikovat kontaminaci. Tato podkapitola popisuje obecný princip klasifikace kontaminace, dále se věnuje radionuklidům způsobujícím kontaminaci životního prostředí a shrnuje základní metody pro kvantifikaci ozáření.

1.3.1 Kategorizace kontaminovaných míst

Metodický pokyn Ministerstva životního prostředí o kategorizaci kontaminovaných a potenciálně kontaminovaných míst [18] slouží ke klasifikaci takových lokalit a je potřeba k rozhodování o dalším postupu odstraňování ekologických zátěží. Tato sekce popisuje princip, jakým se podle tohoto dokumentu lokality klasifikují.

Výsledky analýz rizik, stav prozkoumanosti a důsledky kontaminace jsou vstupní hodnoty pro klasifikaci ekologické zátěže do jedné z deseti kategorií. Příkladem takového *situačního výroku* je: „kontaminace je potvrzena, není aktuální riziko pro lidské zdraví, není rozpor s legislativou či s jinými zájmy, zatím však neznáme, zda se kontaminace šíří či nikoliv – nutnost nápravného opatření zatím nelze vyloučit.“

Ke každému situačnímu výroku patří charakter dalšího postupu; pro výše zmíněný případ: „nutný je další monitoring vývoje kontaminace v čase.“

Na základě situačního výroku je problematika zařazena do odpovídající kategorie. První charakter kódu kategorie značí, zda je potvrzena kontaminace lokality (A), zda je kontaminace potenciální a je potřeba provést další analýzy, které ji potvrdí či vyvrátí (P), nebo zda lokalita není kontaminovaná (N). Druhý charakter rozděluje kategorie A, P a N podle závažnosti (A1-A3, P1-P4, N0-N2), vyšší hodnota odpovídá větší závažnosti. Poslední charakter kódu (0-3) odpovídá naléhavosti řešení (kategorie A), analýzy problematiky (kategorie P) či naléhavosti v obecném pojetí (kategorie N). Takto získaný tříčlenný kód je výstupní veličinou kategorizace. [18]

Metodický pokyn je obecný, nezaměřuje se na žádný způsob kontaminace ŽP, proto v něm nejsou žádná konkrétní doporučení pro kategorizaci kontaminace radionuklidy.

1.3.2 Rozbor kontaminantů

Kontaminace ŽP může být způsobena jak přírodními radionuklidy, tak umělými. Tato práce se zabývá přírodními radionuklidy, zejména izotopy ^{40}K ,

■ Radium ve vodách

V podzemních vodách je poměr aktivit ^{228}Ra a ^{226}Ra blízký k poměru jejich mateřských nuklidů ^{232}Th a ^{238}U , tedy 1,2 až 1,5. Obecně lze říci, že vody s nízkým nebo vysokým pH jsou více obohaceny radiumem než vody s pH 7. [22]

Radium v povrchových vodách se pohybuje společně s proudem, dokud není zachyceno díky chemickým a biologickým procesům, např. depozici na sedimentech nebo pohlcením organismem. Pouze 10 % radia, které bylo usazeno v sedimentech, se může znovu rozpustit a stát se mobilním. Zároveň ale dochází k pohřbívání sedimentů, takže reálně se zpět do vody dostává méně než 10 % usazeného radia. [22]

Celosvětově se v znečištěných i neznečištěných vodách objemová aktivita radia pohybuje mezi 0,08 a 300 $\text{mBq}\cdot\text{l}^{-1}$ [22]. Dle metodického doporučení se požadové hodnoty a_m radia v sedimentech, resp. v půdě, v ČR pohybují v rozmezí 37 až 100 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, resp. 50 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ [7].

■ 1.3.3 Klasifikace kontaminace

Tato sekce shrnuje obecné informace k legislativnímu doporučení hodnocení ozáření osob z důvodu kontaminace životního prostředí radionuklidy a je založena zejména na doporučení SÚJB pro oblasti ovlivněné hornickou činností [7].

Existují dva základní způsoby, kterými se hodnotí ozáření obyvatelstva, za pomoci modelů předpovídajících chování radionuklidů anebo postupnou analýzou zahrnující výsledky měření. Obecně pro analýzu je vhodnější, je-li možné zkombinovat a porovnat obě výše zmíněné metody. Větší váhu při analýze mají hodnoty přímo naměřené v dané lokalitě než použití odhadnutých hodnot a hodnoty z kontinuálního měření než hodnoty získané jednorázovým odběrem. [7]

Mezi vstupní parametry nutné k hodnocení ozáření patří informace o zdroji radioaktivity a způsobu jeho uvolňování, transportu radioaktivity, možných expozičních cestách a vymezení tzv. reprezentativní osoby.⁶ Výsledkem analýzy je efektivní dávka pro reprezentativní osobu.

O zdroji aktivity musí být známy následující informace: umístění zdroje, způsob uvolňování radioaktivity a transport v ŽP, inventura uvolňovaných radionuklidů, aktuální stav i předpokládaný vývoj v čase. Speciálně pak k šíření radionuklidů ve vodních tocích je třeba brát v potaz usazování radionuklidů v sedimentech a možnost jejich kumulace v nich, transport radionuklidů kumulovaných v sedimentech, zpětné uvolnění radionuklidů do vody apod. Z důvodu složitosti předpokladů chování radionuklidů v sedimentech se klade velký důraz na vývoj jejich a_m v sedimentech v čase.

Do výpočtu musí být zahrnuty všechny potenciální expoziční cesty člověka. Mezi ně patří vnitřní ozáření způsobené inhalací (plyny a aerosoly) a ingestí (vod, rostlin, zvířat a jejich produkty a hlíny) radionuklidů a externí ozáření.

⁶Dle AZ je reprezentativní osoba definovaná jako „jednotlivec z obyvatelstva zastupující modelovou skupinu fyzických osob, které jsou z daného zdroje a danou cestou nejvíce ozařovány.“ [10]

Pro výpočet úvazku efektivní dávky způsobené inhalací prachu E_{inh} se používá rovnice [7]:

$$E_{\text{inh}} = \sum_l \sum_r \left((h_{\text{inh},r} a_{V_r,l} - a_{V_r,l}^P) \cdot t_{\text{exp},l} \cdot K_l \cdot V_{\text{inh},l} \right), \quad (1.1)$$

kde index l vyjadřuje místa pobytu (venku i vevnitř) a index r vyjadřuje různé radionuklidy. $h_{\text{inh},r}$ je konverzní faktor pro přepočtení příjmu radionuklidu r inhalací na efektivní dávku, $a_{V_r,l}$ je a_V radionuklidu r v ovzduší v místě l a $a_{V_r,l}^P$ je jeho požadovaná hodnota, $t_{\text{exp},l}$ je doba pobytu reprezentativní osoby v místě l , K_l je bezrozměrný faktor zohledňující snížení koncentrace prachu v ovzduší z důvodu infiltrace do budov (doporučené hodnoty jsou $K = 1$ pro venkovní prostory a $K = 0,5$ uvnitř budov) a $V_{\text{inh},l}$ je množství inhalovaného vzduchu v místě l .

Transport přírodních radionuklidů v potravních řetězcích je možné kvantifikovat veličinou koncentrační faktor T ,⁷ základní rovnice pro jeho výpočet je následující [7]:

$$\Delta a_{m_r,i} = (a_{m_r,j} - a_{m_r,j}^P) \cdot T_{r,i-j}, \quad (1.2)$$

kde $\Delta a_{m_r,i}$ je zvýšení hmotnostní aktivity radionuklidu r ve složce i , $a_{m_r,j}$ je hmotnostní aktivita radionuklidu r ve složce j , $a_{m_r,j}^P$ je požadovaná hodnota hmotnostní aktivity radionuklidu r ve složce j , $T_{r,i-j}$ je koncentrační faktor radionuklidu r ze složky j do složky i .

Pro výpočet úvazku efektivní dávky způsobené ingescí E_{ing} se používá rovnice [7]:

$$E_{\text{ing}} = \sum \left(p \cdot U \cdot \sum_r (a_{m_r} - a_{m_r}^P) \cdot h_{\text{ing},r} \right), \quad (1.3)$$

kde p je podíl příjmu z lokálního zdroje na ročním příjmu (doporučené hodnoty jsou pro vodu $p = 1$ a pro potraviny $p = 0,25$), U je roční příjem, a_{m_r} je hmotnostní aktivita radionuklidu r v potravině, $a_{m_r}^P$ je požadovaná hodnota hmotnostní aktivity radionuklidu r v potravině a $h_{\text{ing},r}$ je konverzní faktor pro přepočtení příjmu radionuklidu požitím na efektivní dávku pro referenční osobu.

Pro výpočet efektivní dávky od zevního ozáření gama E_{ext} se používá rovnice [7]:

$$E_{\text{ext}} = \sum t_{\text{exp}} \cdot B \cdot S \left(\dot{H}^*(10) - \dot{H}^{*P}(10) \right), \quad (1.4)$$

kde t_{exp} je doba expozice, B je bezrozměrný faktor pro přepočtení PPDE na efektivní dávku v případě přírodního ozáření (doporučená hodnota je $B = 0,7$), S je bezrozměrný stínící faktor (doporučené hodnoty jsou $S = 1$ pro venkovní prostory, $S = 0,3$ pro lehké budovy a $S = 0,1$ pro masivní budovy), $\dot{H}^*(10)$ je PPDE a $\dot{H}^{*P}(10)$ je jeho požadovaná hodnota. Hodnotu $\dot{H}^*(10)$ je možné vypočítat pomocí hmotnostních aktivit radionuklidů r a_{m_r} .

⁷V doporučení [7] se nachází tabulka doporučených hodnot koncentračních faktorů. Nicméně variabilita koncentračních faktorů napříč světovou literaturou je významná a je rozebírána v publikaci [5].

a konverzních faktorů pro přepočet hmotnostní aktivity radionuklidu r na dávkový příkon $h_{\text{ext},r}$ [7]:

$$\dot{H}^*(10) = \sum_r h_{\text{ext},r} \cdot a_{m_r}. \quad (1.5)$$

Součtem efektivních dávek vypočítaných na základě rovnic 1.1, 1.3 a 1.4 pro všechny možné cesty ozáření za nejvíce konzervativního scénáře se vypočítá hodnota efektivní dávky u reprezentativní osoby.

Kapitola 2

Popis zkoumané lokality

2.1 Popis lokality

Tato práce se zaměřuje na oblast české části hornoslezské pánve, kde v minulosti probíhala řada dobývacích prací. Důraz je kladen na VJŽ a tok Stružka, do kterého ústí výpusť z VJŽ; následuje popis těchto lokalit.

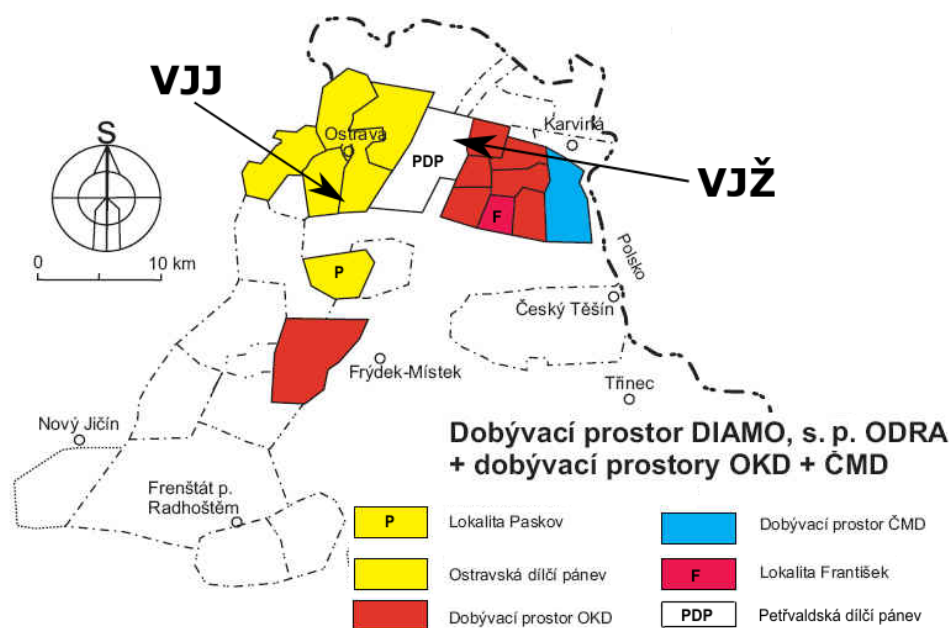
2.1.1 Vodní jáma Žofie

VJŽ se nachází v petřvaldské dílčí pánvi a byla vybudována na místě bývalého dolu Žofie (alternativně důl J. Fučík 5), který byl v provozu do roku 1997. Následně byl důl zasypán (rok 1999) a VJŽ byla zaplavena pouze do úrovně -480 m.p.m. (rok 2001), aby nedošlo také k zaplavení dolů v karvinské dílčí pánvi, kde stále probíhá těžba [23]. Stanovená vodní hladina se udržuje čerpáním důlní vody a jejím občasným vypouštěním do povrchového toku – Petřvaldské Stružky. Vodní jáma Žofie je společně s Vodní jámou Jeremenko (VJJ) (nacházející se v ostravské dílčí pánvi v Ostravě-Vítkovicích – bývalý důl Ostrava) ve správě DIAMO, s.p., odštěpného závodu ODRA [24]. Umístění obou těchto vodních jam je zobrazeno na obrázku 2.1.1.

2.1.2 Stružka

Stružka je vodní tok nacházející se v ostravsko-karvinské pánvi, který je označován jako Orlovská, Rychvaldská (po soutoku s Rychvaldskou Stružkou) nebo Vrbická Stružka, podle katastrálního území, ve kterém se nachází. Za začátek Stružky je považována odkalovací nádrž Dolu Lazy, blízko za výpusť z nádrže se do Rychvaldské Stružky vlévá Doubravská Stružka [25]. Stružka následně protéká katastrálním územím města Rychvald a územím města Ostrava (obtéká Heřmanický rybník), nakonec se ve Vrbici – část města Bohumín – vlévá do řeky Odry. Mapa zobrazující všechny výše vyjmenované toky se nachází na obrázku 2.1.2.

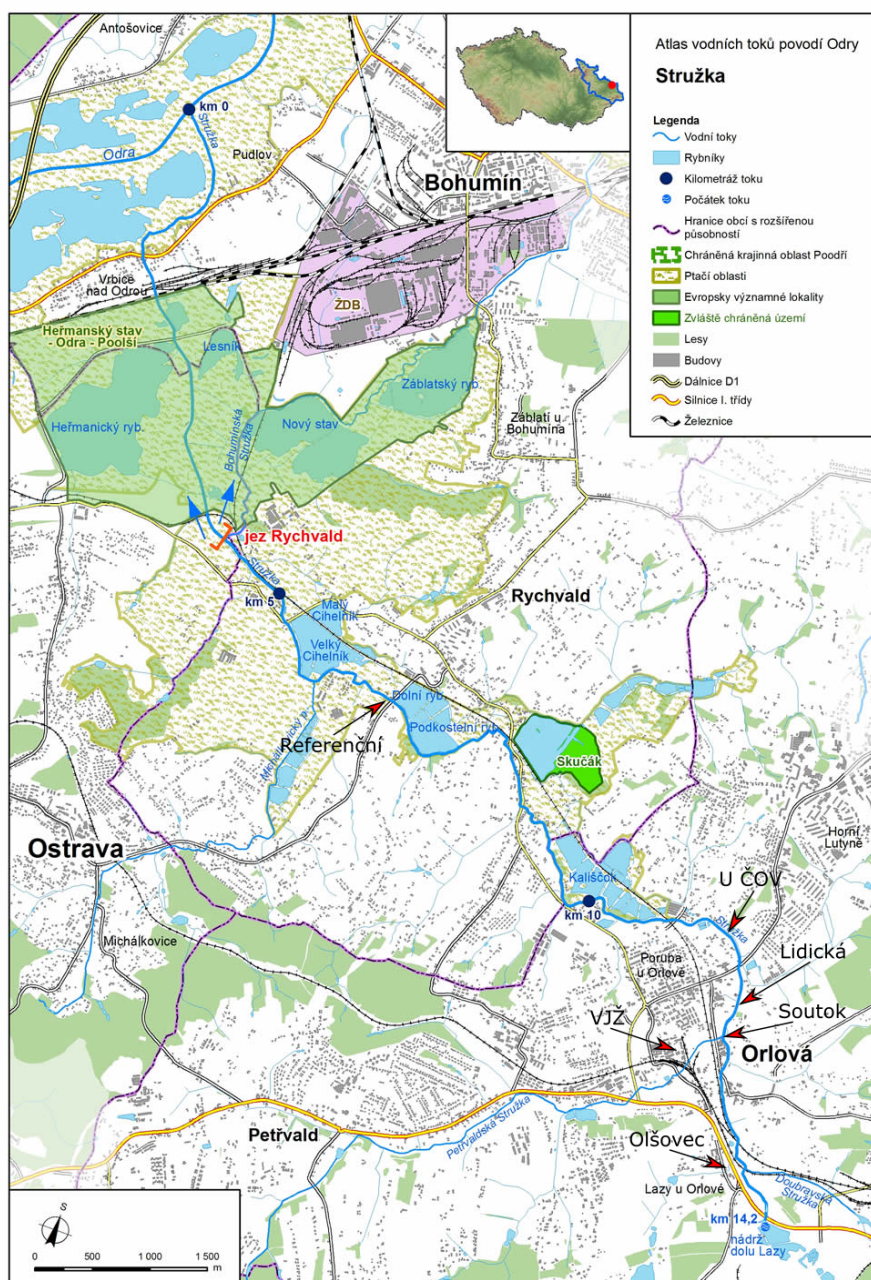
Pozn.: Pro zjednodušení bude v této práci tok Stružka označen souhrnným názvem Stružka, nehledě na území, kterým protéká.



Obrázek 2.1.1: Umístění VJŽ a VJJ v rámci české části hornoslezské pánve. ČMD je zkratka bývalých Českomoravských dolů a OKD jsou Ostravsko-karvinské doly. Převzato z [23], upraveno.

Dříve byla Stružka usměrňována dřevěnými či betonovými regulacemi po celé délce. Dnes tato regulace na mnohých místech není nebo je zchátralá. Vegetace kolem Stružky je bujná a v období od jara do podzimu velmi těžce průchodná až neprůchodná. V případě teplého a slunečného jara (jako tomu bylo v roce 2019) se ve Stružce tvoří řasy, které ztěžují průchod Stružkou, viz obrázek 2.1.3. Na tomtéž obrázku je vidět Stružku zakalenou po vydatných deštích.

Po proměření toku bylo vytipováno několik oblastí na základě výsledků PPDE, které jsou vyznačeny na obrázku 2.1.2 a na které se tato práce více zaměřila. Následuje popis těchto lokalit.



Obrázek 2.1.2: Mapa zobrazující Stružku táhnoucí se z jihovýchodního cípu mapy na severozápadní a její přítoky Petřvaldskou a Doubravskou Stružku v jižní části mapy. V mapě jsou navíc vyznačeny lokality významné pro tuto práci (šipky s červenou výplní). Převzato z [25], upraveno.



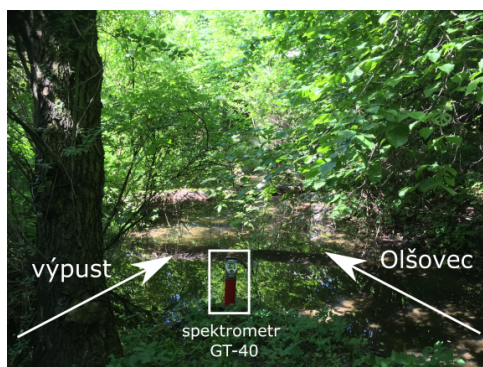
Obrázek 2.1.3: Vlevo: Fotografie regulované části Stružky, bujná vegetace kolem toku a vodních řas (červen 2019). Vpravo: Fotografie Stružky v oblasti se zchátralou regulací, která je po vydatných deštích zakalená od splaveného bahna (červen 2018).

■ Zóna Olšovec

Zóna Olšovec se rozkládá mezi ulicemi Lazecká a Ostravská v městě Orlová. Místem protéká potok Olšovec, do kterého ústí výpust z bývalého Dolu Dukla (areál Plavící jámy č. 5/2 a jámy Kosmá) [24]. Potok Olšovec je následně levostranným přítokem Stružky několik metrů za soutokem Doubravské Stružky a Stružky (Olšovec ústí do Stružky přibližně o 1,2 km dříve než Petřvaldská Stružka).

Lokalita je zalesněná a podmáčená, sezónně tam roste bujný porost. Půda je tvořena navážkou, viz obrázek 2.1.4.

Důl Dukla se nachází přibližně 3 km jižně od měřicího místa Olšovec. Dukla byl černouhelný důl, který byl budován na počátku minulého století. Těžba probíhala od roku 1911 do roku 2007. [26]



Obrázek 2.1.4: Fotografie soutoku Olšovce s výpustí z bývalého Dolu Dukla v zóně Olšovec a přenosného spektrometru GT-40 měřícího hmotnostní koncentraci radionuklidů (viz sekce 3.1.2).

■ Soutok

Místo, kde ústí Petřvaldská Stružka (již za výpustí z VJŽ) do Stružky, je pro zjednodušení v této práci označováno jako Soutok. Tato lokalita spadající pod město Orlová, je zalesněná, sezónně se zde nachází bujná vegetace, v těsné blízkosti Soutoku se nachází zahrada, viz obrázek 2.1.5.



Obrázek 2.1.5: Fotografie oblasti Soutok – ústí Petřvaldské Stružky (již za výpustí z VJŽ) do Stružky na podzim v období nízké hladiny vody (vlevo) a na jaře v období normální hladiny vody (vpravo).

■ Měřicí místo Lidická

Necelých 300 metrů za místem zvaným Soutok se nachází měřicí místo Lidická (vedle ulice Lidická města Orlová). Tok je vůči okolnímu terénu zapuštěn do travnatého koryta s regulací toku dřevěnými výztužemi, místy se vyskytují keře. V minulosti byl tok vodohospodáři prohlubován tak, že bahno z řeky bylo vynášeno na břeh (dle ústního sdělení Dr. Ing. Petra Jelínka). Ve vzdálenosti 5 metrů od toku začíná zahrada rodinného domu, viz obrázek 2.1.6.

■ Měřicí místo U ČOV

Přibližně 1 km od Soutoku ve směru toku (700 metrů za měřicím místem Lidická) se nachází měřicí místo U ČOV (lokalita se nachází před čističkou odpadních vod (ČOV)). Tato lokalita je zalesněná, tok je zapuštěn pod hladinu terénu s chátřející, místy chybějící, dřevěnou regulací toku. Vpravo od Stružky (ve směru toku) se v období vyšší hladiny vody nachází tok Zimovůdka, který je položený výše než Stružka. Jelikož se voda v korytu Zimovůdky vytrácí, nelze jednoznačně definovat místo soutoku Stružky a Zimovůdky. Fotografie Stružky protékající lokalitou U ČOV se nachází na obrázku 2.1.7.



Obrázek 2.1.6: Fotografie měřicího místa Lidická v červnu 2019 (vlevo) a v červnu 2018 (vpravo). Na fotografii vpravo je vidět, že v období vyšší hladiny vody může docházet k zatopení břehů (hnědý pruh podmáčené půdy na kraji břehu podél celého toku), a tedy k následnému usazování kontaminace do oblastí, které již byly kontaminovány vynášením dnových sedimentů při konstrukci umělé regulace.



Obrázek 2.1.7: Fotografie lokality U ČOV. Na fotografii vlevo lze pozorovat chátrající dřevěnou regulaci toku. Měřicí místo U ČOV se nachází na vyvýšenině vpravo od toku. Na fotografii vpravo se nachází jedno z míst vybraných pro odběr vzorku dnového sedimentu.

■ Měřicí místo Referenční

Ve vzdálenosti 5,7 km od Soutoku, za ulicí Michálkovická města Rychvald, se nachází měřicí místo Referenční. Louka, která leží nalevo od toku (pohled ve směru toku) a která se rozkládá několik metrů nad hladinou vody, byla označena za referenční nekontaminované místo. Fotografie zachycující odběr vzorku hlíny z hloubkového profilu na tomto měřicím místě se nachází na obrázku 2.1.8.



Obrázek 2.1.8: Fotografie zachycující odběr vzorků hlíny z hloubkového profilu na měřicím místě Referenční. V levém horním rohu lze pozorovat Stružku.

■ 2.2 Monitoring VJŽ, VJJ a povrchových toků

Od roku 2002 probíhá pravidelný monitoring VJŽ a od roku 2004 i Stružky. V následujících odstavcích jsou shrnuty závěry monitorování a proběhlých studií.

■ 2.2.1 Monitorovací úrovně

Monitorovací úrovně jsou stanoveny v Programech monitorování, které se předkládají SÚJB jako součást povolení k provozu pracoviště nebo činnosti a mohou být pro různé lokality odlišné. V rámci plnění Programu monitorování na pracovišti DIAMO, s.p., odštěpném závodu ODRA, je mimo jiné sledováno [1]:

- objemová aktivita a_V ^{226}Ra ve vodách $\left(a_V \left(^{226}\text{Ra}\right)\right)$,
- koncentrace uranu ve vodách $(c_{V,U})$,

- a_m v říčních sedimentech ($a_m(^{226}\text{Ra})$).

Vyšetřovací úrovně jsou stanoveny následovně:

- VJJ:

- $a_V(^{226}\text{Ra}) = 300 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$,
- $c_{V,U} = 0,1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$,

- VJŽ:

- $a_V(^{226}\text{Ra}) = 2000 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$,
- $c_{V,U} = 0,1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$,

- povrchové vody:

- $a_V(^{226}\text{Ra}) = 250 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$,

- říční sedimenty:

- $a_m(^{226}\text{Ra}) = 300 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Zásahové úrovně jsou stanoveny následovně:

- VJJ:

- není stanoveno,

- VJŽ:

- $a_V(^{226}\text{Ra}) = 3000 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$,
- $c_{V,U}$ není stanoveno,

- povrchové vody:

- $a_V(^{226}\text{Ra}) = 400 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$,

- říční sedimenty:

- není stanoveno.

Vyšetřovací úrovně ve vypouštěných ani povrchových vodách nebyly překročeny po celé období sledování parametrů. Vyšetřovací úroveň $a_m^{226}\text{Ra}$ v říčních sedimentech Stružky byla překročena poprvé v roce 2011 ($742 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$), od té doby se hodnoty $a_m^{226}\text{Ra}$ zvyšují ($1886 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ – rok 2017) [1].

Pozn.: Vypouštění důlních vod se řídí také zákonem č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů (tzv. vodní zákon).

2.2.2 Fyzikálně-chemické parametry VJŽ a VJJ

Obě vodní jámy (VJŽ i VJJ) čerpají vodu neutrálního až mírně alkalického charakteru. Důlní vody čerpané VJŽ jsou více mineralizované a mají vyšší obsah radionuklidů. V roce 2015 byla a_V ^{226}Ra ve VJŽ průměrně $1\,429\text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ a ve VJJ $43\text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ [1].

Důlní vody VJŽ jsou původem mořské, hluboko pohřbené a typu Na-Cl s nízkým obsahem síranů [12]. V rámci studie [27] byla v roce 2002 provedena analýza důlních vod a vod z detritu¹, vybrané výsledky jsou zaneseny v tabulce 2.2.1. Tato data potvrzují, že důlní vody VJŽ jsou více mineralizované (a tudíž i vyšší elektrickou vodivost) než vody VJJ. Ještě vyšší mineralizace byla naměřena ve vodách Dolu Dukla, které ovlivňují lokalitu Olšovec.

lokality	pH [-]	Eh [mV]	σ [mS·m ⁻¹]	$RL-105$ °C [mg·l ⁻¹]
VJJ	7,35	102	2 460	17 310
VJŽ	7,23	86	1 763	11 810
Dukla	7,23	–	3 790	25 748

	SO_4 [mg·l ⁻¹]	Cl^- [mg·l ⁻¹]	Ba [mg·l ⁻¹]
VJJ	405	8 076	14,8
VJŽ	75	5 365	1,8
Dukla	1 372	13 751	–

Tabulka 2.2.1: Vybrané výsledky z analýzy důlních vod a vod z detritu uskutečněné v roce 2002. Voda na analýzu lokality Dukla byla odebrána z odtoku do Stružky. pH je vodíkový exponent, Eh je oxidačně-redoxní potenciál, σ je měrná elektrická vodivost, $RL-105$ °C značí látky rozpuštěné při 105 °C. Data byla převzata z [27] a zaokrouhlena.

V tabulce 2.2.2 je uvedena analýza důlních vod z roku 2018 provedená DIAMO, s.p. Lze pozorovat pokles celkových $RL-105$ °C v důlních vodách VJJ, naopak ve VJŽ nedošlo ke změně. Hodnota koncentrace síranů poklesla v obou vodních jámách. Nutno podotknout, že ve VJŽ byla maximální koncentrace $47,3\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ [28]. Koncentrace chloridů poklesla u VJJ a naopak se zvýšila u VJŽ.

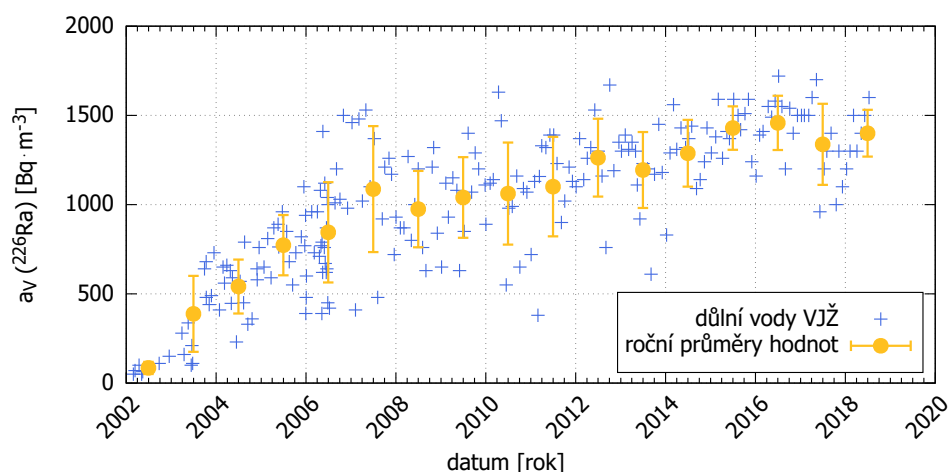
Zařazení důlních vod VJŽ podle polského rozdělení (vody typu A a B, více v sekci 1.1.2) není jednoznačné. Ačkoliv mají nízkou koncentraci síranů (typické pro vody typu A), koncentrace baryových iontů není vysoká (pouze $1,8\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ [27]; koncentrace ve vodách typu A bývá typicky o 3 řády vyšší).

¹Vody z detritu odpovídají období třetihor.

lokality	$RL-105$ °C [mg·l ⁻¹]	SO ₄ [mg·l ⁻¹]	Cl ⁻ [mg·l ⁻¹]	a_V ²²⁶ Ra [Bq·m ⁻³]
VJJ	7 775	226,0	3 792	70
VJŽ	11 333	18,2	7 118	1 358

Tabulka 2.2.2: Průměrné hodnoty chemických parametrů důlních vod v roce 2018. $RL-105$ °C značí látky rozpuštěné při 105 °C. Převzato z [28].

Od roku 2002 jsou DIAMO, s.p., monitorovány důlní vody VJŽ, v grafu 2.2.1 se nachází časový vývoj a_V ²²⁶Ra. Lze zde pozorovat prudký nárůst mezi lety 2002 a 2007 následovaný mírně rostoucím trendem do roku 2015, kdy pravděpodobně došlo k ustálení a_V na hodnotě blízké se 1 500 Bq·m⁻³. V následujících letech se předpokládá zachování tohoto stavu s následným poklesem a_V ²²⁶Ra na hodnoty, jaké byly ve vodách před rozfáráním.



Obrázek 2.2.1: Časový vývoj a_V ²²⁶Ra v důlních vodách VJŽ. Modré body jsou jednotlivá měření, konaná zpravidla měsíčně. Žluté hodnoty jsou zde zaneseny pro přehlednost – průměrné roční hodnoty s odpovídajícími směrodatnými odchylkami, které jsou vykresleny v polovině odpovídajícího roku. Data poskytl Dr. Ing. Petr Jelínek (DIAMO, s.p.).

Pozn.: a_V ²²⁶Ra ve VJŽ nabývala dle [28] hodnoty 1 358 Bq·m⁻³. Tato hodnota překračuje uvolňovací úroveň² pro pracoviště nakládající se zdroji ionizujícího záření dané Vyhláškou, která stanovuje, že uvolňovací úroveň se považuje za překročenu, pokud: „při vypouštění odpadních vod do povrchových vod, pokud součet součinů průměrných objemových aktivit jednotlivých vypouštěných radionuklidů a jejich maximálních konverzních faktorů h_{ing} pro příjem požitím dospělým jednotlivcem z obyvatelstva je větší než 0,1 mSv·m⁻³“,

²Uvolňovací úroveň je hodnota vztahovaná k aktivitě, pro kterou platí, že pokud není překročena, může být materiál vypouštěn do ŽP bez vědomí Státního úřadu pro jadernou bezpečnost (SÚJB) [10], viz sekce 1.2.

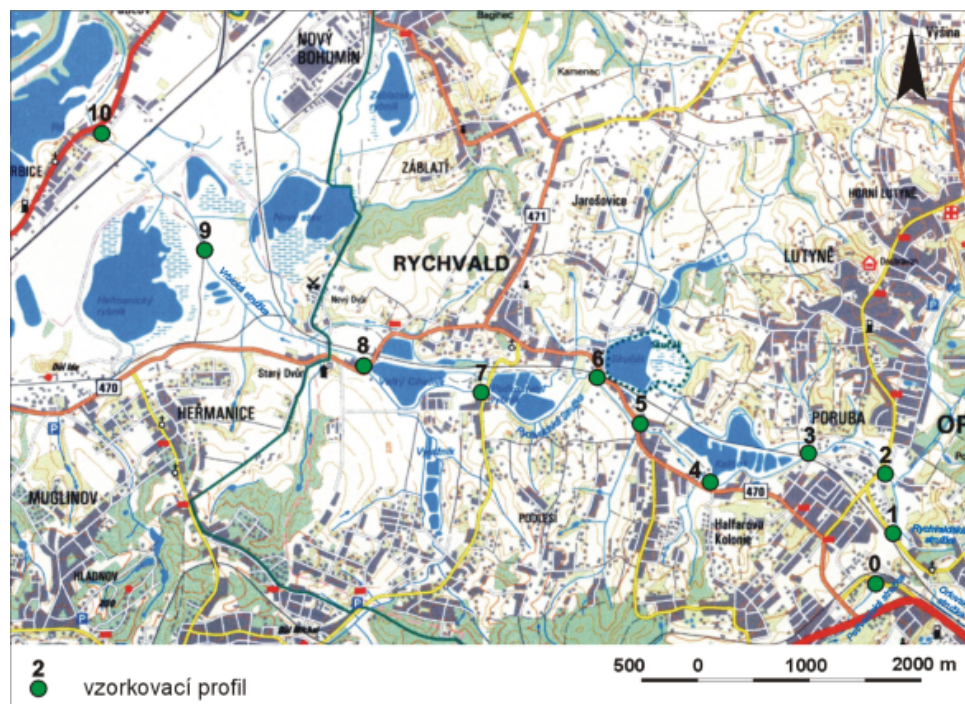
tento koeficient má pro ^{226}Ra hodnotu $h_{\text{ing}} = 2,8 \cdot 10^{-7} \text{ Sv} \cdot \text{Bq}^{-1}$ [17]. I za předpokladu, že vypouštěná důlní voda obsahuje pouze ^{226}Ra , dojdeme k hodnotě překračující uvolňovací úroveň, konkrétně $0,38 \text{ mSv} \cdot \text{m}^{-3}$. V této souvislosti DIAMO, s.p., požádalo o povolení k uvolňování důlních vod do povrchových toků, této žádosti bylo vyhověno SÚJB s platností od 1.6.2016 [29].

2.2.3 Fyzikálně-chemické parametry povrchových toků

Vypouštění důlních vod z VJŽ způsobuje zvýšení mineralizace, a tedy i měrné elektrické vodivosti, Petřvaldské Stružky, která na Soutoku ředí Stružku. Stružka má před Soutokem vysokou mineralizaci vlivem důlních vod z uzavřených Dolů Lazy a Dukla. Za Soutokem se mineralizace Stružky nemění až po ČOV, která tok ředí, a tím pádem ji snižuje. [13, 30]

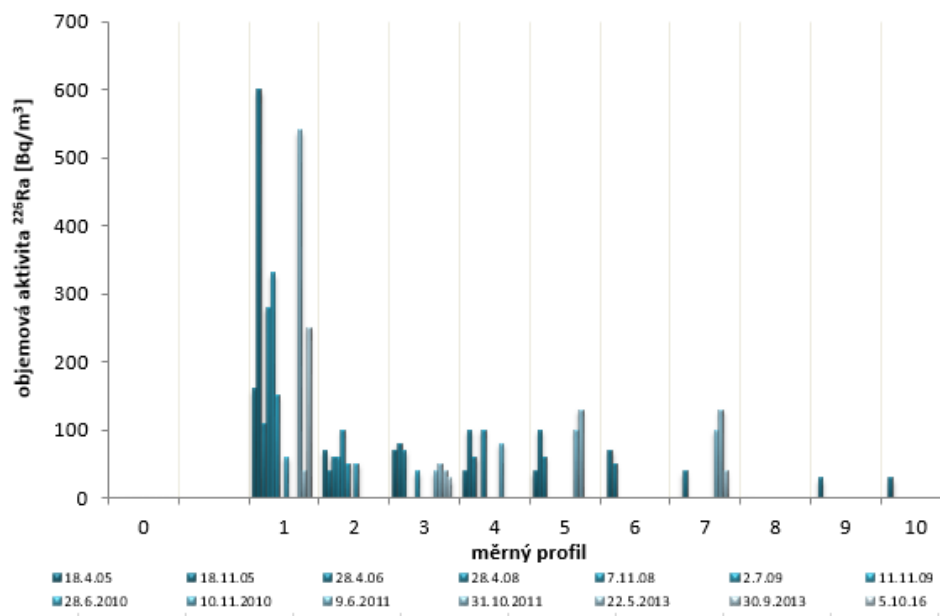
Hodnota pH je podél celého toku přibližně konstantní. Hodnota Eh roste od Soutoku, mírně klesá po přítoku Zimovůdky a s přítokem z ČOV ještě více klesá [13].

Společnost SEPARA-EKO od roku 2004 pravidelně měřila $a_V^{226}\text{Ra}$ v povrchových vodách ze stálých odběrových bodů; mapa odběrových míst se nachází na obrázku 2.2.2.



Obrázek 2.2.2: Mapa odběrových míst společnosti SEPARA-EKO. Místo 0 je pozadová hodnota (Petřvaldská Stružka před výpustí z VJŽ). Převzato z [12], mapový podklad: mapy.cz [31].

V grafu 2.2.3 je zobrazen časový vývoj a_V ^{226}Ra v povrchových vodách na jednotlivých odběrových místech³. Z grafu je patrný prudký pokles objemové aktivity ^{226}Ra ve vodě mezi odběrovými body č. 1 (před Soutokem) a č. 2 (přibližně 320 metrů za měřicím místem Lidická). Z toho vyplývá, že nejvíce ^{226}Ra se adsorbuje na sedimenty právě mezi těmito body.



Obrázek 2.2.3: Časový vývoj a_V ^{226}Ra v povrchových vodách pro jednotlivé odběrové body. Hodnotám naměřených pod mezí detekce ($30 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$) byla přiřazena hodnota $12 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$. Převzato z [12].

Pozadová hodnota a_V ^{226}Ra v povrchové vodě (Petřvaldská Stružka před výpustí z VJŽ) nepřevyšuje $30 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, před Soutokem je a_V ^{226}Ra v řádu stovek $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, dále ve směru toku (přibližně 650 m za Soutokem) je a_V ^{226}Ra maximálně v řádu několik desítek $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ [12].

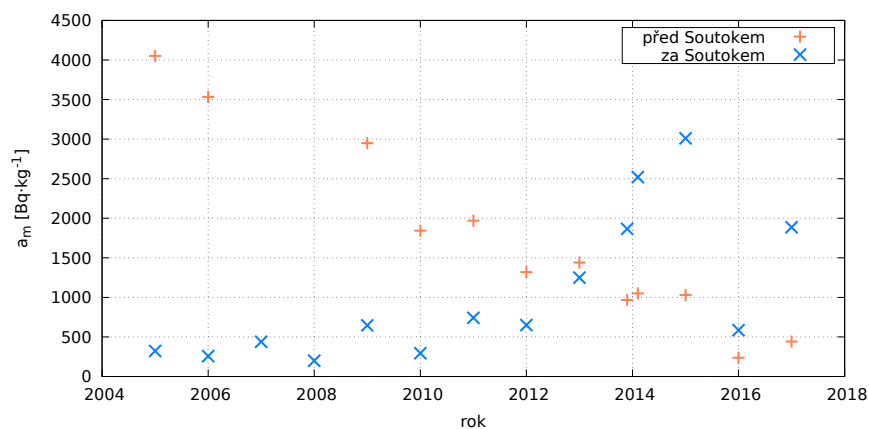
Dle dat Českého hydrometeorologického ústavu (ČHMÚ), citovaných v [27], přesahovala a_V ^{226}Ra v Stružce hodnotu $1000 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ mezi lety 1966 a 1975. To mohlo být způsobené vypouštěním důlní vody z Dolu Dukla.

■ Monitoring sedimentů

Od roku 2005 monitoruje DIAMO, s.p., přítomnost ^{226}Ra v sedimentech Stružky před i za Soutokem (soutok s Petřvaldskou Stružkou), hodnoty jsou vyneseny v grafu 2.2.4. Před Soutokem a_m systematicky klesá v čase a za Soutokem v čase narůstá. Z tohoto grafu lze usuzovat, že dochází k migraci vysoce kontaminovaných sedimentů Stružkou a nejde o důsledek vypouštění

³V této práci byla a_V ^{226}Ra ve vzorcích stanovena standardně v laboratořích firmy EXPLORANIUM CZ, s. r. o., Brno, odštěpný závod GEAM, Dolní Rožínka a v laboratořích Státního ústavu radiační ochrany (SÚRO, v.v.i.), pobočka Hradec Králové.

důlních vod z VJŽ. Vysoká aktivita sedimentů může mít původ v již výše zmíněných výpustích z Dolů Dukla a Lazy.



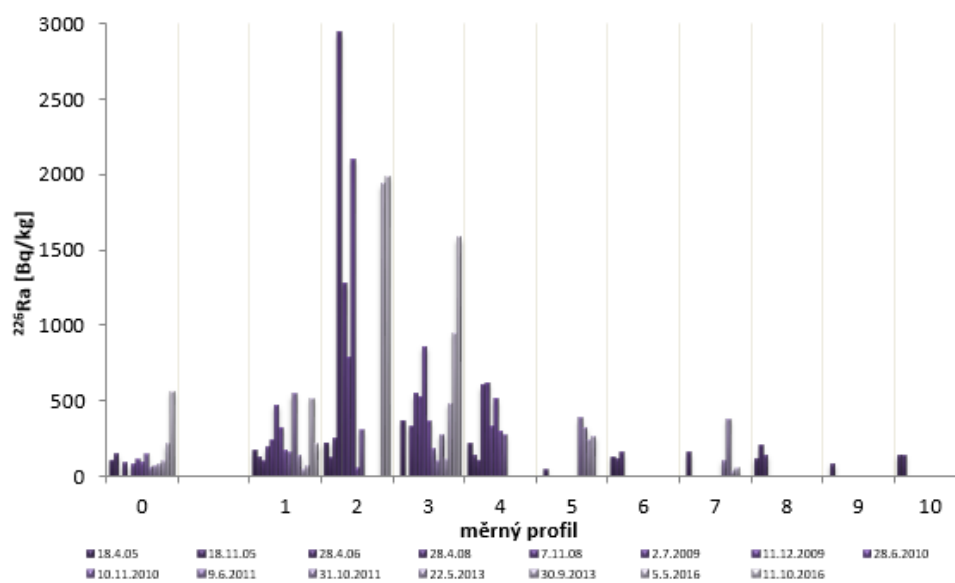
Obrázek 2.2.4: Časový vývoj a_m ^{226}Ra v sedimentech Stružky před i za Soutokem. Hodnota pro a_m sedimentu pod výpustí z roku 2016 neodpovídá vývojovému trendu a je pravděpodobně chybná. Data poskytl Dr. Ing. Petr Jelínek.

Společnost SEPARA-EKO také mapovala obsah radionuklidů v říčních sedimentech na stejných odběrových místech jako u povrchových vod (mapa 2.2.2), hodnoty a_m ^{226}Ra jsou zaneseny v grafu 2.2.5. Vzhledem k metodice použité pro jejich výpočet (na základě přepočtu z naměřených hodnot PPDE), budou tyto hodnoty považovány v této práci pouze jako orientační. Z grafu lze vyzorovat maximum a_m ^{226}Ra na odběrovém bodě č. 2 (přibližně 320 metrů za měřicím místem Lidická) v roce 2008. To koreluje s největším úbytkem a_V ^{226}Ra z povrchové vody mezi odběrovými body č. 1 a 2. Odběrové místo č. 2 je obecně nejvíce kontaminované, nicméně lze pozorovat přesun aktivity k profilu č. 3 (U ČOV), může se jednat o unášení kontaminovaného sedimentu proudem. Dle [13] se do vzdálenosti 1,4 km od Soutoku nachází až 110 m³ kontaminovaných sedimentů, které by se mohly stát mobilními.

Celkem vznikla řada studií zaměřujících se na kontaminaci sedimentů Stružky, většina byla řešena společností SEPARA-EKO, s.r.o. [12, 13, 23, 30, 32, 33, 34], problematikou se zabývala i Přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity [35] a Hornicko geologická fakulta VŠB Technické univerzity Ostrava v rámci projektu GAČR [27].

Pozn.: DIAMO, s.p., zkoumalo krizovou možnost chemického odstranění radia z důlních vod VJŽ před jejich vypuštěním do povrchových vod. Nejprve by se zvýšil obsah síranů přidáním Na_2SO_4 a poté by se dodalo baryum ve formě BaCl . Poloprovozní zkoušky v roce 2011 vykazaly vysokou účinnost této metody. Výsledná hodnota a_V ^{226}Ra se pohybovala okolo hodnoty 30 Bq.m⁻³. [33, 34]

2. Popis zkoumané lokality



Obrázek 2.2.5: Časový vývoj a_m ^{226}Ra v sedimentech pro jednotlivé odběrové body. Převzato z [12].

Kapitola 3

Metodika

Použité metody měření je možné rozdělit na dvě skupiny, in-situ a laboratorní měření. In-situ měření sloužilo ke komplexnímu zmapování radiační situace v zájmové lokalitě. Na základě těchto výsledků byly vybrány oblasti, ze kterých byly odebrány vzorky pro laboratorní měření s cílem získat detailnější informace. Ke studiu některých parametrů ovlivňující výsledky získané z in-situ měření byla vytvořena řada simulací metodou Monte Carlo.

3.1 Měření in-situ

Úlohou měření in-situ bylo zejména provést primární měření PPDE po celé délce Stružky – přibližně 20 km. Na základě těchto výsledků byly nalezeny lokality s hodnotami PPDE vyššími než $300 \text{ nSv}\cdot\text{h}^{-1}$, tzv. hotspots.¹ V těchto lokalitách byly odebrány vzorky pro přesnější analýzu v laboratoři.

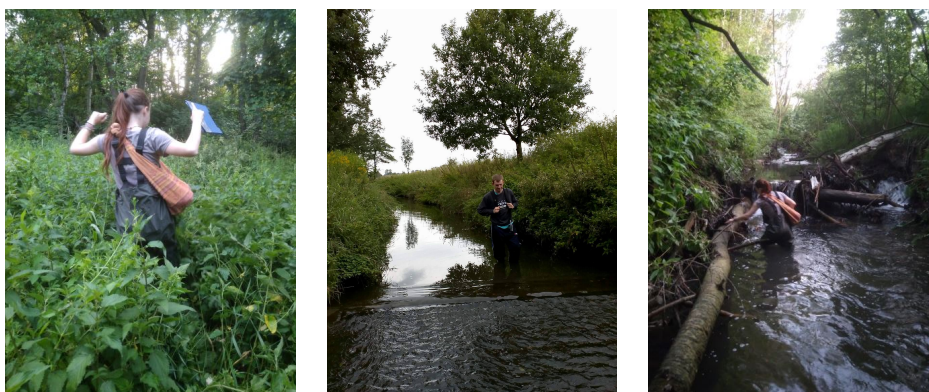
3.1.1 Metodika in-situ měření

V rámci práce byl proměřen PPDE přístrojem Safecast bGeige Nano (Safecast) po celé délce Stružky. Měření bylo uskutečněno vždy alespoň ve dvou lidech a se dvěma aktivními přístroji Safecast,² které byly udržovány ve standardní geometrii 1 metr nad zemí. Pokud byla hladina vody a vrstva bahna na dně dostatečně nízká, probíhalo měření přímo v korytě toku. V opačném případě byl PPDE měřen v jeho těsné blízkosti. Pokud ani tato geometrie nebyla možná (např. oplocením či neprůchodnou vegetací), zahrazená oblast se obešla. Fotografie zachycující průběh měření jsou na obrázku 3.1.1.

Následná analýza výsledků odhalila významné rozdíly PPDE v případě měření v korytě toku a na jeho hraně (více v sekci 4.1). Z tohoto důvodu se realizovalo opakované měření PPDE v úseku od VJŽ po ČOV a také od oblasti Olšovce po Soutok. Bylo pořízeno nutné vybavení (nepromokavé rybářské kalhoty) a měření probíhalo souběžně v korytě toku a po břehu.

¹Dle výsledků monitorování radiační situace na území ČR se PPDE běžně pohybuje v hodnotách $100\text{-}200 \text{ nSv}\cdot\text{h}^{-1}$ s občasnými výkyvy [36]. Proto byla zvolena hodnota dvojnásobku střední hodnoty tohoto rozsahu $300 \text{ nSv}\cdot\text{h}^{-1}$.

²Na některých lokalitách byl PPDE měřen navíc i přístrojem GT-40.



Obrázek 3.1.1: Fotografie zachycující průběh měření.

Další měření bylo provedeno přenosným spektrometrem GT-40. Přístroj byl umístěn na zem a spektrum bylo nabíráno po dobu 300 s, poté byly zobrazeny hodnoty c_m U a Th v ppm a K v %.

3.1.2 Používané detektory a detekční systémy

Pro orientační a kontinuální měření gama záření se záznamem polohy bylo nejvhodnější použití přístroje Safecast. Pro potřebu přesnějšího kontinuálního měření a měření energetického spektra a c_m s možností záznamu byl použit spektrometr GT-40.

Safecast

Safecast (viz obrázek 3.1.2) je přenosný přístroj pro kontinuální měření PPDE s vestavěným Geiger-Müllerovým detektorem.

Jelikož přístroj Safecast vznikl původně pro detekci ^{137}Cs po havárii ve Fukušimě, je kalibrován bodovým zdrojem radionuklidu ^{137}Cs ($E_\gamma = 661,7 \text{ keV}$). Jedním z předpokladů k přepočtu počtu příspěvků na PPDE je udržovat vzdálenost přístroje od jakéhokoliv objektu 1 metr. Aby byl signál stabilní, musí být pro danou přesnost měření zachována pozice detektoru alespoň po dobu 1 minutu. Z těchto důvodů byly výsledky z přístroje Safecast brány pouze jako orientační a napomáhaly určit lokality, ve kterých byla potřeba realizovat upřesňující přesnějšího měření. [37, 38]

Safecast obsahuje vestavěnou GPS, s jejíž pomocí lze vykreslit absolvovanou trasu společně s hodnotami PPDE. V praxi často dochází k nepřesnostem v určení místa měření z důvodu nedostatečného GPS signálu, které se projeví i v této práci. Pokud by tato nepřesnost měla vliv na výsledky měření nebo jejich interpretaci, bude na ni v textu poukázáno.

Vyhodnocení naměřených hodnot z přístroje Safecast proběhlo v programu QGIS [39] pomocí Safecast plugin vyvinutého firmou OpenGeoLabs s.r.o. pro potřeby SÚRO, v.v.i. [40] s mapovým podkladem Googlemaps-roads [41].



Obrázek 3.1.2: Fotografie přístroje Safecast.

■ Přenosný spektrometr GT-40

GT-40 je přenosný spektrometr (viz obrázek 3.1.3) obsahující anorganický scintilační krystal NaI(Tl) o velikosti 3"x 3".



Obrázek 3.1.3: Fotografie zachycující měření PPDE spektrometrem GT-40 firmy Georadis umístěného v popruhu na záda ulehčující měření ve standardní geometrii a zajišťující její udržení během celé doby měření.

NaI(Tl) je jeden z nejpoužívanějších detektorů i v dnešní době, kdy se na trhu vyskytují detektory s výrazně lepšími vlastnostmi, např. energetickou

rozlišovací schopností FWHM nebo nehygroskopičností, tj. nepotřebují scintilační krystal zapouzdřit. Jeho popularita je způsobena zejména přívětivou cenovou dostupností. Detekční účinnost FWHM detektoru NaI(Tl) je pro měření přírodních radionuklidů dostatečná, pohybuje se přibližně v rozmezí (6,4 – 7,0) % pro energii radionuklidu ^{137}Cs [42].

Přístroj GT-40 pracuje efektivně v širokém teplotním rozsahu, je voděodolný a váží 4 kg [43]. K dispozici je také nastavitelný popruh, který umožňuje přístroj pohodlně nosit na zádech v konstantní výšce 1 metr nad zemí.

GT-40 umožňuje měření ve dvou módech: survey a assay. Při použití prvního zmiňovaného je do paměti přístroje každou sekundu zaznamenána hodnota PPDE společně s časem, GPS a nadmořskou výškou. Hodnoty se automaticky ukládají do jednoho datového souboru. Při použití módu assay je (po uživatelem nastavenou dobu) měřeno energetické spektrum. Přístroj in-situ vyhodnotí naměřené spektrum³ a zobrazí hodnoty c_m U a Th v ppm, K v % a plošnou kontaminaci ^{137}Cs v $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$. Po ukončení měření může uživatel spektrum uložit do paměti přístroje. Spektru je přiřazena číselná hodnota a pod tímto identifikátorem jsou souhrnné hodnoty (c_m , datum, čas, PPDE, zeměpisná šířka a délka a nadmořská výška) uloženy do datového souboru, který je společný pro všechna spektrometrická měření. V terénu je možné prohlížet naměřená spektra a c_m a kontrolovat stabilizaci přístroje.

c_m je vyjádřena v jednotkách ppm (parts per milion – často používaných pro určování obsahu radionuklidu v půdě) a platí:

$$1 \text{ ppm } X = \frac{1 \text{ mg } X}{1 \text{ kg horniny}}.$$

Průměrná celosvětová hmotnostní koncentrace c_m radionuklidů v půdě je 2-3 ppm U a 8-12 ppm Th [21]. Převodní vztah mezi c_m a a_m radionuklidu za podmínky homogenní distribuce je následující:

$$1 \text{ ppm U v půdě} \approx 12,35 \text{ Bq/kg } ^{238}\text{U} \text{ nebo } ^{226}\text{Ra}$$

a

$$1 \text{ ppm Th v půdě} \approx 4,06 \text{ Bq/kg } ^{232}\text{Th} [21].$$

Vyhodnocení naměřených hodnot v módu survey bylo uskutečněno v programu QGIS [39] s mapovým podkladem OpenStreetMap [44]. Naměřené hodnoty v módu assay byly zobrazovány in-situ a zároveň byly ukládány do paměti přístroje. Datové soubory byly přeneseny do PC USB portem.

3.2 Laboratorní měření

Na základě nalezení lokálního hotspotu a nebo analýzy in-situ měření byla vybrána místa pro odběr vzorků, které byly dále zpracovány.

³K měření spektra se použilo 1024 kanálů, lineární energetická kalibrace a stabilizace na základě vyhledávání piků zastoupených v přírodním pozadí [43].

■ 3.2.1 Metodika odběru vzorků v terénu a jejich zpracování

Následující sekce obsahují metodiku odběru jednotlivých vzorků.

■ Hloubkové odběry

V rámci této práce byly vzorky půdy odebírány metodikou uplatňovanou na Katedře dozimetrie a aplikace ionizujícího záření (KDAIZ) Fakulty jaderné a fyzikálně inženýrské (FJFI) Českého vysokého učení technického (ČVUT).

Nejprve bylo pomocí přístroje Safecast anebo GT-40 nalezeno místo v cílové oblasti, které se vyznačuje zvýšenou hodnotou PPDE. Na tomto místě byl očištěn povrch od porostu a napadaných věcí tak, aby byla půda obnažena. Ve vytyčeném prostoru se půda rovnoměrně odebírala (většinou po 5 až 10 centimetrech), dokud nebylo dosaženo požadované hloubky nebo takové hloubky, která byla maximální možná pro odběr (např. nemožnost manipulace s nástroji, příliš tvrdá vrstva půdy nebo dosažení hladiny vody). Jednotlivé vzorky vrstev půdy byly uloženy do igelitových sáčků, označeny a transportovány do laboratoře, kde byly rozloženy a sušeny na vzduchu za normální teploty.

Po usušení byl vzorek rozmělněn na menší frakci, homogenizován a byl umístěn do Marinelliho nádoby o objemu 600 ml, resp. v případě menšího vzorku do masťovky o objemu 280 ml. Vzorek byl zvážen, hermetizován po dobu nejméně 23 dní, aby se ustanovila radioaktivní rovnováha (více v sekci 3.2.3) a následně změřen ve spektrometrické laboratoři KDAIZ.

■ Odběry dnových sedimentů

Odebírané dnové sedimenty byly situovány v korytě Stružky nad hladinou vody⁴. Vytipované dnové sedimenty byly odebírány lopatkou do igelitového sáčku a dále s nimi bylo nakládáno jako se vzorky hloubkových odběrů.

■ Odběry travin

Pokud se na místě vybraném pro hloubkový odběr vyskytovalo dostatečné množství jednoho druhu rostliny, byla tato rostlina odebrána bez hlíny a kořenů. Tímto způsobem byly odebrané trávy nebo kopřivy uloženy do igelitových sáčků a následně bylo se vzorkem nakládáno jako v případě hloubkových odběrů.

■ Odběry plodin

Odběry plodin (ovoce a zeleniny) byly provedeny pracovníky DIAMO, s.p., v blízkosti měřících míst Lidická a U ČOV.

Plodiny byly upraveny následovně:

- jablka → omytá a nastrouhaná bez jadérka,

⁴Jelikož měření probíhalo ve třech etapách vždy s jinou výškou hladiny vody, mohly být sedimenty odebírané v etapě s nejnižší hladinou v dalších etapách zaplaveny.

- kukuřice → byly vybrány pouze semínka, v době vzorkování byla semínka již značně vysušená,
- červený brambor → omytý, jeden vzorek byl oloupaný, druhý nikoliv; poté byl brambor nastrouhaný,
- dýně → oloupaná, vydlabaná a nastrouhaná,
- mrkev → omytá, neloupaná, okraje byly odříznuté a zbytek mrkve nastrouhaný,
- cibule → oloupaná a nakrájená na kostičky,
- zelí → nakrájené bez košťálu.

Každá z takto upravených plodin naplnila Marinelliho nádobu o objemu 600 ml a byla uložena do mrazničky, aby nedocházelo k rozkládání plodin. Po uplynutí doby potřebné k ustanovení sekulární radioaktivní rovnováhy bylo provedeno gama-spektrometrické měření s využitím polovodičového detektoru z čistého germania (z anglického High Purity Germanium detector, HPGe) na FJFI. Vzorky byly tedy měřeny v naturálním stavu, k němuž se tudíž vztahují i naměřené hodnoty.

■ Odběry vody

První sada vzorků vody byla odebírána do plastových, resp. skleněných lahví, dodaných akreditovanou analytickou laboratoří ALS Czech Republic, s.r.o. [45], která dané vzorky poté analyzovala. Požadavky na rozbor byly stanoveny na základě informací z článku [30]. Hlavními analyzovanými vlastnostmi důlních a povrchových vod byly elektrická konduktivita, koncentrace síranů a pH.

Druhá sada vzorků vody byla odebírána do pěti-litrových plastových nádob, vzorky byly analyzovány radiochemicky (^{226}Ra), gamaspektrometricky (^{228}Ra) a alfaspektrometricky (^{228}Th) v SÚRO, v.v.i..

■ 3.2.2 Používané detektory a detekční systémy

Laboratorní měření a_m ^{226}Ra a ^{228}Th probíhalo s využitím HPGe detektoru a ověřené spektrometrické trasy s nízkopozadovým stíněním na KDAIZ.

■ Spektrometr záření gama

Použitá spektrometrická trasa obsahuje polovodičový HPGe koaxiální detektor Ortec. Mezi nevýhody germaniových detektorů patří nízká citlivost, vysoká pořizovací cena a vysoké provozní náklady spojené zejména s chlazením potřebným za provozu (v případě laboratoře na FJFI se využívají Dewarovy nádoby, které jsou plněny tekutým dusíkem, viz fotografie 3.2.1). Naopak největší výhodou HPGe je velmi dobré FWHM (1,89 keV pro energii 1 333 keV [46]), díky kterému je možné ve spektru rozlišit píky, které u jiných detektorů, např. NaI(Tl), vlivem horšího FWHM splývají.



Obrázek 3.2.1: Fotografie spektrometrické trasy s HPGe detektorem chlazeným kapalným dusíkem pomocí Dewarovy nádoby v laboratoři FJFI.

■ 3.2.3 Vyhodnocení měření

Existuje několik komerčních programů ke zpracování naměřených spekter, v laboratoři KDAIZ je k dispozici program Genie2000 [47]. Pokud použitý program není schopen píky identifikovat automaticky, např. z důvodu vysokého pozadí, na kterém nejsou hledané píky výrazné, je třeba přistoupit k manuálnímu vyhodnocení, které je popsáno v druhé části této sekce.

■ Genie 2000

Genie 2000 je software pro laboratorní a edukativní analyzování γ spekter, který zprostředkovává firma Canberra (Mirion Technologies) [47].

Analyzovaná data jsou uložena v datových strukturách Configuration Access Method (CAM), které navíc umožňují analýzu starších dat.

Nástroj interaktivní analýzy spektra umožňuje uživateli najít nepřesnosti v analyzovaném spektru a případně je opravit. To zahrnuje analýzu falešných píků, odhalení nenalezených píků nebo kontrolu nálezu multipletů (dva nebo více píků, které jsou od sebe vzdáleny méně než je hodnota rozlišovací schopnosti – píky se překrývají).

Do softwaru byly zadány účinnostní a energetické kalibrace. Pro tyto účely byla použita připravená účinnostní kalibrace pro Marrineliho nádobu, resp. masťovku – v případě méně objemných vzorků. Energetická kalibrace byla zaměřena na ^{226}Ra a jeho dceřinné produkty.

Po kontrole, zda-li se v analýze nenachází nepřesnosti a zda je vložena správná kalibrace, může být uživatelem vygenerován report v pdf formátu. Tento report obsahuje více způsobů analýzy plochy píku, vypočítané a_m pro nalezené radionuklidy, rovnici aplikované účinnostní kalibrace, dobu měření (reálnou i dobu po odečtení mrtvé doby) a výpis píků, které software nepřičítal k žádnému radionuklidu. [47]

K výpočtu aktivity ^{226}Ra a ^{228}Th pomocí vážených součtů aktivit jejich dceřinných produktů byl použit program StavMat⁵, který byl KDAIZ poskytnut SÚRO, v.v.i., Hradec Králové. Při výpočtu byl zanedbán výskyt pravých sumací, nicméně za použití geometrie Marinelliho nádoby jsou nejistoty způsobené zanedbáním jejich výskytu v řádu několika jednotek procent. Korekce na samoabsorpci byla v programu StavMat použita.

K výsledné nejistotě výsledků přispívají chyby způsobené odběrem, následným zpracováním vzorku, statistickým charakterem radioaktivních přeměn a přístrojovou chybou. Při laboratorních výpočtech byla předpokládána nejistota přípravy vzorků 3 % a přístrojová nejistota byla vypočtena programem Genie 2000. Tyto dvě nejistoty byly zkombinovány při výpočtu programem Stavmat a zahrnuty do zpracování.

■ Polovodičová spektrometrie

Při studiu spektra se zabýváme zejména píkem úplné absorpce, který má tvar Gaussovy křivky a přispívají do něj pouze ty děje, ve kterých je energie fotonu plně předána detektoru, to platí zejména pro fotoelektrický jev, ale může nastat i při jiných interakcích či jejich kombinacích (zejména pro větší detektory).

Aktivitu daného radionuklidu A_i lze vypočítat následovně:

$$A_i = \frac{P_j}{t \cdot \eta_i \cdot Y_{ij}}, \quad (3.1)$$

kde P_j je plocha (počet impulsů) j -tého píku úplné absorpce příslušejícího radionuklidu i , η_i je spektrometrická detekční účinnost pro energii i -tého píku a Y_{ij} je radiační výtěžek fotonů j -té energie radionuklidu i ⁶ a t je doba měření. [42]

a_m se vypočítá z hodnoty aktivity pomocí následujícího vztahu:

$$a_{m_i} = \frac{A_i}{m}, \quad (3.2)$$

kde m je hmotnost vzorku.

■ Výpočet aktivity radia

Aktivita ^{226}Ra může být vypočítána pomocí produktů přeměny pokud je zachována sekulární radioaktivní rovnováha. Ta může nastat pouze v případě, kdy poločas přeměny mateřského radionuklidu je výrazně větší než poločas přeměny dceřinných produktů.

Vezměme si případ nuklidu ^{226}Ra ($T_{1/2} = 1\,600$ let). Pokud budou ustanoveny podmínky sekulární radioaktivní rovnováhy mezi ^{226}Ra a ^{222}Rn

⁵Výstupní a_m z thoriové řady programu StavMat byl radionuklid ^{228}Th , proto je v této práci použit namísto ^{232}Th . Výpočet byl založen na vážených hodnotách a_m ^{208}Tl (energetická linka 583,2 keV), ^{212}Bi (727,2 keV) a ^{212}Pb (238,6 keV).

⁶Radiační výtěžek Y_{ij} je pravděpodobnost vyzáření fotonu j -té energie při jedné přeměně i -tého radionuklidu [48].

($T_{1/2} = 3,8235$ dne) a zároveň mezi ^{222}Rn a ^{218}Po ($T_{1/2} = 3,10$ minut), ^{214}Pb ($T_{1/2} = 26,8$ minut), ^{214}Bi ($T_{1/2} = 19,9$ minut) a ^{214}Po ($T_{1/2} = 164,3$ μs), bude aktivita ^{226}Ra stejná jako aktivita krátkodobých produktů přeměny ^{222}Rn . Následující radionuklid v přeměnové řadě – ^{210}Po ($T_{1/2} = 138$ dne) je vzhledem ke svému poločasu přeměny v tomto konkrétním případě považován za stabilní [20]. Výsledná aktivita byla vypočítána jako vážený průměr aktivit ^{214}Bi a ^{214}Pb , jelikož bylo detekováno záření γ a protože zbylé dva radionuklidy mají buď malé výtěžky emise γ záření, nebo je tato energie mimo detekovatelný interval.

Vzhledem k poločasům přeměny byla první podmínka ustanovení sekulární radioaktivní rovnováhy automaticky naplněna. Dále bylo třeba vyčkat dobu potřebnou pro ustanovení sekulární radioaktivní rovnováhy, a jelikož je radon plyn, bylo nutné vzorek hermetizovat a zabránit tak úniku plynu ze vzorku. Doba, po kterou bylo nutno vyčkat, je stanovena přibližně jako šestinásobek nejdelšího poločasu přeměny dceřinných produktů. K ustanovení radioaktivní rovnováhy mezi ^{226}Ra a produkty přeměny ^{222}Rn bylo nutno vyčkat:

$$6 \cdot T_{1/2} (^{222}\text{Rn}) = 6 \cdot 3,8235 \text{ dne} = 22,94 \text{ dne}.$$

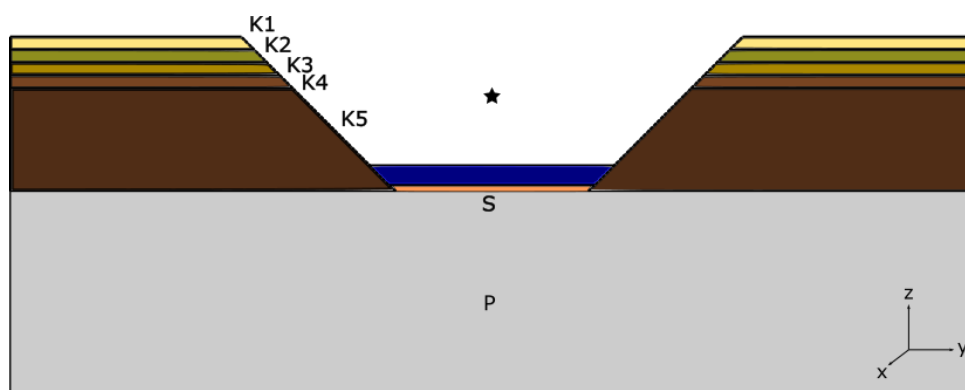
3.3 Simulace Monte Carlo

Monte Carlo jsou metody, které využívají pseudonáhodná čísla k simulaci stochastických událostí. Na této metodě je založen i transportní kód MCNPX [49], který se využívá v řadě dozimetrických aplikací. V této práci je využit ke zkoumání vlivu šířky koryta toku a výšky hladiny vody v něm na fluenci částic.

Pro simulaci byl použit mód tally f5, který odpovídá bodovému detektoru zaznamenávajícímu fluenci částic v daném místě. Při použití tally f5 je pro každou částici vypočítána pravděpodobnost průchodu detektorem a tyto pravděpodobnosti jsou počítány. Výsledná fluence je normovaná na jednotkovou emisi ze zdroje, proto bylo nutné ji vynásobit objemem zdroje (jednotková objemová emise ze zdroje) a také součtem radiačních výtěžků pro jednotlivé radionuklidy (jednotková objemová aktivita ze zdroje).

Simulovaná geometrie je zobrazena na obrázku 3.3.1 (řez osou x). Celková modelovaná oblast byla 10 m široká a 10 m dlouhá. Koryto toku bylo rozděleno na část podloží – P, dále na části K1-5 (boční část koryta; K1-K4 o výšce konstantně 10 cm a K5 o výšce 105-110 cm). Mezi boky koryta se na jeho dně (nad částí P) nacházela vrstvička dnového sedimentu (S) o výšce 5 cm a délce 30 cm (osa x). Kolem a nad dnovým sedimentem se nacházela voda o proměnné výšce h (0, 20, 40, 60 a 80 cm nad dnovým sedimentem). Další proměnnou veličinou byla šířka koryta (měřena od dna koryta – 2, 4 a 6 m). Neměnné parametry byly sklon koryta (45°), výše boční části koryta (1,5 m kolmo od části P) a umístění bodového detektoru nad částí P (1 m). Parametry materiálů byly převzaty z [50].

Pozn.: Úloha byla osově symetrická podle os x a z, pro zefektivnění výpočtu byla modelována pouze čtvrtina koryta.



Obrázek 3.3.1: Řez osou x modelovaného koryta pro situaci 2 m širokého koryta a 20 cm výšky hladiny vody. Délka koryta odpovídala ose x , šířka ose y a výška ose z . Část P byla pro přehlednost zkrácena ve směru osy z . Hvězdička značí umístění bodového detektoru.

Pro zdroj vyskytující se v každé zemité části koryta (tedy P, K1-5 a S) zvláště a pro radionuklid ^{40}K , uran-radiovou přeměnovou řadu a thoriovou přeměnovou řadu byly simulovány všechny kombinace výšky hladiny vody h a šířky koryta. Pro simulaci byly použity následující energetické linky (v závorce s jejich radiačními výtěžky; zaokrouhleno)[20]:

- ^{40}K 1 461 keV (11 %)
- uran-radiová přeměnová řada
 - ^{214}Pb 295 keV (19 %), 352 keV (36 %)
 - ^{214}Bi 609 keV (45 %), 768 keV (5 %), 1120 keV (15 %), 1238 keV (6 %), 1764 keV (15 %)
- thoriová přeměnová řada
 - $^{228}\text{Ac}^7$ 911 keV (26 %), 969 keV (16 %)
 - ^{212}Pb 238 keV (43 %)
 - ^{212}Bi 727 keV (7 %)
 - ^{208}Tl 511 keV (23 %), 583 keV (85 %), 861 keV (12 %), 2615 keV (99 %)

Pro porovnání příspěvků fotonů z jednotlivých částí koryta byly výsledky pro ^{40}K , uran-radiovou přeměnovou řadu a thoriovou přeměnovou řadu sečteny a vyneseny v závislosti na výšce hladiny vody a šířce koryta do grafů za předpokladu jednotkové homogenní aktivity .

Dále byla simulována fluence částic v bodě pro kalibrační geometrii ϕ_{P_0} (tedy simulace samotné části P). Pro všechny kombinace výšky vody h a

⁷Radionuklid ^{228}Ac byl detekován ve vzorcích dnových sedimentů, proto byl tento radionuklid zahrnut v simulaci.

šířky koryta d byl vypočítán podíl fluence v bodě pro geometrii s korytem a kalibrační geometrii P_ϕ :

$$P_\phi = \frac{\sum_i \sum_j \phi_{i,j}}{\sum_j \phi_{P_0,j}}, \quad (3.3)$$

kde $i \in \{P, S, K1, K2, K3, K4, K5\}$ a $j \in \{^{40}\text{K}, \text{uran-radiová přeměnová řada}, \text{thoriová přeměnová řada}\}$.

Dále byly využity průměrné a_m ^{226}Ra , ^{228}Th a ^{40}K naměřené v půdě odebrané z měřicího místa Referenční. Těmito požadovými hodnotami ($36 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ^{226}Ra pro uran-radiovou přeměnovou řadu, $44 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ^{228}Th pro thoriovou přeměnovou řadu, $504 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ pro ^{40}K) byly vynásobeny jednotlivé fluence částic v bodě odpovídajících emisi z koryta a zároveň byly poděleny hustotou materiálu ρ [50]:

$$\phi_{i,j} \frac{a_{m_j}}{\rho}. \quad (3.4)$$

Takto byly získány fluence v bodě od hypotetického koryta, jehož půda má požadové hodnoty a_m ^{226}Ra , ^{228}Th a ^{40}K . Dále byly vypočítány a_m ^{226}Ra a ^{228}Th , jaké by musel mít dnový sediment, aby došlo ke zvýšení fluence v místě detekce o 15 % (hotspot).⁸ Byly zkoumány 4 případy:

- $a_{V_{Ra,Ra}}$ – zvýšení fluence částic od ^{226}Ra při detekci pouze energetických linek uran-radiové přeměnové řady,
- $a_{V_{Th,Th}}$ – zvýšení fluence částic od ^{228}Th při detekci pouze energetických linek thoriové přeměnové řady,
- $a_{m_{Ra}}$ – zvýšení fluence částic od ^{226}Ra při detekci obou přeměnových řad a ^{40}K ,
- $a_{m_{Th}}$ – zvýšení fluence částic od ^{228}Th při detekci obou přeměnových řad a ^{40}K .

3.4 Odhad efektivní dávky

Pro výpočty úvazků efektivní dávky ingescí byl využit vzorec 1.3 a pro výpočet efektivní dávky z externího ozáření vzorec 1.4. Výsledky a_m , resp. a_V , radionuklidů v travinách a půdách, resp. ve vodách, byly použity pro výpočet E_{ing} požitím masa a mléka. Tabulka 3.4.1 obsahuje shrnutí konstant použitých pro výpočet E_{ing} .

Pozn.: Vzhledem k výsledkům měření, které indikují, že radionuklidem z thoriové řady způsobujícím kontaminaci je ^{228}Ra , byl pro odhad úvazku efektivní dávky uvažován právě tento radionuklid, což odpovídá více konzervativnímu scénáři. Naměřené hodnoty a_m ^{228}Ac a ^{228}Th ukazují, že tyto dva radionuklidy jsou v radioaktivní rovnováze nebo velmi blízko ní, proto mohly

⁸Za hotspot bylo pro simulace považováno místo s navýšením příslušné statistické veličiny (fluence částic) o 15 % vzhledem ke statistické nejistotě přístroje při běžných hodnotách přírodního pozadí Safecast je $\pm 10\%$ [38].

být pro výpočet vlivu ^{228}Ra ingescí použity výsledky a_m ^{228}Th ve vzorcích půdy a potravin.

$\mathbf{h_{ing, r}}$ [Sv·Bq ⁻¹]	^{226}Ra ^{228}Ra	$2,8 \cdot 10^{-7}$ $6,9 \cdot 10^{-7}$	$\mathbf{F_B}$ [l·kg ⁻¹]	^{226}Ra ^{228}Ra	50 50
\mathbf{p} [-]		0,25	\mathbf{P} [-]		0,5
$\mathbf{F maso}$ [den·kg ⁻¹]	^{226}Ra ^{228}Ra	$5 \cdot 10^{-3}$ $5 \cdot 10^{-3}$	$\mathbf{F mléko}$ [den·l ⁻¹]	^{226}Ra ^{228}Ra	$3 \cdot 10^{-3}$ $3 \cdot 10^{-3}$
\mathbf{M} [kg·den ⁻¹]	\mathbf{krmivo} $\mathbf{půda}$	12,5 0,04	\mathbf{M} [l·den ⁻¹]	\mathbf{voda}	60
$\mathbf{t_{exp}}$ [h]	$\mathbf{při bydlení}$	2 000	\mathbf{S} [l·den ⁻¹]	\mathbf{venku}	1
\mathbf{B} [-]		0,7			

Tabulka 3.4.1: Koeficienty použité pro výpočty E_{ing} a E_{ext} ; dle metodického doporučení SÚJB [7], kde $h_{\text{ing},r}$ je konverzní faktor pro přepočtení příjmu radionuklidu r ingescí na efektivní dávku, F_B je bioakumulační faktor pro sladkovodní ryby, p je podíl příjmu potravin z lokálního zdroje z ročního příjmu, P je podíl roku na pastvě venku, F je faktor přestupu, M je denní příjem, S je bezrozměrný stínící faktor, t_{exp} je doba expozice a B je faktor pro přepočtení příkonu prostorového ekvivalentu na efektivní dávku v případě přírodního ozáření.

Pro výpočet E_{ing} byly použity nejvyšší hodnoty a_m ^{226}Ra a ^{228}Ra pro konkrétní měřicí místo (Lidická a U ČOV) a danou skupinu potravin ze spotřebního koše a travin (brambor; ovoce – jablka; zelenina – kukuřice⁹, dýně, mrkev, cibule a zelí; traviny) a hodnoty a_m ^{226}Ra a ^{228}Ra z prvních 10 cm půdy. Pozadové hodnoty byly použity z vlastních měření (PPDE), dle doporučení [7], nebo pro ovoce, kořenovou zeleninu a zeleninu byly použity výsledky dle publikace [51].

⁹Kukuřice byla pro účely této práce zařazena do skupiny zeleniny (předpokládá se konzumace člověkem), ačkoliv z botanického hlediska je řazena mezi trávy.

Kapitola 4

Výsledky a diskuse

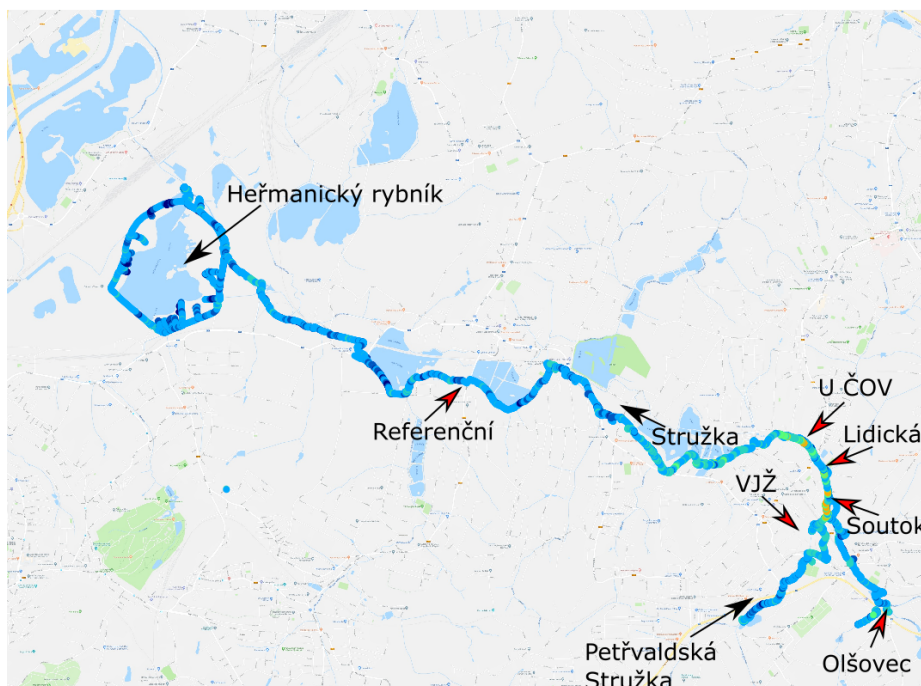
Data získaná v rámci vypracování Výzkumného úkolu [52] byla doplněna o opakované in-situ měření c_m na měřicím místě Lidická (potvrzující klesající trend ve směru kolmo od koryta toku) a Olšovec (indikující náhodnost výsledných hodnot v prostoru pravděpodobně z důvodu půdy tvořené navážkou). Dále byly odebrány vzorky půd v oblasti Olšovec (dosahující nejvyšší a_m radionuklidů v rámci této práce), vzorky vod (pro získání a_V radionuklidů v nich) a vzorky potravin (nutné pro provedení studie).

První dvě sekce 4.1 a 4.2 obsahují shrnutí výsledků in-situ a laboratorních měření. V sekcích 4.3 a 4.4 jsou rozebrány výsledky pro měřicí místa Olšovec a Lidická a U ČOV, pro která je navíc vypracována studie v sekci 4.5. Poslední sekce 4.6 obsahuje nabyté praktické poznatky, které mohou pomoci čtenáři při přípravě obdobné studie.

4.1 Výsledky in-situ měření

Pokud to bylo možné, prvotní měření PPDE probíhalo v korytě toku, v případě neprůchodné vegetace nebo jiných překážek co nejbližší toku. Byla proměřena Petřvaldská Stružka od místa několika stovek metrů před výpustí VJŽ po její soutok se Stružkou a Stružka od oblasti Olšovec po Heřmanský rybník, který byl proměřen po celém svém obvodu. Výsledky z měření PPDE přístrojem Safecast se nacházejí na obrázku 4.1.1. Lze pozorovat, že ve většině toku byl naměřen PPDE menší než $200 \text{ nSv}\cdot\text{h}^{-1}$. Mírně zvýšené hodnoty do $300 \text{ nSv}\cdot\text{h}^{-1}$ se vyskytují okolo shluku rybníků ležících bezprostředně za ČOV ve směru toku a na měřicím místě Olšovec. Oblast, která byla nejvíce kontaminovaná, se nachází mezi místem Soutok a U ČOV, což je v souladu s dříve zpracovanou studií [30], PPDE zde místy překračoval $300 \text{ nSv}\cdot\text{h}^{-1}$.

Pro porovnání, při měření přístroji Safecast a GT-40 oba přístroje zaznamenaly vyšší hodnoty PPDE na měřicím místě Lidická (viz obrázek 4.1.2, dolní část). V horní části obrázku lze pozorovat, že výsledky naměřené GT-40 odhalily hodnoty PPDE v intervalu $300\text{-}500 \text{ nSv}\cdot\text{h}^{-1}$, na rozdíl od přístroje Safecast, jež udával hodnoty menší než $150 \text{ nSv}\cdot\text{h}^{-1}$. Rozdíl mezi těmito výsledky může být způsobem tím, že tato měření byla provedena dva dny po sobě, a proto také geometrie měření nebyla identická.



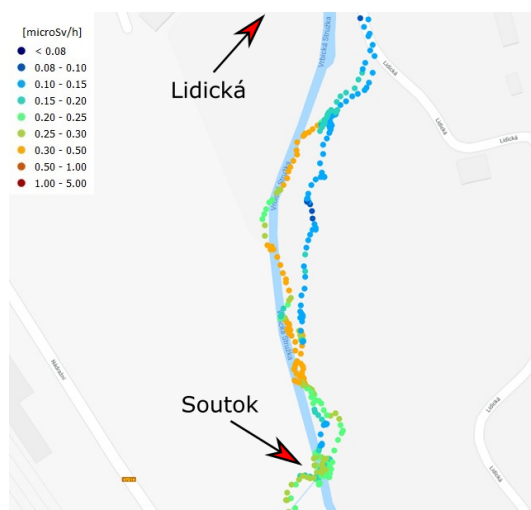
Obrázek 4.1.1: Mapa zobrazující hodnoty PPDE naměřené pomocí přístroje Safecast v oblasti Petřvaldské Stružky (od pozadových hodnot před výpustí z VJŽ po její soutok se Stružkou) a pro Stružku od oblasti Olšovec po Heřmanický rybník, společně s vyznačenými měřícími místy (informace k měřícím místům se nacházejí v sekci 2.1). Zobrazeno pomocí programu QGIS s mapovým podkladem Googlemaps-roads [41].



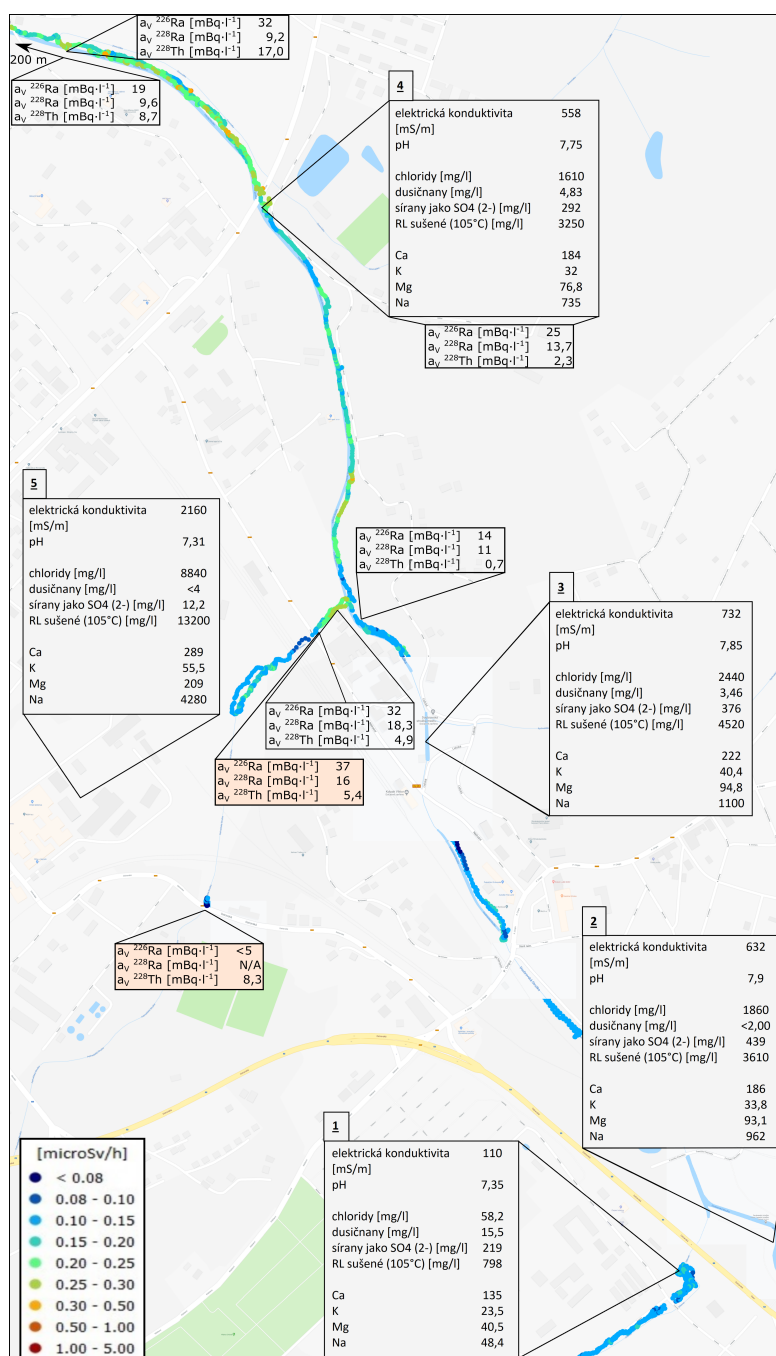
Obrázek 4.1.2: Porovnání PPDE naměřeného přístroji Safecast (vlevo) a GT-40 (vpravo). Měření byla provedena v rámci dvou dní. Zobrazeno pomocí programu QGIS s mapovým podkladem OpenStreetMap [44].

Jelikož měření probíhalo se dvěma kalibrovanými přístroji Safecast současně, bylo možné porovnat odchylky ve výsledcích způsobených rozdílnou geometrií měření. Příklad rozdílných výsledků pro měření v korytě toku a na jeho okraji se nachází na obrázku 4.1.3. Na základě výsledků PPDE, měřeného v korytě toku, byl na tomto místě nalezen hotspot (měřící místo Lidická), v případě geometrie na okraji koryta by tento hotspot nebyl odhalen. To indikovalo závislost naměřených hodnot na geometrii vůči potenciálně kontaminovaným sedimentům a také to, že kontaminace je vázaná na samotný tok, protože ve vzdálenosti několika metrů od koryta toku dosahuje PPDE pozadových hodnot. Na druhou stranu výsledky měření PPDE mimo koryto kvalifikují vliv na obyvatelstvo spolehlivěji, neboť PPDE rychle klesá se vzdáleností od toku.

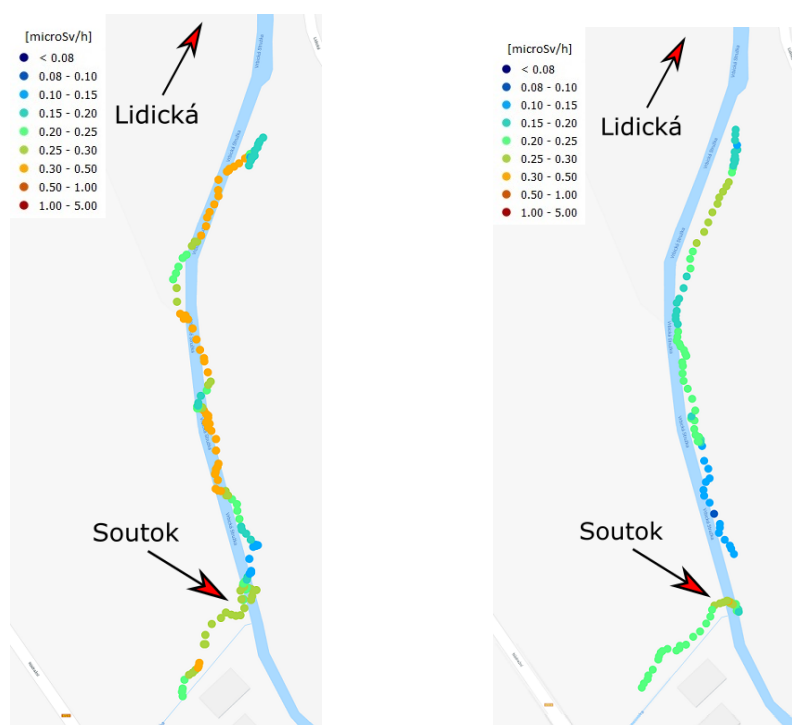
V důsledku závislosti výsledků PPDE na geometrii měření bylo provedeno zpřesňující měření (pohyb pouze v korytě toku) Petřvaldské Stružky od místa před výpustí VJŽ a v oblasti Stružky od oblasti Olšovec (stejně jako při prvním měření) po ČOV, neboť tato oblast vykazovala zvýšené hodnoty PPDE a dle technické zprávy [30] by se v této oblasti měly vyskytovat dnové sedimenty obsahující nejvyšší aktivitu ^{226}Ra . Výsledky měření PPDE měřeného při pohybu pouze v korytě toku se nacházejí na obrázku 4.1.4. Tyto výsledky potvrzují, že se jedná o lokalitu, ve které naměřený PPDE několikrát přesahuje $300 \text{ nSv}\cdot\text{h}^{-1}$. Porovnáním těchto hodnot s hodnotami z prvotního měření (viz obrázek 4.1.1), změřenými při průchodu korytem toku, byla potvrzena závislost naměřeného PPDE na výšce hladiny vody, viz obrázek 4.1.5. Lze pozorovat, že při stavu nižší hladiny vody jsou naměřeny systematicky vyšší hodnoty PPDE než při stavu vyšší hladiny vody (odhadnutý rozdíl výšky hladiny vody činil 30 cm).



Obrázek 4.1.3: Mapa zobrazující rozdílné hodnoty PPDE naměřené přístrojem Safecast pro měření v různých vzdálenostech od potenciálně kontaminovaných sedimentů vzhledem ke Stružce. Zobrazeno pomocí programu QGIS s mapovým podkladem Googlemaps-roads [41].



Obrázek 4.1.4: Mapa zobrazující hodnoty PPDE naměřených pomocí přístroje Safecast při průchodu tokem pro oblast Petřvaldské Stružky (před výpustí VJŽ po Soutok a Stružky od oblasti Olšovec po ČOV). Na mapě jsou vyznačena místa odběrů vod společně s vybranými výsledky jejich analýzy. Výsledky označené čísly byly analyzovány v laboratoři ALS, výsledky $a_V^{226}\text{Ra}$, $a_V^{228}\text{Ra}$ a $a_V^{228}\text{Th}$ byly analyzovány v laboratořích SÚRO, v.v.i.. Vzorky pro analýzu byly odebrány 4.6.2018 (ALS), 4.6.2019 (SÚRO, v.v.i.) a 2.7.2019 (SÚRO, v.v.i. podbarvené světle oranžovou barvou). Laboratorní výsledky vod budou blíže popsány v sekci 4.2.3. Zobrazeno pomocí programu QGIS s mapovým podkladem Googlemaps-roads [41].



Obrázek 4.1.5: Porovnání výsledků měření PPDE v korytě Stružky přístrojem Safecast v obdobích s různou výškou hladiny vody. Hodnoty pocházejí z měření realizovaných v období nízké hladiny vody (vlevo; duben) a vysoké hladiny vody (vpravo; červen). Zobrazeno pomocí programu QGIS s mapovým podkladem Googlemaps-roads [41].

Důvodem rozdílných výsledků PPDE je stínění emitovaných fotonů vodou. Rozdíl výšek hladin vody v období s nižší a vyšší intenzitou srážek byl maximálně 30 cm, proto byla provedena následující úvaha o zeslabení svazku γ záření při zvýšení hladiny vody právě o 30 cm. Pro zeslabení širokého svazku v materiálu o hustotě ρ a tloušťce h platí:

$$J = B_J \cdot J_0 \exp(-\mu_m \cdot h \cdot \rho), \quad (4.1)$$

kde B_J je vzrůstový faktor, J je hustota proudu částic pro zeslabený svazek, J_0 je hustota proudu částic původního svazku, μ_m je hmotnostní součinitel zeslabení pro danou energii. Využitím tohoto vzorce dostaneme faktor zeslabení:

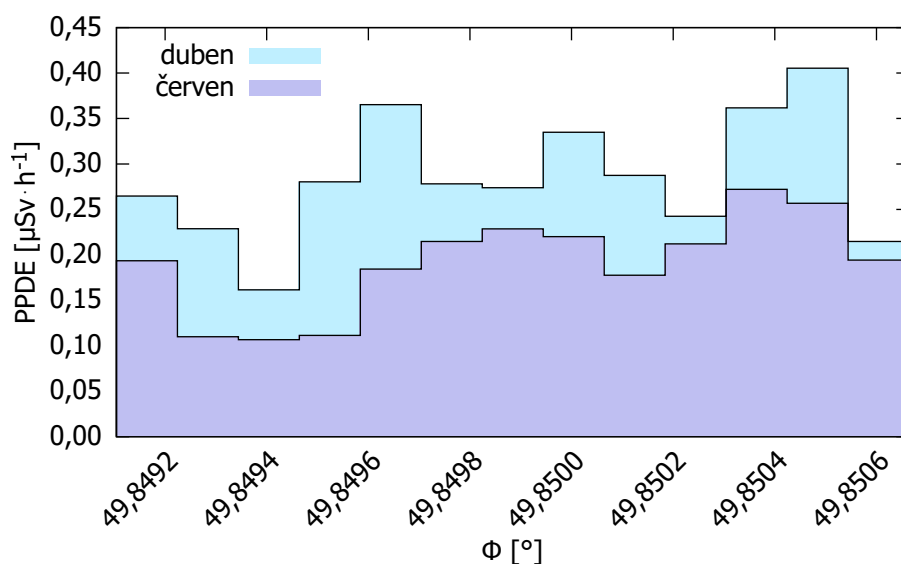
$$\frac{J}{J_0} = B_J \cdot \exp(-\mu_m \cdot h \cdot \rho). \quad (4.2)$$

Dosažením hodnoty hmotnostního součinitele zeslabení pro energii 1 765 keV (význačná energetická linka ^{214}Bi , tedy $\mu_m = 0,0532 \text{ cm}^2\text{g}$; lineární regresí aproximováno z hodnot převzatých z [53]; zaokrouhlené hodnoty pro hustotu vody $\rho = 1 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$, tloušťky materiálu $h = 30 \text{ cm}$ a vzrůstového faktoru odhadnutého na základě hodnot prezentovaných ve studii [54] $B_J = 2,5$) lze dojít k hodnotě faktoru zeslabení:

$$\frac{J}{J_0} = 0,5,$$

při zanedbání zeslabení ve vzduchu mezi hladinou vody a citlivou částí detektoru.

Pokud by k detekci přispívalo pouze záření emitované z dnových sedimentů, muselo by zvýšením hladiny vody dojít ke snížení naměřených hodnot dvakrát. Podle grafu na obrázku 4.1.6 došlo k lokálnímu snížení naměřených hodnot PPDE maximálně o faktor dva. Z toho vyplývá, že nepřispívá pouze záření emitované ze dna, ale také radionuklidy přítomné v březích koryta. Poklesem vody došlo k odhalení větší části stěn koryta, z nichž emitované fotony jsou detekovány, tím došlo k zvýšení PPDE. Změnu hodnot PPDE v závislosti na charakteru koryta toku a výšce hladiny vody je možné odhadnout na základě simulace metodou Monte Carlo.



Obrázek 4.1.6: Histogram zachycující průměrný PPDE v závislosti na zeměpisné šířce z měření realizovaných v období nízké hladiny vody (duben) a vysoké hladiny vody (červen). Data jsou shodná s daty vyobrazenými na mapě na obrázku 4.1.5.

4.1.1 Monte Carlo výpočet

Přístroje pro in-situ měření PPDE jsou kalibrovány pro geometrii poloroviny (rozhraní povrch/vzduch) a detektoru umístěného 1 m nad zemí. Narušením této geometrie, například měřením v korytě řeky se zvýšenými břehy, dochází ke zkreslení naměřených hodnot. Ke zjištění vlivu tvaru koryta na fluenci částic, byla vytvořena řada simulací využívajících transportního kódu MCNPX.

Na obrázku 4.1.7 se nachází závislost poměrového zastoupení fluence fotonů emitovaných z jednotlivé části koryta či dnového sedimentu na celkové fluenci v místě detektoru R za předpokladu homogenní a_m pro jednotlivé šířky koryta a výšky hladiny vody h . Konkrétní hodnoty se nacházejí v tabulce C.1 v příloze C.

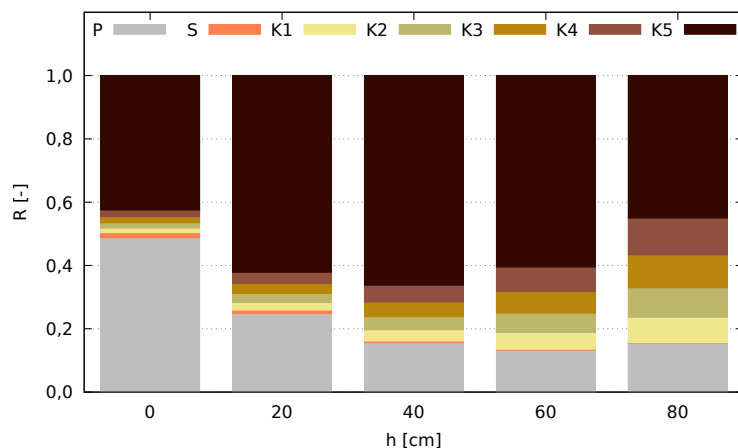
Pro všechny kombinace parametrů platí, že největší zastoupení má fluence způsobená fotony emitovanými z části P (podloží, odpovídá standardní geometrii pro kalibrace) a K5 (první vrstva koryta o výšce 105-110 cm). Za předpokladu konstantní šířky koryta je pro 0 cm vody dominantní vliv podloží P, se zvyšující se hladinou vody tento vliv klesá ve prospěch všech částí koryta a to až do výšky hladiny vody 60 cm. Pro 80 cm vody podíl fluence R od fotonů z části P opět vzroste oproti 60 cm vody. Dojde totiž k většímu zaplavení druhého největšího příspěvku – části K5.

S postupně zvyšující se hladinou vody monotónně klesá podíl fluence R od dnového sedimentu z jednotek procent na jednotky promile, naopak rostou příspěvky od částí K1, K2, K3 a K4. Průměrný příspěvek sedimentu na fluenci částic je 1,1 %, z toho vyplývá, že pokud by byl kontaminovaný pouze sediment, budou pro jeho odhalení na základě měření PPDE potřeba vysoké hodnoty a_m radionuklidů v něm.

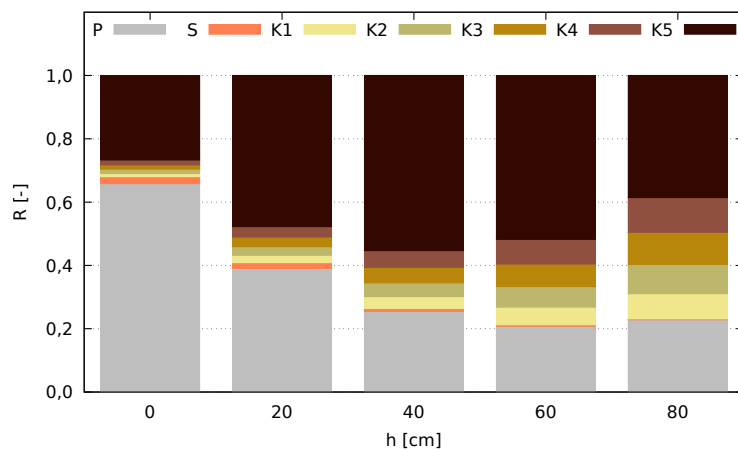
Dále byl vypočítán podíl fluence v bodě pro geometrii s korytem a kalibrační geometrii P_ϕ dle rovnice 3.3. Podíl P_ϕ v závislosti na výšce hladiny vody pro všechny šířky koryta je zobrazen v grafu 4.1.8, konkrétní hodnoty jsou v příloze C v tabulce C.2.

Pro všechny šířky koryta je závislost klesající se zvětšující se výškou hladiny vody. Charakter závislosti je ovšem mírně odlišný pro různé šířky koryta, pro 6 metrů široké koryto je pokles zpočátku nejprudší, poté je mírný, naopak pro 2 metry široké koryto je pro všechny hladiny vody pokles mírný. Pouze pro 0 cm vody je poměr P_ϕ vyšší než jedna. Z toho vyplývá, že i malá změna výšky hladiny vody významně ovlivňuje fluenci částic. Pro výšku hladiny vody 60 cm nad dnovým sedimentem je tento podíl menší než 0,5 pro všechny šířky toku. Pro 6 m šířku koryta a 0 cm výšku hladiny vody je fluence částic nejméně ovlivněna bočními stranami koryta, to lze vyčíst jak z grafu 4.1.7, kde příspěvek od bočních stran je 22 % z celkové fluence, a také z grafu 4.1.8, kde platí $P_\phi = 1,226$, tedy fluence částic je oproti kalibrační geometrii o 22,6 % vyšší.

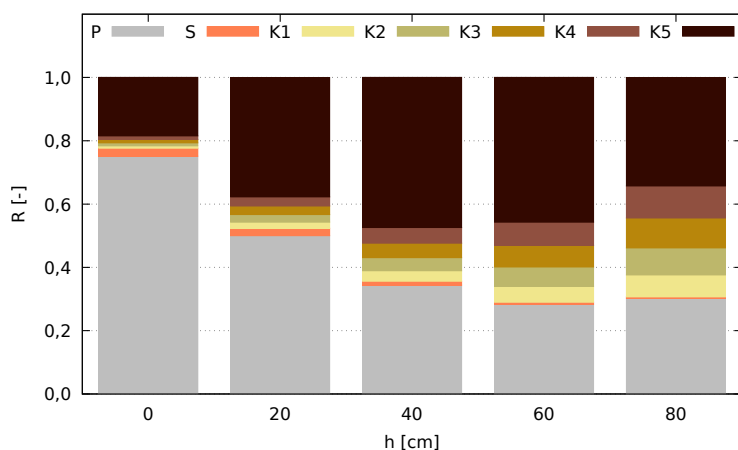
Hodnoty a_m ^{226}Ra a ^{228}Th v dnovém sedimentu, které jsou potřebné, aby došlo k identifikaci místa jako hotspotu dle metodiky popsané v sekci 3.3 se nacházejí v grafech na obrázku 4.1.9. Konkrétní hodnoty jsou zaneseny pro všechny kombinace výšky hladiny vody h a šířky koryta w v tabulce C.3 v příloze C.



(a) : 2 metry široké koryto

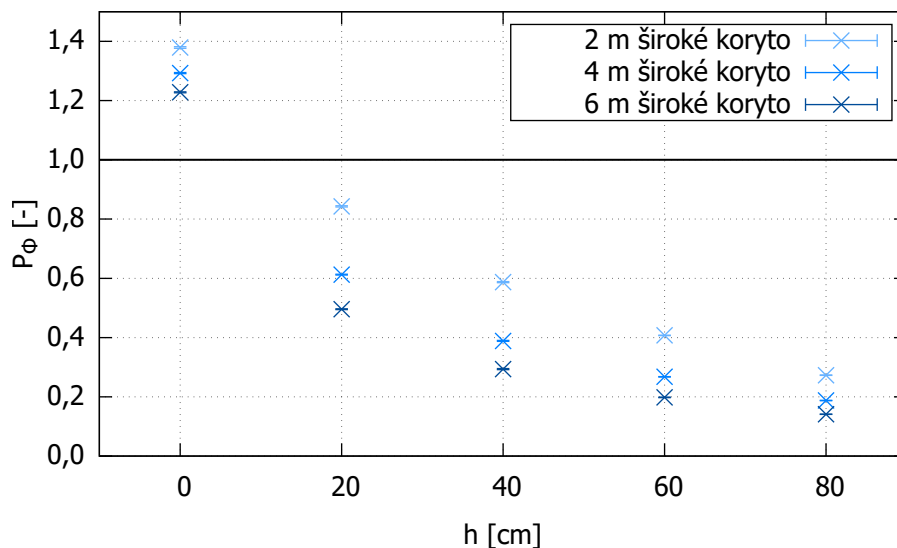


(b) : 4 metry široké koryto



(c) : 6 metrů široké koryto

Obrázek 4.1.7: Poměrové zastoupení vlivu jednotlivých částí koryta a dnového sedimentu na celkové fluenci částic v bodě R pro různé výšky hladiny vody h a šířky koryta.



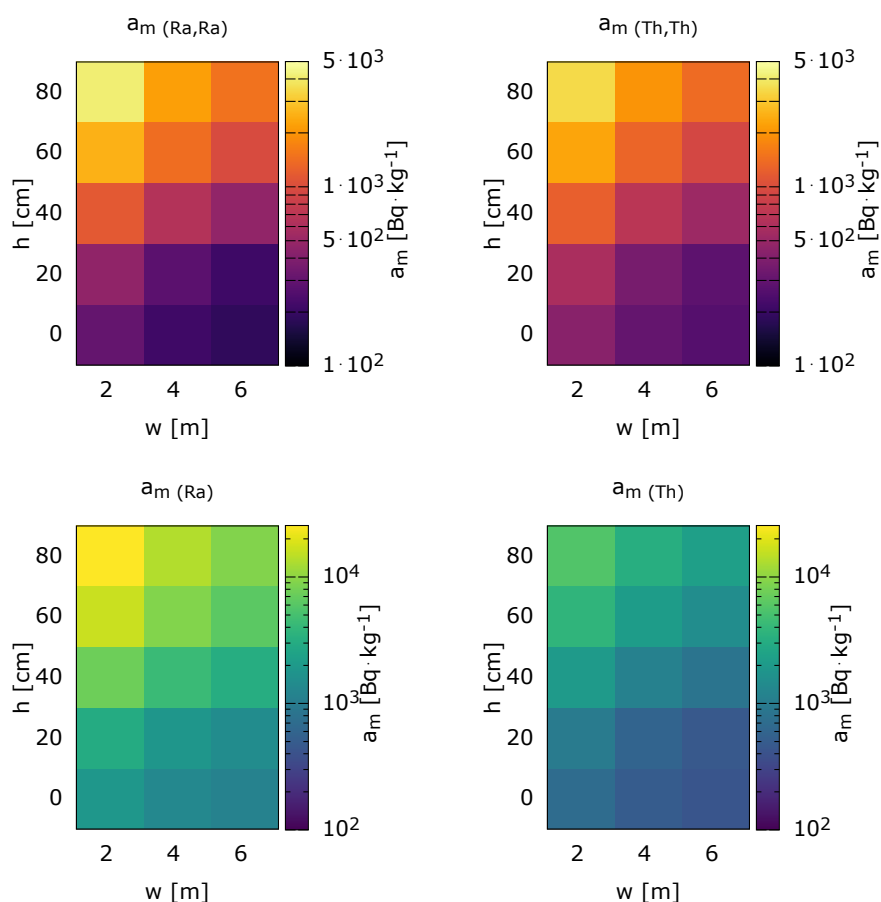
Obrázek 4.1.8: Závislost poměru fluence v bodě pro geometrii s korytem a kalibrační geometrii (bez koryta) P_ϕ včetně chybových úseček na výšce hladiny vody h a šířce koryta w .

K rozlišení příspěvku sedimentu oproti pozadí je nutné sledovat nárůst PPDE alespoň o 15 %. Hodnoty se pohybují v rozsahu od $186 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (koryto 6 m, výška hladiny vody 0 cm, fluence částic pocházející od fotonů pouze z uran-radiové řady – reálně pro spektrometrický detektor) do $25\,496 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (koryto 2 metry, výška hladiny vody 80 cm a navýšení od uran-radiové řady při vyhodnocení fluence částic všech energií – reálně pro nespektrometrický detektor).

Za předpokladu konstantní výšky hladiny vody platí, že čím širší je koryto potoka, tím je menší potřebná hmotnostní aktivita radionuklidů v dnovém sedimentu (tedy části S dle nákresu na obrázku 3.3.1). Při použití spektrometrického detektoru je k detekci hotspotu potřeba v průměru 6,4 krát menší a_m radionuklidů uran-radiové přeměnové řady, resp 1,6 krát menší a_m radionuklidů thoriové přeměnové řady v dnovém sedimentu.

Vyšetřovací úroveň a_m ^{226}Ra v dnových sedimentech je pro VJŽ $300 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ [1]. Dnový sediment s touto a_m by v případě nespektrometrického detektoru nebyl rozpoznán při žádné z uvažovaných geometrií a v případě spektrometrického detektoru by byl rozpoznatelný pro 4 kombinace parametrů:

- výšku vody 0 cm a šířku koryta toku 4 m,
- výšku vody 20 cm a šířku koryta toku 4 m,
- výšku vody 0 cm a šířku koryta toku 6 m,
- výšku vody 20 cm a šířku koryta toku 6 m.



Obrázek 4.1.9: Hodnoty a_m ^{226}Ra a ^{228}Th , které musí být obsaženy v dnovém sedimentu, aby bylo místo rozeznáno jako hotspot (zvýšení PPDE o 15 %). Horní grafy popisují zvýšení fluence částic odpovídající fotonům z oné přeměnové řady, tedy pro uran-radiovou $a_{m_{\text{Ra,Ra}}}$ a thoriovou $a_{m_{\text{Th,Th}}}$. Dolní grafy popisují zvýšení fluence částic od fotonů z jedné přeměnové řady v porovnání s celkovou fluencí částic (tedy od fotonů z uran-radiové řady, thoriové řady a ^{40}K).

4.2 Výsledky laboratorního měření

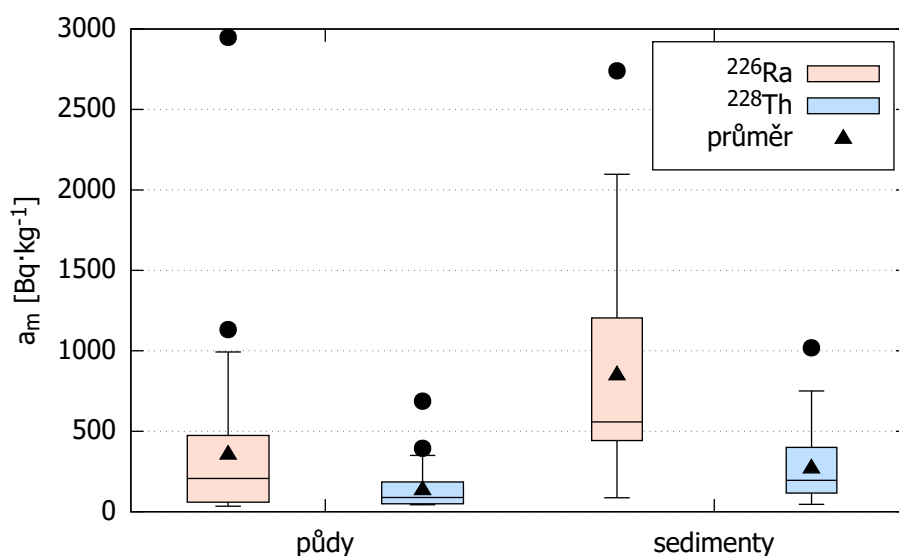
Vzorky půd a dnových sedimentů byly odebírány na základě lokálně nalezených hotspotů PPDE ($>300 \text{ nSv}\cdot\text{h}^{-1}$), vzorky vod dle předchozích studií a vzorky travin a plodin byly odebrány dle možností na měřicích místech Lidická a U ČOV. Následující sekce shrnují výsledky z laboratorních měření vzorků.

4.2.1 Vzorky půd a dnových sedimentů

Celkem bylo odebráno 42 vzorků půd a 26 vzorků dnových sedimentů dle metodiky popsané v sekci 3.2.1. Základní statistické veličiny těchto výsledků jsou vyobrazeny v boxplotovém grafu na obrázku 4.2.1. a_m ^{226}Ra v půdách se pohybuje v rozmezí 34 až $2948 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, resp 87 až $2740 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ v dnových

sedimentech, a a_m ^{228}Th v půdách se pohybuje v rozmezí 43 až 687 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, resp 46 až 1 019 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ v dnových sedimentech. Průměr a_m ^{226}Ra v půdách je 361 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ a v dnových sedimentech 854 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. To potvrzuje, že původ kontaminace je ve vodách. Odlehlé hodnoty pro a_m ^{226}Ra i ^{228}Th v dnových sedimentech odpovídají vzorkům odebraným na měřicím místě U ČOV a v půdách na měřicím místě Olšovec a Lidická. Všechny tyto lokality byly podrobněji studovány, viz sekce 4.3 a 4.4. Pro a_m ^{226}Ra v dnových sedimentech platí, že medián hodnot je blízký hodnotě odpovídající prvnímu kvartilu. Z toho vyplývá, že bylo naměřeno více nižších hodnot a několik výrazně vyšších hodnot ovlivňujících celkový průměr. Vyšetřovací úroveň a_m ^{226}Ra 300 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ byla překročena v 11 z 26 odebraných vzorků dnových sedimentů. Ve vzorcích dnových sedimentů bylo detekováno ^{228}Ac , což indikuje, že původ ^{228}Th v těchto vzorcích může být v jeho mateřských radionuklidech, které jsou transportovány tokem, ^{232}Th , resp. ^{228}Ra .

Opakované vzorkování sedimentů je náročné vzhledem k jejich transportu v toku a nepřesnosti systému GPS v zarostlém terénu.



Obrázek 4.2.1: Boxplot shrnující výsledky a_m ^{226}Ra a ^{228}Th ve vzorcích půd a dnových sedimentů. Šířky jednotlivých boxplotů odráží celkový počet analyzovaných vzorků (42 vzorků půd a 26 vzorků dnových sedimentů). Konkrétní hodnoty včetně GPS souřadnice jsou v příloze A v tabulkách A.1, A.2 a A.3. Každý box vymezuje hodnoty mezi prvním a třetím kvantilem, vodorovná čára značí medián, trojúhelník značí průměr a kolečka značí odlehlé hodnoty. Odlehlé hodnoty a_m ^{226}Ra v půdách odpovídají vzorkům odebraným na měřicím místě Olšovec, stejně jako vyšší odlehlá hodnota a_m ^{228}Th v půdách. Nižší odlehlá hodnota a_m ^{228}Th v půdách odpovídá vzorku odebranému na měřicím místě Lidická. Odlehlé hodnoty a_m radionuklidů v dnových sedimentech odpovídají vzorkům odebraným na měřicím místě U ČOV.

4.2.2 Vzorky travin a plodin

Vzhledem k tomu, že kolem Stružky roste velké množství travin vhodných pro krmení domácích zvířat, byly odebrány 3 vzorky, a to z měřicích míst Referenční, Lidická a U ČOV. Nejvyšší a_m ^{226}Ra i ^{228}Th v travinách byly na měřicím místě Lidická ($29 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, resp. $24 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$), to odpovídá hodnotám přibližně o 40 % vyšším vzhledem k měřicímu místu Referenční. Konkrétní hodnoty včetně nejistot jejich určení se nacházejí v příloze A v tabulkách A.1 a A.2. Pozadové hodnoty a_m ^{226}Ra a ^{228}Th v travinách jsou 0,1, resp. 0,02 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, navýšení je tedy o 2 a 3 řády.

Navíc bylo odebráno 9 vzorků ovoce a zeleniny ze tří lokalit. Dvě z lokalit se nacházejí v blízkosti měřicího místa Lidická a jedna v blízkosti měřicího místa U ČOV, viz mapa na obrázku 4.2.2. Ostatní plodiny ze spotřebního koše v dané lokalitě nebyly pěstovány anebo nebylo možné odebrat vzorek.



Obrázek 4.2.2: Mapa odběrových míst ovoce a zeleniny. Mapový zdroj mapy.cz [31].

V tabulce 4.2.1 se nacházejí výsledky a_m ^{226}Ra a ^{228}Th ve vzorcích plodin. Nejvyšší a_m ^{226}Ra i ^{228}Th se nachází ve vzorku cibule odebrané blízko měřicího místa U ČOV. Naopak nejnižší a_m ^{226}Ra se nachází v oloupaném bramboru, přičemž brambor ze stejného odběrového místa, který nebyl oloupaný, má a_m ^{226}Ra o 23 % vyšší. V porovnání s travinami jsou a_m radionuklidů v potravinách o řád nižší, což může být zapříčiněné odlišnou metodikou jejich zpracování (měření potravin v nativním stavu a travin v sušeném stavu).

místo odběru	plodina	a_m [Bq·kg ⁻¹]	
		²²⁶ Ra	²²⁸ Th
1	jablka	1,76±0,15	1,23±0,21
	jablka	2,68±0,22	1,86±0,29
2	kukuřice	2,34±0,20	1,69±0,27
	brambor neloupaný	2,15±0,16	1,29±0,20
	brambor oloupaný	1,75±0,15	1,32±0,20
	dýně	2,23±0,15	1,47±0,20
3	mrkev	2,44±0,19	1,68±0,26
	cibule	2,94±0,22	2,01±0,29
	zelí	2,28±0,21	1,66±0,29

Tabulka 4.2.1: Hmotnostní aktivity radionuklidů v plodinách odebraných v blízkosti měřících míst Lidická a U ČOV. Místa odběru jsou vyobrazena na mapě na obrázku 4.2.2.

4.2.3 Vzorky vod

Bylo možné odebrat 5 vzorků vod (4 povrchové a 1 z VJŽ) pro chemickou analýzu. Jako možné parametry se zkoumaly elektrická konduktivita, množství rozpuštěných látek $RL-105$ °C, pH a koncentrace síranů. Protože k vypouštění důlní vody z VJŽ nedochází nepřetržitě, byl zjištěn přesný čas vypouštění důlních vod do povrchových a vzorek č. 4 byl odebrán v takovou dobu, aby vzorkovaná voda obsahovala vodu ovlivněnou vypouštěním vod z VJŽ. Výsledky vybraných parametrů jsou zaneseny v obrázku 4.1.4.

Elektrická konduktivita dosahuje nejnižší hodnoty 110 mS/m v oblasti Olšovec. Smícháním těchto vod se Stružkou a Doubravskou Stružkou se elektrická konduktivita zvýší na 732 mSv/m, poté je ovlivněna Rychvaldskou Stružkou a vodami z VJŽ v Petřvaldské Stružce a dosahuje 558 mS/m. Chování $RL-105$ °C koreluje s elektrickou konduktivitou, v oblasti Olšovec je nejnižší 798 mg/l, před soutokem Stružky s Rychvaldskou Stružkou je maximální 4520 mg/l a ovlivněna VJŽ klesá na 3250 mg/l. Pro porovnání, povrchové vody, které mohou být využité pro úpravu na pitnou vodu nebo k provozování koupání, musí mít obsah $RL-105$ °C v průměru za rok maximálně 750 mg/l [55].

Všechny vzorky vykazují mírně alkalický charakter, což je v souladu s předchozí studií [1].

Největší koncentrace síranů 439 mg/l je ve Stružce před jejím soutokem s Doubravskou Stružkou, na dalších měřených místech koncentrace síranů klesá, 376 mg/l před soutokem s Rychvaldskou Stružkou a 292 mg/l za Soutokem (tedy již ovlivněna VJŽ). Při stejném porovnání dle [55] jako u $RL-105$ °C musí být obsah síranů v povrchové vodě v průměru za rok maximálně 200 mg/l [55].

Dále bylo odebráno 7 vzorků vod ve spolupráci se SÚRO, v.v.i., ve kterých byly určeny a_V ²²⁶Ra a ²²⁸Th. Tyto výsledky jsou zaneseny, společně

s výsledky z analýzy laboratoří ALS, na obrázku 4.1.4. Nutno podotknout, že při odběru vzorků k analýze a_V radionuklidů, nebylo dbáno na synchronizaci s vypouštěním důlních vod, proto může být vliv VJŽ zkreslený.

Nejvyšší hodnota a_V ^{226}Ra 37 $\text{mBq}\cdot\text{l}^{-1}$ byla naměřena v Petřvaldské Stružce za výpustí VJŽ před Soutokem a a_V ^{226}Ra ve Stružce před Soutokem byla menší. Po smíchání (za měřicím místem Lidická) byla a_V ^{226}Ra 25 $\text{mBq}\cdot\text{l}^{-1}$, dále ve směru toku se však zvýšila na 32 $\text{mBq}\cdot\text{l}^{-1}$ a za měřicím místem U ČOV klesla na 19 $\text{mBq}\cdot\text{l}^{-1}$. Příčina nemonotonního chování a_V ^{226}Ra není zřejmá, neboť tento jev se projevuje i při porovnání vzorků odebraných v jeden den. Navíc jediný přítok Zimovúdka je příliš drobný na to, aby takto výrazně ovlivnil chování a_V ^{226}Ra . Stejně jako při všech ostatních měřeních, a_V ^{228}Th koreluje s hodnotami ^{226}Ra , kromě pozadového místa (Petřvaldská Stružka před výpustí z VJŽ), kde nabývá třetí nejvyšší hodnoty 8,3 $\text{mBq}\cdot\text{l}^{-1}$. a_V ^{228}Ra nabývala nejvyšších hodnot v Petřvaldské Stružce těsně za výpustí z VJŽ, poté klesala. To indikuje, že radionuklidem thoriové řady, který je unášen tokem a způsobuje kontaminaci může být ^{228}Ra . Nejvyšší a_V ^{228}Th 17 $\text{mBq}\cdot\text{l}^{-1}$ se nacházela v blízkosti měřicího místa U ČOV.

4.2.4 Shrnutí výsledků laboratorního měření

Na základě výsledků in-situ měření bylo odebráno 80 organických a anorganických vzorků k laboratorní analýze. Nejvyšší naměřená hodnota a_m ^{226}Ra 2740 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ byla v dnovém sedimentu odebraném na měřicím místě U ČOV, ve kterém byla naměřena také nejvyšší hodnota a_m ^{228}Th 1019 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ v dnovém sedimentu. Na tomtéž místě byla nalezena i nejvyšší a_m ^{226}Ra 2,94 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ i ^{228}Th 2,01 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ v plodinách (konkrétně v cibuli). Naopak nejvyšší hodnota a_m ^{226}Ra 29 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ a ^{228}Th 24 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ v travinách pocházela ze vzorku odebraném na měřicím místě Lidická. Nejvyšší a_V ^{226}Ra ve vodě byla nalezena ve vzorku odebraného v Petřvaldské Stružce před Soutokem. Výsledky laboratorních měření jsou v souladu s teorií, že vysoce kontaminované dnové sedimenty mají původ ve vodách vypouštěných z bývalého Dolu Dukla, které se postupem času přesouvají ve směru toku, nicméně je přímo nepotvrzují. Ani výsledky měření a_m a c_m v oblasti Olšovec nemohou potvrdit tuto teorii vzhledem k tomu, že oblast je z části tvořena navážkou (viz sekce 4.3).

# vzorků	půdy 42	sedimenty 26	traviny 3	plodiny 9	vody 7
	a_m ^{226}Ra [Bq·kg ⁻¹]				a_V ^{226}Ra [Bq·l ⁻¹]
min	34	87	21	1,75	<0,005
max	2948	2740	33	2,94	0,037
průměr	1132	854	27	2,29	0,027
	a_m ^{228}Th [Bq·kg ⁻¹]				a_V ^{228}Th [Bq·l ⁻¹]
min	43	46	16	1,23	0,001
max	687	1019	26	2,01	0,017
průměr	140	275	21	1,58	0,007

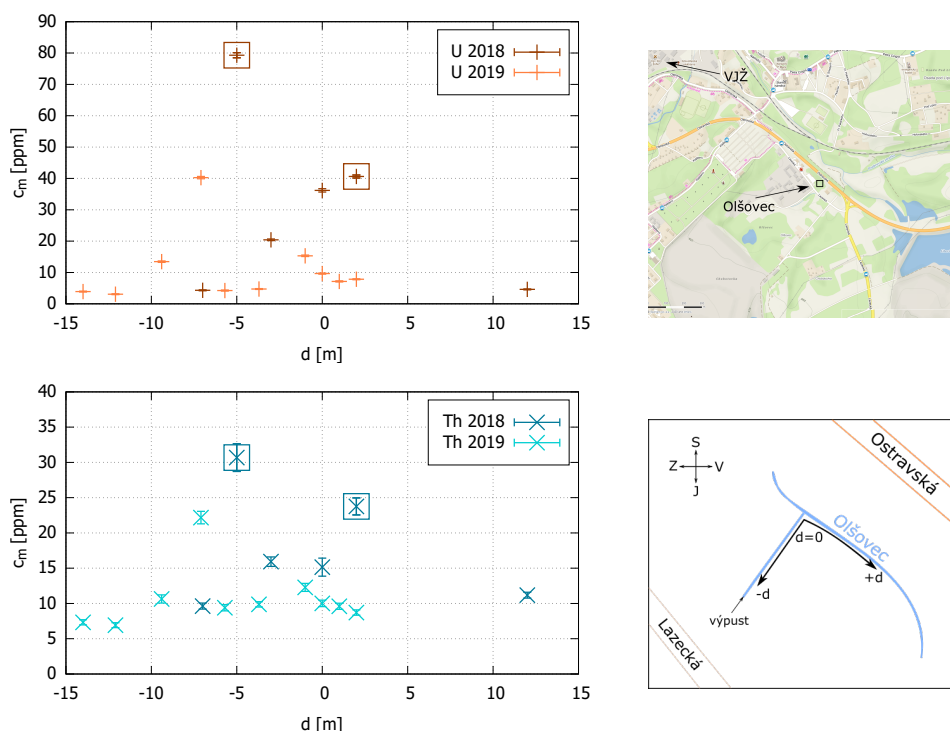
Tabulka 4.2.2: Shrnutí výsledků a_m ^{226}Ra a ^{228}Th v odebraných vzorcích půd, dnových sedimentů, travin a plodin a a_V ^{226}Ra a ^{228}Th ve vzorcích vod.

4.3 Měřicí místo Olšovec

Měřicí místo Olšovec se nachází ve směru toku Stružky před výpustí z VJŽ a v minulosti zde ústila výpust z bývalého Dolu Dukla, která mohla být příčinou kontaminace Stružky. Na této lokalitě byla měřena c_m (pomocí přístroje GT-40 v módu assay po dobu 3 minuty) v roce 2018. Opakované měření c_m bylo provedeno v roce 2019. Na obrázku 4.3.1 se nacházejí grafy zobrazující závislost c_m U a Th na vzdálenosti od místa soutoku Stružky a výpusti z Dolu Dukla $d = 0$ z obou měření. Na obrázku je také mapa připomínající umístění měřicího místa Olšovec a schéma popisující vzdálenost d . Hodnoty c_m U se pohybují bez zřejmé souvislosti v rozmezí od 4 do 79 ppm (tedy až 26 násobek požadové hodnoty), přičemž 12 z 16 hodnot jsou do 20 ppm. Hodnoty c_m Th korelují s hodnotami U s maximem 31 ppm (přibližně 3 násobek normální hodnoty). Kontaminace zde ovšem není homogenní a zároveň bylo vyzorováno, že půda na tomto měřicím místě je tvořena navážkou, což může být příčinou lokalizovaných zvýšení c_m radionuklidů.

Na základě in-situ vyhodnocení byly odebrány 3 vzorky půdy na místech, na kterých bylo naměřeno spektrum. Hodnota a_m ^{226}Ra v jednom vzorku dosahovala hodnoty téměř 3 000 Bq·kg⁻¹ (nejvyšší hodnota a_m ^{226}Ra ve vzorku, která byla nalezena v rámci této práce) a a_m ^{228}Th téměř 700 Bq·kg⁻¹, viz tabulka 4.3.1. Podělením a_m a c_m radionuklidů v půdě a následným zprůměrováním hodnot byla získána převodní hodnota pro ^{226}Ra 26 Bq·kg⁻¹/ppm a pro ^{228}Th 14 Bq·kg⁻¹/ppm. Tyto hodnoty jsou více než dvakrát vyšší než je určeno převodním vztahem, viz sekce 3.1.2. To indikuje nerovnováhy radionuklidů v přeměnových řadách či nehomogenitu distribuce radionuklidů v půdě, neboť objemy jsou rozdílné (zatímco měření in-situ jsou detekovány signály z objemu přibližně 260 dm³, Marinelliho nádoba používaná k měření vzorků má objem 0,6 dm³). Nehomogenita distribuce radionuklidů v půdě

byla potvrzena na základě výsledků odebraných z hloubkových profilů (viz dále v textu obrázky 4.4.5 či 4.4.7).



Obrázek 4.3.1: Hmotnostní koncentrace radionuklidu v půdě změřená pomocí přístroje GT-40 na měřicím místě Olšovec ve vzdálenostech d od soutoku výpusti z Dolu Dukla a toku Olšovec. Na místech, jejichž výsledná hodnota je zanesena ve čtverci, byl odebrán vzorek půdy pro laboratorní měření. Vpravo se nachází mapa a zvětšené schéma oblasti, mapový zdroj mapy.cz [31]. V případě, že na jednom místě bylo nabráno více spekter, byla do grafu vynesena nejvyšší hodnota.

d [m]	c_m [ppm]		a_m [Bq·kg ⁻¹]	
	U	Th	²²⁶ Ra	²²⁸ Th
-5	4,1±0,2	10,3±0,5	59± 1	53± 2
-5	79,3±0,8	30,7±2,0	2 948±45	687±19
2	40,6±0,5	23,8±1,2	1 132±18	339±10

Tabulka 4.3.1: c_V radionuklidů naměřená na měřicím místě Olšovec a naměřená a_m radionuklidů ve vzorcích půdy odebraných tamtéž. Veličina d vyjadřuje vzdálenost měřicího místa od soutoku výpusti z Dolu Dukla a toku Olšovec dle schématu na obrázku 4.3.1.

4.4 Měřicí místa Lidická a U ČOV

Měřicí místo Lidická bylo vybráno z důvodu přítomnosti hotspotu PPDE, vysoké hodnotě a_m ^{226}Ra v půdě a jeho těsné blízkosti k rodinnému domu se zahradou, ze které byla dobrá přístupnost ke Stružce. Zejména na základě posledně jmenovaného důvodu je studie zkoumající ingesci radionuklidů zaměřena především na toto měřicí místo. Naopak měřicí místo U ČOV bylo vybráno na základě nejvyšší naměřené a_m ^{226}Ra v dnových sedimentech. Toto měřicí místo se nachází na vyvýšenině, kde nedochází k častému zaplavení oblasti, a nachází se ve větší vzdálenosti k obydleným domům, proto byla tomuto měřicímu místu věnována pozornost hlavně vzhledem k případnému externímu ozáření.

4.4.1 Měřicí místo Lidická

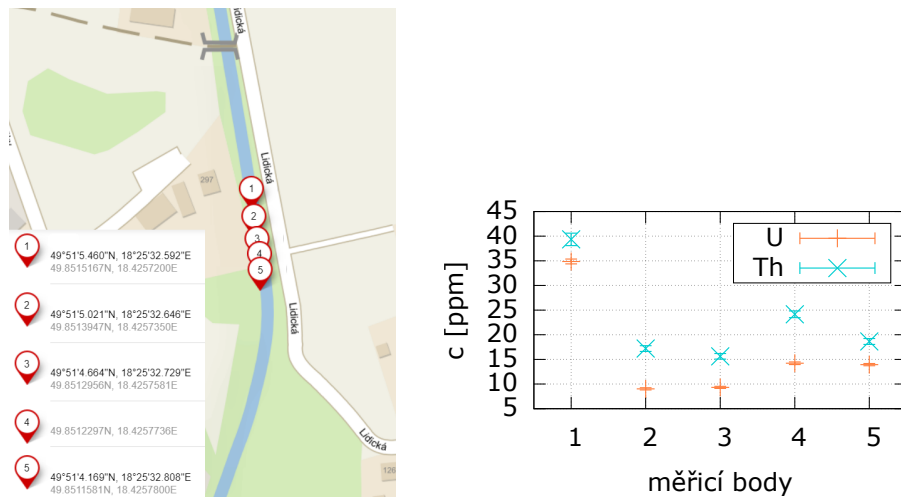
Na měřicím místě Lidická byl změřen PPDE v korytě toku a c_m radionuklidů podél toku a kolmo na tok, dále byly odebrány vzorky travin, půdy (hloubkový profil), dnového sedimentu a potravin. Na obrázku 4.4.1 jsou vyznačena přesná místa, kde měření probíhalo.



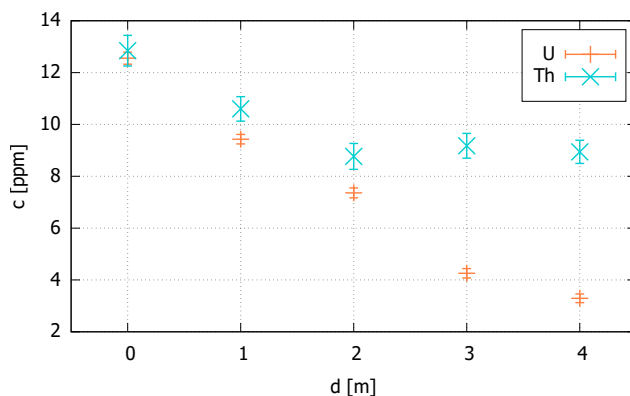
Obrázek 4.4.1: Fotografie zobrazující měřicí místo Lidická s vyznačenými lokalitami jednotlivých měření.

Výsledky měření c_m U a T_h podél toku vykazují náhodné chování, viz obrázek 4.4.2. Naopak z výsledků c_m U a T_h z měření kolmo na tok vynesných na obrázku 4.4.3 lze pozorovat plynulý pokles c_m U se zvyšující se vzdáleností od toku (od 13 ppm do 3,5 ppm), kdežto c_m T_h klesá se vzdáleností do 2 metrů

(od 13 ppm do 9 ppm), dále se zvyšující vzdáleností zůstává konstantní. Tato hodnota je pravděpodobně typickou hodnotou pro dané podloží (c_m Th 9 ppm odpovídá běžným hodnotám vyskytujícím se ve světě [21]).



Obrázek 4.4.2: c_m radionuklidů v půdě změřená pomocí přístroje GT-40 na měřicím místě Lidická. Měřicí body (vlevo) byly na levém břehu podél toku. Převodní vztah mezi ppm a $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ se nachází v sekci 3.1.2. Mapový zdroj mapy.cz [31].

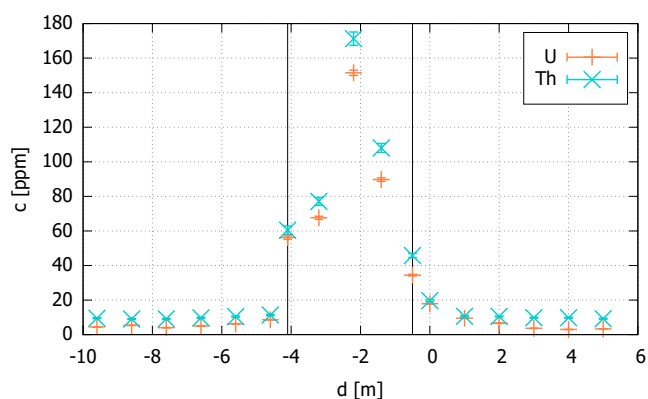


Obrázek 4.4.3: c_m radionuklidů v půdě změřená pomocí přístroje GT-40 na měřicím místě Lidická pro různé vzdálenosti kolmo od toku d potvrzující kontaminaci v toku.

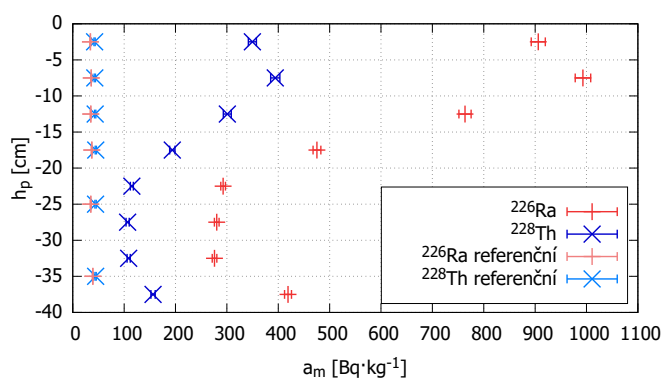
Měření c_m kolmo na tok bylo o rok později opakováno s tím, že bylo proměřeno celé koryto včetně řeky samotné. Na takovou geometrii (zejména ve vodě v toku) není přístroj kalibrován. Hodnoty je nutno brát pouze jako orientační. I přesto lze jasně pozorovat, že aktivita se nachází v toku a rychle klesá se vzdáleností, viz graf na obrázku 4.4.4. Tento výsledek koreluje s předchozím měřením a indikuje, že kontaminace je lokalizována na tok a

zátopové území.

Výsledky a_m ^{226}Ra a ^{228}Th ve vzorcích půdy hloubkového profilu vyznačují korelaci mezi oběma radionuklidy, viz obrázek 4.4.5. Nejvyšší a_m radionuklidů byla naměřena ve vrstvě půdy 5-10 cm pod úrovní terénu. To by mohlo mít příčinu v již zmiňovaném vynášení dnových sedimentů na břehy za účelem regulace toku. Se zvyšující se hloubkou a_m ^{226}Ra a ^{228}Th klesá až do hloubky 35 cm pod povrchem. K mírnému nárůstu došlo v nejnižší vrstvě 35 až 40 cm pod povrchem. Další vzorek nemohl být odebrán, neboť při odebírání začala prosakovat voda. Je pravděpodobné, že zvýšení a_m ^{226}Ra a ^{228}Th v nejnižší vrstvě může být právě způsobeno průsakem kontaminované vody.



Obrázek 4.4.4: Opakované měření c_m radionuklidů v půdě pomocí přístroje GT-40 na měřicím místě Lidická pro různé vzdálenosti kolmo od toku d . Svislé čáry vymezují prostor, kdy bylo měření prováděno ve vodě v řece, viz obrázek 4.4.1.

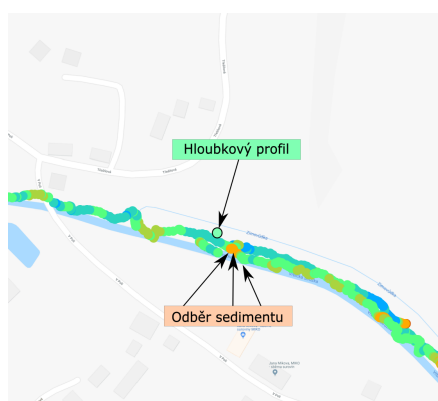


Obrázek 4.4.5: Hloubkový profil na měřicím místě Lidická. Závislost a_m ^{226}Ra a ^{228}Th v půdě na hloubce h_p , ze které byl vzorek odebrán. Hodnoty jsou srovnány s pozadovými hodnotami z měřicího místa Referenční.

4.4.2 Měřicí místo U ČOV

Na měřicím místě U ČOV byl naměřen PPDE v korytě toku, byly odebrány tři vzorky dnových sedimentů a sedm vzorků půdy odpovídající jednomu hloubkovému profilu.

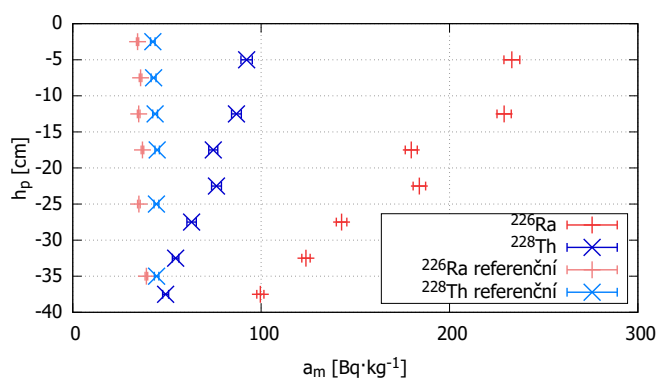
Vzorky dnových sedimentů odebrané na tomto místě měly a_m ^{226}Ra 1 240 až 2 740 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, což je 9 krát vyšší hodnota než odpovídající vyšetřovací úroveň (300 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) a je nejvyšší naměřená v dnových sedimentech v rámci této práce. Mapa zobrazující lokalizaci odběru a tabulka s výsledky se nachází na obrázku 4.4.6. S těmito výsledky opět koreluje a_m ^{228}Th dosahující hodnot 515 až 1 019 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$.



lokace	a_m [$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$]	
	^{226}Ra	^{228}Th
L1	2 740±42	1 019±27
P1	1 240±19	515±13
P2	1 736±26	546±14

Obrázek 4.4.6: Mapa s vyznačenými místy, kde byly odebrány dnové sedimenty a půdy (hloubkový profil) a tabulka a_m radionuklidů ve vzorcích půdy odebraných na měřicím místě U ČOV. Zobrazeno pomocí programu QGIS s mapovým podkladem Googlemaps-roads [41].

Grafické znázornění a_m pro jednotlivé vrstvy odebrané půdy z hloubkového profilu se nacházejí na obrázku 4.4.7. Korelace mezi a_m ^{226}Ra a ^{228}Th , stejně jako u měřicího místa Lidická. Lze pozorovat klesající charakter se zvyšující se hloubkou stejně jako u měřicího místa Lidická, nicméně zde nedochází k menšímu nárůstu ve vrstvě 35 až 40 cm pod povrchem. Kontaminace půdy na tomto měřicím místě není tak vysoká jako na měřicím místě Lidická, kde dochází k zaplavování břehů během vydatných dešťů, viz obrázek 2.1.6. Místo, kde byla odebraná půda, bylo na vyvýšenině, která nejevila známky pravidelného zaplavení.



Obrázek 4.4.7: Hloubkový profil na měřicím místě U ČOV. Závislost a_m ^{226}Ra a ^{228}Th v půdě na hloubce, ze které byl vzorek odebrán. Hodnoty jsou srovnány s pozadovými hodnotami z měřicího místa Referenční.

4.5 Studie zaměřená na měřicí místa Lidická a U ČOV

Studie byla provedena na základě metodického doporučení SÚJB pro oblasti ovlivněné hornickou činností [7] dle metodiky popsané v sekci 3.4. Byla použita pozadová hodnota PPDE $93 \text{ nSv}\cdot\text{h}^{-1}$ naměřená přístrojem GT-40 na měřicím místě Referenční.

Výsledky E_{ing} pro jednotlivé potraviny, radionuklidy a měřicí místa se nacházejí v tabulce 4.5.1. K vypočítaným nejistotám byla přičtena nejistota 25 % pro brambor, zeleninu a ovoce a 10 % pro maso a mléko zahrnující vliv rozdílů mezi a_m ^{226}Ra a a_m ^{228}Th .

Pozn.: Pro celistvost studie byla uvažována také ingesce radionuklidů v mase a mléce, která je na daných lokalitách nepravděpodobná neboť se zde nenachází pastviny.

Efektivní dávka E_{ext} od zevního ozáření byla vypočítána z maximálních in-situ naměřených hodnot PPDE v okolí měřicích míst Lidická a U ČOV. Vzhledem k tomu, že takto vysoké hodnoty PPDE se vyskytují jen lokalizovaně ve Stružce, je nepravděpodobné, že by zde člověk pobýval celkovou z doporučené doby venku při bydlení 2000 hodin ročně [7], proto byl výpočet proveden za konzervativního odhadu 100 h. Výsledky jsou zaneseny v tabulce 4.5.2, přičemž E_{ext} z ozáření na měřicím místě U ČOV je téměř dvojnásobná v porovnání s měřicím místem Lidická.

Na obrázku 4.5.1 se nachází kruhové diagramy zobrazující zastoupení jednotlivých příspěvků na celkové efektivní dávce pro reprezentativní osobu na měřicích místech Lidická a U ČOV¹. Celková vypočítaná efektivní dávka,

¹Úvazky efektivní dávky z ingesce ovoce a brambor na měřicím místě U ČOV byly dopočítány z hodnot na měřicím místě Lidická za předpokladu, že a_m ^{226}Ra a ^{228}Th v ovoci a bramborách na měřicím místě U ČOV je o 25 % vyšší než na měřicím místě Lidická, stejně jako v zelenině.

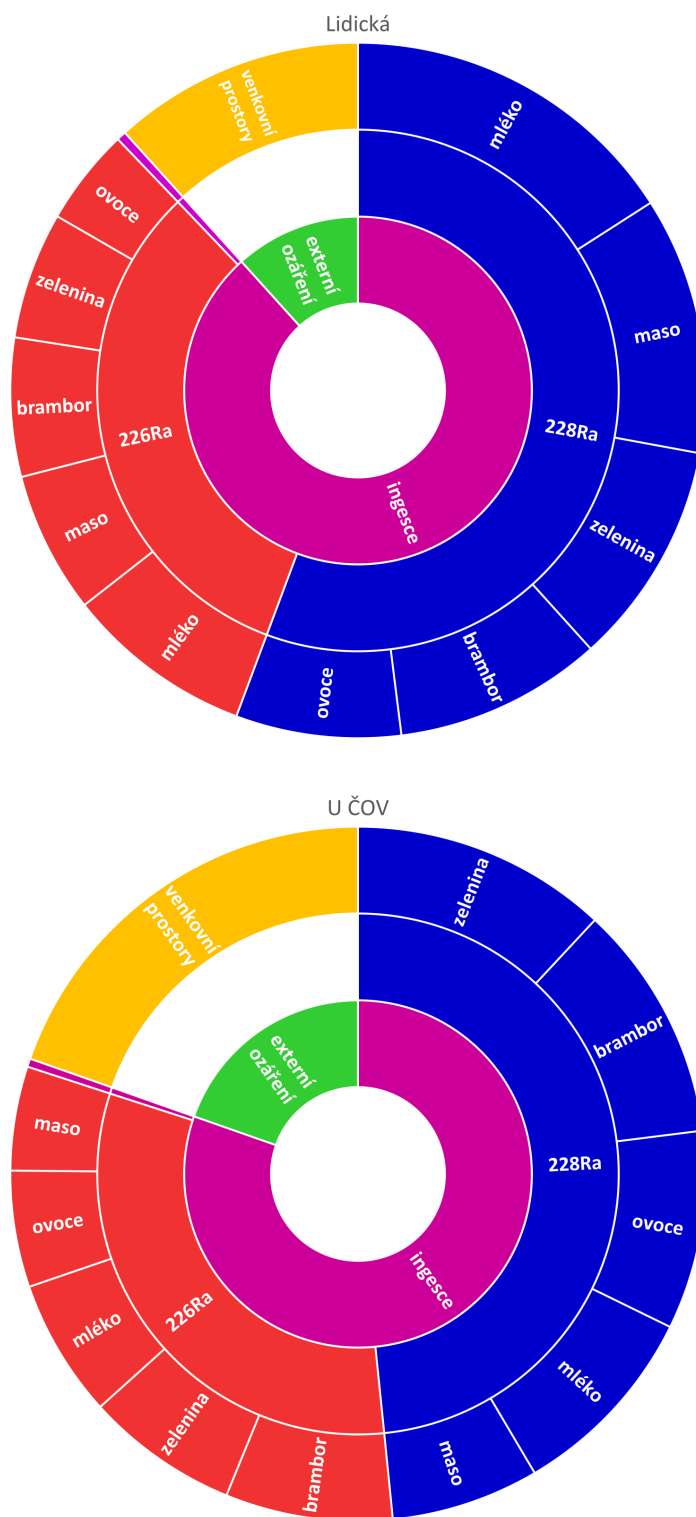
	$E_{\text{ing}} [\mu\text{Sv}]$			
	Lidická		U ČOV	
	^{226}Ra	^{228}Ra	^{226}Ra	^{228}Ra
brambor	13,36±4,32	20,03±8,18	–	–
zelenina	12,23±4,10	21,61±8,86	15,28±4,97	25,62±10,13
ovoce	9,33±3,11	15,91±6,45	–	–
maso	13,63±2,38	24,78±3,37	10,39±1,72	14,78±2,02
mléko	18,06±3,14	32,96±4,46	13,82±2,27	19,86±1,75
ryby	0,40±0,09	0,50±0,48	0,53±0,11	0,31±0,26

Tabulka 4.5.1: Úvazky efektivní dávky z ingesce E_{ing} za rok pro jednotlivé potraviny na měřicím místě Lidická a U ČOV. Pro výpočet byly vybrány vzorky z dané skupiny (brambor, zelenina, ovoce, traviny, voda) s nejvyššími a_m ^{226}Ra a ^{228}Ra . Hodnoty E_{ing} z ingesce masa a mléka byly vypočítány na základě a_m , resp. a_V , ^{226}Ra a ^{228}Ra v travinách a půdě, resp. ve vodě.

kterou může obdržet reprezentativní osoba za jeden rok je $207 \pm 17 \mu\text{Sv}$ na měřicím místě Lidická a $215 \pm 19 \mu\text{Sv}$ na měřicím místě U ČOV. Největší vliv na reprezentativní osobu má v obou případech ingesce ^{228}Ra v potravinách (56 % pro měřicí místo Lidická a 48 % pro měřicí místo U ČOV). Přesto pro spolehlivé určení vlivu ingesce potravin na ozáření reprezentativní osoby je nezbytný odběr dalších vzorků lokálních potravin a jejich srovnání s potravinami nelokálního charakteru. Druhý největší vliv na reprezentativní osobu 32 % shodně pro obě měřicí místa má ingesce ^{226}Ra v potravinách.

	$E_{\text{ext}} [\mu\text{Sv}]$	
	Lidická	U ČOV
venku	24,22±1,30	42,09±1,72

Tabulka 4.5.2: Efektivní dávky od zevního ozáření za rok venku pro měřicí místa Lidická a U ČOV dle konzervativního scénáře, kdy by člověk trávil ve Stružce v místě s nejvyšší hodnotou PPDE 100 hodin ročně.



Obrázek 4.5.1: Kruhové diagramy znázorňující zastoupení typu expozice na celkové efektivní dávce pro měřicí místa Lidická (nahore) a U ČOV (dole). Fialový neoznačený výřez značí vliv ^{226}Ra a ^{228}Ra ingescí ryb.

Ve studii SEPARA-EKO [13] se nachází výpočet E_{ing} i E_{ext} , ovšem na základě odlišné metodiky. V této práci prezentované výsledné hodnoty E_{ing} ^{226}Ra 68 μSv pro měřicí místo Lidická a 69 μSv pro měřicí místo U ČOV jsou o více než 65 % vyšší než ve studii SEPARA-EKO. Hodnoty E_{ext} prezentované v této práci jsou až o 1/4 nižší než $E_{\text{ext}} = 84 \mu\text{Sv}$ prezentovaná ve zmiňované studii.

4.6 Shrnutí praktických poznatků a doporučení

Na základě nabytých zkušeností jsou pro případ obdobného měření shrnuta následující doporučení.

- Poznátky technického charakteru, které mohou ovlivnit výsledky měření:
 - Měření PPDE v korytě toku silně závisí na tvaru stěn koryta a na výšce hladiny vody. Pokud je to možné, měření by mělo probíhat za stavu co nejnižší výšky hladiny vody k lokalizaci kontaminovaných sedimentů nebo za běžného stavu hladiny vody k získání reprezentativní hodnoty PPDE.
 - Informovat se o časech vypouštění důlních vod (v tomto případě z VJŽ) v případě potřeby odběru vzorků vody. V takovém případě je možné porovnat vzorky odebrané během vypouštění důlních vod a mimo tuto dobu.
 - Měření c_m radionuklidů provádět až několik hodin po dešti, aby byl eliminován důsledek vlivu deště na koncentraci radonu.
- Bezpečnostní doporučení:
 - Měření provádět ve dvou lidech, přičemž jeden bude měřit v korytě toku a druhý na břehu. Druhý jmenovaný by se měl celou dobu vyskytovat v doslyšné vzdálenosti.
 - V některých případech je z důvodu bezpečnosti vhodné využití podpory při průchodu tokem (hůl, větev).
 - Neměřit po dešti ani ve směru toku, aby nedocházelo k zakalení řeky a ztížení viditelnosti na dno. Navíc v takovém případě jsou dnové sedimenty odstíněny vrstvou vody a zvyšuje se a_m radionuklidu v dnovém sedimentech potřebná pro jeho detekci.
 - Vyhnout se měření sluncem exponovaných míst v létě – dochází k vzniku řas, které znemožňují bezpečný průchod řekou.
- Ostatní praktická doporučení:
 - Pro průchod korytem je doporučeno pořízení rybářských kalhot.
 - Ve vegetačním období předpokládat bujný porost a často se vyskytující hmyz.

Závěr

Cílem diplomové práce bylo vypracovat studii vlivu vypouštění důlních vod z VJŽ, situované v Ostravsko-karvinské uhelné pánvi, do povrchového toku Stružka. Byla vypracována rešerše o kontaminaci ŽP radionuklidy a s ní spojené legislativní aspekty zaměřující se na hornickou činnost. Dále byly shrnuty dosavadní fyzikálně-chemické znalosti v zájmové lokalitě a byl vypracován podrobný popis oblastí důležitých pro tuto práci. V sledované oblasti byly in-situ změřeny hodnoty PPDE a na zvolených místech byly navíc změřeny hmotnostní koncentrace radionuklidů v půdě. K posouzení vlivu tvaru koryta na naměřené hodnoty PPDE byla vytvořena simulace pomocí metody Monte Carlo. Na základě výsledků in-situ měření byly odebrány organické a anorganické vzorky pro laboratorní vyhodnocení dle popsané metodiky. Výsledné hodnoty byly využity pro odhad efektivní dávky obdržené reprezentativní osobou.

Prvotní sken PPDE lokality ukázal, že výsledky měření výrazně závisí na vzdálenosti detektoru od koryta toku. Z toho vyplývá, že kontaminace je úzce lokalizovaná na samotný tok Stružka a jeho zátopové oblasti. To bylo potvrzeno výsledky měření hmotnostní koncentrace radionuklidů v půdě provedeného kolmo na tok. Aby bylo nalezeno co nejvíce kontaminovaných lokalit, byl druhý sken proveden měřením PPDE přímo v korytě toku. Ačkoliv tato geometrie není standardní a přístroje na ni nejsou kalibrovány, bylo možné díky ní tyto lokality odhalit. Porovnáním hodnot PPDE měřených v korytě toku za různých stavů hladiny vody bylo zjištěno, že naměřené hodnoty významně závisí na výšce hladiny vody. Dále bylo zjištěno, že velký podíl na výsledné naměřené hodnotě PPDE má příspěvek záření od stran koryta, který je proměnlivý s měnící se geometrií břehů koryta.

Z tohoto důvodu byla provedena simulace pomocí metody Monte Carlo pro koryto stejného tvaru o třech rozdílných šířkách, pro 5 výšek hladiny vody a pro radionuklid ^{40}K a uran-radiovou a thoriovou přeměnovou řadu. Tato simulace může být jednoduchou modifikací vstupního souboru aplikována na konkrétní lokalitu. Výstupem simulace byla mj. fluence částic ve výšce 1 metru nad dnem koryta. Z výsledků je zřejmé, že při homogenním rozložení aktivity v zemitéch částech toku (půdy a sediment), přispívají fotony emitované ze stran koryta do celkové fluence částic minimálně 22 % (6 metrů široké koryto a 0 cm vody) a maximálně 87 % (2 metry široké koryto a 60 cm vody).

Na základě výsledků in-situ měření bylo odebráno 87 organických a anorganických vzorků, které byly následně zpracovány, měřeny a analyzovány v laboratoři. Celkem byla u 20 z 26 odebraných dnových sedimentů naměřena hodnota a_m ^{226}Ra překračující vyšetřovací úroveň $300 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ [1]. Dnové sedimenty byly nejvíce kontaminované na měřicích místech Lidická a U ČOV. Na měřicím místě U ČOV byla naměřena nejvyšší hodnota a_m ^{226}Ra v dnovém sedimentu $2740 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ a také nejvyšší hodnota a_m ^{228}Th $1019 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Na základě výsledků laboratorních a in-situ měření byla vypracována studie na měřicích místech Lidická a U ČOV. Roční efektivní dávka působící na reprezentativní osobu, která byla vypočítána na základě konzervativního scénáře vycházejícího z Metodického doporučení SÚJB [7], je $207\pm 17 \mu\text{Sv}$ na měřicím místě Lidická a $215\pm 19 \mu\text{Sv}$ na měřicím místě U ČOV. Tyto hodnoty jsou nižší než hodnota optimalizační meze pro obyvatelstvo za jeden rok, která je stanovena na $250 \mu\text{Sv}$ [10].

Další studovaná lokalita Olšovec se nachází před výpustí z VJŽ a v minulosti zde docházelo k vypouštění důlních vod z bývalého Dolu Dukla. Na základě výsledků měření z této lokality se ukázalo, že zvýšené hodnoty a_m ^{226}Ra v půdě jsou nehomogenní a pravděpodobně spojené s podložím, které je částečně tvořeno navážkou. Tudíž v dnešní době tyto půdy pravděpodobně již významně neovlivňují dnové sedimenty v toku Stružka.

Dle výsledků v této práci lze Stružku zařadit do kategorie P2.1 dle Klasifikační matrice zavedené v Metodickém pokynu [18], tedy „kontaminace je potvrzena, není aktuální riziko pro lidské zdraví, není rozpor s legislativou či s jinými zájmy, zatím však neznáme, zda se kontaminace šíří či nikoliv – nutnost nápravného opatření zatím nelze vyloučit, nutný je další monitoring v čase“.

Následující studie by měly být zaměřeny zejména na dnové sedimenty a potraviny reprezentující spotřební koš v oblasti U ČOV. Tato práce prezentuje důležitost studia radionuklidů thoriové přeměnové řady v dnových sedimentech, na kterou dodnes nebyl kladen důraz, proto by měl být zkoumán časový vývoj nejen a_m ^{226}Ra , ale také ^{228}Th , resp. ^{228}Ra , v dnových sedimentech, případně transport dnových sedimentů tokem. Vzhledem k tomu, že Stružka není ojedinělý případ, kdy byl povrchový tok kontaminován v důsledku vypouštění důlních vod [11, 15, 16], navazující studie by mohly být zaměřeny na měření PPDE ve všech povrchových tocích, které mohou být ovlivněny těžební činností, aby se odhalila případná kontaminace. Dalším možným pokračováním by mohla být detailní studie v přírodě se vyskytujícími vlivy na odezvu detektorů, např. již zmíněná výška hladiny vody či tvar terénu.

Použité zdroje

- [1] JELÍNEK, P. *Zpráva o vyhodnocení programu monitorování veličin, parametrů a skutečností důležitých z hlediska radiační ochrany o. z. ODRA za rok 2017*. Technická zpráva o. z. ODRA 2017.
- [2] ŽENATÁ, I. *Měření a hodnocení obsahu přírodních radionuklidů v radioaktivní látce uvolňované z pracoviště s možností zvýšeného ozáření z přírodního zdroje záření podle § 95 odst. 1 písm. b) atomového zákona v Doporučení SÚJB bezpečné využívání jaderné energie a ionizujícího záření 2017*. DR-RO-5.3, Rev. 0.0 <https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/dokumenty/publikace/DR-RO-5-3-Rev-0-0-Doporučení-uvolnovani-ML2.pdf>.
- [3] BALOUNOVÁ, E. *Těžba uranu na našem území po roce 1945 se zaměřením na vývoz do SSSR, bilanci a případné kompenzace v Parlamentní institut* 2016. Srovnávací studie č. 4.025. <https://www.psp.cz/sqw/text/orig2.sqw?idd=77742>.
- [4] TOMEK, P. *Československý uran 1945-1989: Těžba a prodej československého uranu v éře komunismu*. <https://www.policie.cz/soubor/sesit-01-pdf.aspx> [cit.: 12.1.2020].
- [5] ČECHÁK, T.; ČERNÝ, R.; JOHNOVÁ, K.; aj. *Ovlivnění ŽP radionuklidů v zatopovém území Ploučnice v oblasti Srní Potok*. Technická zpráva České vysoké učení technické, Fakulta jaderná a fyzikálně inženýrská, Katedra dozimetrie a aplikace ionizujícího záření, 2016.
- [6] MÁNOVÁ, M.; MATOLÍN, M. *Radiometrická mapa České republiky 1:500 000* 1995. Český geologický ústav, Praha.
- [7] SÚJB *Postupy při výpočtu ozáření obyvatelstva přírodními radionuklidů uvolňovanými do životního prostředí a při posuzování zásahů v oblastech ovlivněných hornickou činností v Radiační ochrana, Doporučení 2008* https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/radiacni-ochrana/18_PZIZ_ukon_horn_cinnost_revize.pdf.
- [8] SLEZÁK, J. *Historie těžby uranu v oblasti Stráže pod Ralskem v severočeské křídě a hydrogeologie. Sborník geologických věd, Hydrogeologie, inž. geologie*, ročník 21, 2001: s. 5–36. ISSN 0036-5289 Praha.

- [9] MUŽÁK, J. *Remediation of consequences of chemical leaching of uranium in Stráž pod Ralskem. Proc. 10th Int. Mine Water Assoc. Cong., Karlsbad, Czech Republic* 2008: s. 217–220.
- [10] ČESKÁ REPUBLIKA *Zákon č. 263/2016 Sb.: Atomový zákon v Sběrka zákonů*, ročník 102, 2016. <http://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/legislativa/263-2016.pdf>.
- [11] CHALUPNIK, S.; WYSOCKA, M.; JANSON, E.; aj. *Long term changes in the concentration of radium in discharge waters of coal mines and Upper Silesian rivers, Journal of environmental radioactivity*, ročník 171, 2017: s. 117–123.
- [12] KALOUS, J.; ZEMAN, J. *Studie hodnocení zdravotních rizik a ekologických dopadů zvýšené objemové aktivity izotopu ^{226}Ra v oblasti Rychvaldské stružky*. Technická zpráva SEPARA-EKO, spol. s. r. o. 2016.
- [13] KALOUS, J.; ZEMAN, J. *Návrh řešení problematiky radiační ochrany spjaté s vypouštěním důlních vod z VJŽ*. Technická zpráva SEPARA-EKO, spol. s. r. o. 2016.
- [14] TOMZA, I.; LEBECKA, J. *Radium-bearing waters in coal mines: occurrence, methods of measurement and radiation hazard v Proceedings of the International Conference on Radiation Hazards in Mining* 1981: s. 945–948.
- [15] CHALUPNIK, S.; WYSOCKA, M. *Changes of radium concentration in discharge waters from coal mines in Poland as a result of mitigation, Uranium, Mining and Hydrogeology* 2008: s. 839–850.
- [16] LEBECKA, J.; LUKASIK, B.; CHALUPNIK, S. *Purification of saline waters from coal mines from radium and barium v 5. International Mine Water Congress* 1994. ISBN 0-9524318-0-7 s. 663–672.
- [17] ČESKÁ REPUBLIKA *Vyhláška č. 422/2016 Sb.: O radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje v Sběrka zákonů*, ročník 172, 2016. <https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/legislativa/vyhlas ky/sb0172-2016.pdf>.
- [18] BLÁHA, K.; KOČÁBOVÁ, P.; GRUNTORÁD, J.; aj. *Hodnocení priorit – kategorizace kontaminovaných a potenciálně kontaminovaných míst*. Metodický pokyn MŽP č. 14/2008.
- [19] KLENER, V. (editor) *Principy a praxe radiační ochrany*. 1. vydání Edition. Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost 2000. ISBN 8023837036.
- [20] CHU, S.Y.F.; EKSTRÖM, L.P.; FIRESTONE, R.B. *WWW Table of Radioactive Isotopes: Nuclide search*. <http://nucldata.nuclear.lu.se/toi/nucSearch.asp> [cit.: 20.8.2018].

- [21] International Atomic Energy Agency *Guidelines for Radioelement Mapping Using Gamma Ray Spectrometry Data*, číslo 1363 v TECDOC Series, Vienna 2003. ISBN 92-0-108303-3. URL <https://www.iaea.org/publications/6746/guidelines-for-radioelement-mapping-using-gamma-ray-spectrometry-data>.
- [22] International Atomic Energy Agency *The Environmental Behaviour of Radium*, číslo 310 v Technical Reports Series, Vienna 1990. ISBN 92-0-125190-4. URL <https://www.iaea.org/publications/1414/the-environmental-behaviour-of-radium>.
- [23] GRMELA, A. *Zhodnocení dostupných informací o geologické a hydrogeologické situaci petřvaldské důlní pánve OKR z hlediska prognózy vývoje kvality a kvantity zdrojů důlních vod*. Technická zpráva SEPARA-EKO, spol. s. r. o. BRNO 2004.
- [24] DIAMO, státní podnik *Spravované lokality*. <https://www.diamo.cz/cs/spravovane-lokality#/odra/all/0> [cit.: 1.8.2018].
- [25] Povodí Odry, státní podnik *Atlas hlavních vodních toků povodí Odry, Stružka*. https://www.pod.cz/atlas_toku/struzka.html [cit.: 1.8.2018].
- [26] ČIHAŘ, J.; KÁŇA, D. *100. výročí dolu Dukla*. <https://www.hornicky-klub.info/historieh/dukla100/monografie.pdf> [cit.: 28.6.2020].
- [27] SLIVKA, V. *Hodnocení přírodní radioaktivity v důlních vodách a sedimentech české části hornoslezské pánve*. Technická zpráva Grantová agentura České republiky 2007.
- [28] JELÍNEK, P.; HIRKA, J.; GAZDOVÁ, O.; aj. *Zpráva o výsledcích monitoringu a stavu složek životního prostředí o. z. ODRA za rok 2018*. Technická zpráva o. z. ODRA 2018.
- [29] TOMÁŠEK, O. *Rozhodnutí SÚJB*. Technická zpráva Státní úřad pro jadernou bezpečnost 2016 Č. j. SÚJB/RCKA/6426/2016, Zn. sp. SÚJB/RCKA/5249/2016.
- [30] KALOUS, J.; ZEMAN, J. *Souhrnné zpracování dat a analýza trendů vývoje chemického složení důlních vod Vodní jámy Žofie a vod a dnových sedimentů v Petřvaldské stružce v letech 2004-2014 včetně vyhodnocení rizik pro lidské zdraví a zasažené ekosystémy. Zasoupení radionuklidů v důlních vodách VJ Žofie a jejich vazba na další parametry důlních vod*. Technická zpráva SEPARA-EKO, spol. s. r. o. 2015.
- [31] *Mapy.cz*. <https://mapy.cz/>.
- [32] KALOUS, J. *Návrh postupu řešení problematiky radiační ochrany spjaté s vypouštěním důlních vod z Vodní jámy Žofie*. Technická zpráva SEPARA-EKO, spol. s. r. o. 2009.

- [33] KALOUS, J.; ZEMAN, J.; KADLEC, P.; aj. *Návrh postupu řešení problematiky radiační ochrany spjaté s vypouštěním důlních vod z VJŽ v roce 2011*. Technická zpráva SEPARA-EKO, spol. s. r. o. prosinec 2011.
- [34] KALOUS, J.; ZEMAN, J.; TESAŘ, S.; aj. *Návrh postupu řešení problematiky radiační ochrany spjaté s vypouštěním důlních vod z VJŽ v roce 2012*. Technická zpráva SEPARA-EKO, spol. s. r. o. říjen 2012.
- [35] ZEMAN, J.; VŠIANSKÝ, D.; KADLEC, P. *Objemová aktivita izotopu ^{226}Ra v oblasti Rychvaldské stružky a její vztah k sedimentům oblasti*. Technická zpráva Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, Ústav geologických věd 2017.
- [36] SÚJB *Monitorování radiační situace*. <https://www.sujb.cz/monitorovani-radiacni-situace/> [cit.: 30.7.2020].
- [37] DOUGHERTY, K. *Operations Manual (bGeigie Nano Kit Operating Instructions)*. <https://github.com/Safecast/bGeigieNanoKit/wiki/Operations-Manual> [cit.: 2.8.2018].
- [38] Safecast *About Calibration and the bGeige Nano*. <https://safecast.org/faq/about-calibration-and-the-bgeigie-nano/> [cit.: 2.6.2020].
- [39] QGIS *A Free and Open Source Geographic Information System, About QGIS*. <https://www.qgis.org/en/site/about/index.html>.
- [40] OpenGeoLabs *Open Source GIS Consulting and Development, O nás*. <https://opengeolabs.cz/cs/o-nas/>.
- [41] *Google maps – roads*. <https://www.google.com/maps>.
- [42] GERNDT, J.; PRŮŠA, P. *Detektory ionizujícího záření*. ročník 2. přeprac. vyd. V Praze: ČVUT 2011. ISBN 978-80-01-04710-1, 182 s.
- [43] GEORADIS s.r.o. *Geophysical/Environmental GammaRay Analyzer Georadis GT-40, GT-40-S*.
- [44] OpenStreetMap Foundation *About — OpenStreetMap Foundation*. <https://www.openstreetmap.org/copyright> 2019 [cit. 9.6.2020].
- [45] ALS Czech Republic *O ALS*. <https://www.alsglobal.cz/home/als-czech-republic>.
- [46] Český metrologický institut *Upuštění od schválení typu stanoveného měřidla č. 0111-US-C011-16*. Technická zpráva Brno 2016.
- [47] *GenieTM2000 Gamma Analysis Software*. http://www.canberra.com/products/radiochemistry_lab/pdf/Genie-2000_Gamma_Analysis_Software_SS-C47691.pdf [cit.: 23.7.2018].

- [48] GILMORE, G. *Practical Gamma-Ray Spectrometry*, kapitola 1. 2008. ISBN 9780470861981, s. 1–24. doi:10.1002/9780470861981.ch1.
- [49] PELOWITZ, D. *MCNPX Users Manual Version 2.7.0*. Los Alamos National Laboratory. LA-CP-11-00438 Edition. 2011.
- [50] MCCONN, R. J.; GESH, C.; PAGH, R.; aj. *Compendium of Material Composition Data for Radiation Transport Modeling* 2011: str. 357 doi: 10.2172/1023125.
- [51] Bundesamt für Strahlenschutz *Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen - Bergbau) v Strahlenschutz und Umwelt* 2010 http://doris.bfs.de/jspui/bitstream/urn:nbn:de:0221-20100329966/3/BfS_2010_SW_07_10_Bergbau.pdf.
- [52] VÍTKOVÁ, L. *Důlní vody uhelných pánví jako zdroj kontaminace sedimentů radionuklidy*. Technická zpráva České vysoké učení technické, Fakulta jaderná a fyzikálně inženýrská, Katedra dozimetrie a aplikace ionizujícího záření, 2018 výzkumný úkol.
- [53] BERGER, M.; HUBBELL, J.; SELTZER, S.; aj. *NIST Standard Reference Database 8 (XGAM)*. 2010 xCOM: Photon Cross Sections Database <https://www.nist.gov/pml/xcom-photon-cross-sections-database>.
- [54] SARDARI, D.; SAUDI, S.; TAJIK, M. *Evaluation of gamma ray buildup factor data in water with MCNP4C code*, *Annals of Nuclear Energy* ročník 38, č. 2 2011: s. 628 – 631. ISSN 0306-4549. doi:<https://doi.org/10.1016/j.anucene.2010.09.007> URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0306454910003154>.
- [55] ČESKÁ REPUBLIKA *Narizení vlády č. 401/2015 Sb.: O ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech v Sbírka zákonů*, ročník 166, 2015. https://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/A9176464A5CC8D28C1257D9600473FD0/%24file/NV%2061_2003.pdf.

A. Výsledky laboratorních měření

zeměpisná šířka	zeměpisná délka	h [cm]	a_m [Bq·kg ⁻¹]			
			půda		rostliny	
			²²⁶ Ra	²²⁸ Th	²²⁶ Ra	²²⁸ Th
49.8398628N	18.4327450E	0	59± 1	53± 2		
49.8400994N	18.4328250E	0	2948±45	687±19		
49.8400269N	18.4329550E	0	1132±18	339±10		
49.8515119N	18.4257758E	0-10	791±12	314± 7	33± 3	26± 1
		0- 5	906±14	350± 8		
		5-10	993±15	394± 9		
		10-15	764±12	301± 8		
49.8515236N	18.4256825E	15-20	475± 8	194± 5	29± 3	24± 1
		20-25	293± 5	115± 3		
		25-30	280± 5	107± 3		
		30-35	276± 5	109± 3		
		35-40	419± 7	156± 4		
49.8529553N	18.4253086E	40	174± 3	80± 2		
		0	53± 1	43± 2		
49.8550628N	18.4236453E	10	49± 1	45± 1		
		20	66± 1	53± 2		
49.8565950N	18.4206831E	60	255± 4	93± 3		
		90	176± 3	72± 3		

Tabulka A.1: Výsledky laboratorních měření na vzorcích půd a travin, část první. Veličina h značí hloubku odběru (interval), nebo výšku nad hladinou vody v korytě, z jaké byl vzorek půdy odebrán (číslo kurzívou).

zeměpisná šířka	zeměpisná délka	h [cm]	a_m [Bq·kg ⁻¹]			
			půda		rostliny	
			²²⁶ Ra	²²⁸ Th	²²⁶ Ra	²²⁸ Th
49.8567069N	18.4204586E	0-10	233± 4	92± 3	27± 2	16± 1
		10-15	229± 4	87± 3		
		15-20	180± 3	75± 2		
		20-25	184± 3	76± 3		
		25-30	143± 3	63± 3		
		30-35	124± 2	55± 2		
		35-40	100± 2	49± 2		
		40+	90± 2	52± 2		
49.8583608N	18.3934519E	50	37± 1	48± 2		
49.8583564N	18.3935319E	0- 5	474±11	175± 7		
		5-10	421± 7	179± 5		
		10-20	506± 8	234± 6		
		20-26	509± 8	235± 6		
49.8630944N	18.3844069E	0- 5	562± 9	217± 5		
		5-10	437± 7	175± 5		
		10-20	415± 7	185± 5		
		20-26	139± 2	90± 3		
49.8620108N	18.3718994E	0- 5	34± 1	43± 1	21± 2	17± 1
		5-10	36± 1	43± 1		
		10-15	35± 1	44± 1		
		15-20	37± 1	45± 1		
		20-30	35± 1	44± 1		
		30-40	39± 1	45± 1		
		40+	37± 1	44± 1		

Tabulka A.2: Výsledky laboratorních měření na vzorcích půd a travin, část druhá. Veličina h značí hloubku odběru (interval), nebo výšku nad hladinou vody v korytě, z jaké byl vzorek půdy odebrán (číslo kurzívou).

zeměpisná šířka	zeměpisná délka	a_m [Bq·kg ⁻¹] sediment	
		²²⁶ Ra	²²⁸ Th
49.8452042N	18.4228417E	220± 4	65± 2
49.8481314N	18.4241344E	535± 8	153± 4
49.8482019N	18.4242439E	510± 8	116± 3
49.8488992N	18.4253403E	1 182±18	211± 6
49.8489200N	18.4254906E	87± 2	53± 2
49.8490617N	18.4255658E	1 063±16	193± 5
49.8491006N	18.4256431E	515± 8	119± 3
49.8491683N	18.4258125E	99± 2	46± 2
49.8495894N	18.4255314E	497± 8	197± 6
49.8529553N	18.4253086E	509± 8	125± 4
49.8550628N	18.4236453E	825±12	319± 7
49.8561486N	18.4221325E	2 097±31	750±19
49.8564981N	18.4207239E	2 740±42	1 019±27
49.8565950N	18.4206831E	1 240±19	515±13
49.8565928N	18.4206411E	1 736±26	546±14
49.8569558N	18.4182592E	1 501±22	460±12
49.8568417N	18.4180497E	1 204±19	400±12
49.8563411N	18.4170333E	442± 7	111± 4
49.8560669N	18.4168106E	1 840±29	457±14
49.8560014N	18.4164889E	1 131±17	395± 9
49.8583564N	18.3935319E	264± 4	111± 3
		454± 7	175± 5
49.8583608N	18.3934519E	584± 9	229± 7
		581± 9	211± 6
		267± 4	119± 3
49.8620108N	18.3718994E	93± 2	58± 2

Tabulka A.3: Výsledky laboratorních měření na vzorcích sedimentů.

Footnote

B. Monte Carlo simulace: ukázka kódu

```
c      radium, K1, 2 m, 20 cm
1      1  -1.52  2 -3 8 -7 10 -9      imp:p=1  $pod korytem
3      1  -1.52  -4 3 1 -7 -9 91      imp:p=1  $$sediment
4      2  -0.9982 (3 -5 1 -7 -9 10) #3      imp:p=1  $voda
21     1  -1.52  -1 -7 8 10 -9 61 -6  imp:p=1  $klin jedna
22     1  -1.52  -1 -7 8 10 -9 62 -61 imp:p=1  $klin dva
23     1  -1.52  -1 -7 8 10 -9 63 -62 imp:p=1  $klin tri
24     1  -1.52  -1 -7 8 10 -9 64 -63 imp:p=1  $klin ctyri
25     1  -1.52  -1 -7 8 10 -9 3 -64 imp:p=1  $klin pet
55     3  -0.0012 -99 #1 #21 #22 #23 #24 #25 #3 #4 imp:p=1 $vzduch
66     0  #55 imp:p=0                      $doplnek

1      p  0  1  1  -200  $sikmina
2      pz -600          $dno dna
3      pz -100         $vrch dna
4      pz -95          $vrch sedimentu
5      pz -75          $vrch vody
6      pz 50           $vrch brehu
61     pz 40           $prvni vrstva
62     pz 30           $druha vrstva
63     pz 20           $treti vrstva
64     pz 10           $ctvrta vrstva
7      py 0            $pravy kraj
8      py -500         $levy kraj
9      px 0            $predek
91     px -15          $konec sedimentu
10     px -500         $zadek
99     so 1000         $koule ohraniceni

c Mod ulohy
mode p
phys:p 100 0 1 0 1 0
c Popis zdroje
sdef par=p erg=d1 x=d2 y=d3 z =d4 cel=21
```




C. Monte Carlo simulace: výsledky

2 metry široké koryto

h [cm]	PK [%]	S [%]	K1 [%]	K2 [%]	K3 [%]	K4 [%]	K5 [%]
0	48,80±0,14	1,57±0,01	1,46±0,01	1,69±0,02	1,90±0,02	2,12±0,03	42,46±0,34
20	24,79±0,20	1,11±0,01	2,44±0,01	2,82±0,01	3,17±0,02	3,53±0,02	62,13±0,31
40	15,62±0,16	0,52±0,01	3,57±0,02	4,12±0,02	4,66±0,03	5,28±0,03	66,23±0,37
60	13,28±0,06	0,27±0,01	5,29±0,02	6,12±0,02	6,87±0,03	7,69±0,03	60,47±0,23
80	15,53±0,07	0,18±0,01	7,94±0,03	9,31±0,04	10,42±0,06	11,59±0,10	45,04±0,53

4 metry široké koryto

h [cm]	PK [%]	S [%]	K1 [%]	K2 [%]	K3 [%]	K4 [%]	K5 [%]
0	65,84±0,12	2,22±0,03	1,08±0,02	1,26±0,02	1,40±0,03	1,52±0,03	26,68±0,23
20	39,04±0,18	1,82±0,01	2,34±0,02	2,74±0,02	3,03±0,02	3,30±0,02	47,73±0,27
40	25,48±0,15	0,91±0,01	3,75±0,03	4,39±0,04	4,86±0,05	5,30±0,04	55,32±0,43
60	20,81±0,09	0,48±0,01	5,53±0,02	6,48±0,03	7,15±0,04	7,77±0,03	51,77±0,26
80	22,82±0,10	0,31±0,01	7,92±0,04	9,24±0,05	10,16±0,08	10,97±0,12	38,57±0,71

6 metrů široké koryto

h [cm]	PK [%]	S [%]	K1 [%]	K2 [%]	K3 [%]	K4 [%]	K5 [%]
0	75,12±0,10	2,54±0,06	0,77±0,02	0,95±0,03	1,06±0,04	1,14±0,04	18,43±0,19
20	50,02±0,22	2,32±0,03	1,95±0,02	2,41±0,03	2,68±0,04	2,91±0,02	37,70±0,31
40	34,38±0,28	1,24±0,02	3,34±0,05	4,12±0,07	4,58±0,09	4,95±0,06	47,39±0,80
60	28,33±0,20	0,68±0,01	4,98±0,04	6,14±0,05	6,82±0,07	7,36±0,05	45,70±0,39
80	30,23±0,19	0,45±0,01	6,96±0,04	8,53±0,06	9,45±0,09	10,12±0,14	34,27±0,80

Tabulka C.1: Procentuální zastoupení jednotlivých částí koryta a sedimentu na fluenci částic v bodě pro různé výšky hladiny vody a šířky koryta.

P_ϕ			
h	w		
[cm]	2 m	4 m	6 m
0	1,375±0,003	1,291±0,002	1,226±0,002
20	0,831±0,003	0,599±0,002	0,482±0,001
40	0,578±0,002	0,382±0,002	0,286±0,001
60	0,404±0,002	0,265±0,001	0,198±0,001
80	0,274±0,001	0,188±0,001	0,142±0,001

Tabulka C.2: Poměr fluence v bodě pro geometrii s korytem a kalibrační geometrii (bez koryta) P_ϕ pro všechny kombinace výšek hladiny vody h a šířek koryta w .

2 metry široké koryto

h [cm]	$a_{m_{Ra,Ra}}$ [Bq·kg ⁻¹]	$a_{m_{Th,Th}}$ [Bq·kg ⁻¹]	$a_{m_{Ra}}$ [Bq·kg ⁻¹]	$a_{m_{Th}}$ [Bq·kg ⁻¹]
0	301± 1	428± 1	1 872± 3	698± 1
20	462± 2	595± 2	2 993± 7	969± 2
40	1 147± 5	1 231± 6	7 478± 25	1 999± 6
60	2 534± 9	2 298± 9	16 259± 47	3 720±13
80	4 125±28	3 471±17	25 496±146	5 636±24

4 metry široké koryto

h [cm]	$a_{m_{Ra,Ra}}$ [Bq·kg ⁻¹]	$a_{m_{Th,Th}}$ [Bq·kg ⁻¹]	$a_{m_{Ra}}$ [Bq·kg ⁻¹]	$a_{m_{Th}}$ [Bq·kg ⁻¹]
0	213± 1	301± 1	1 322± 2	490± 1
20	276± 1	362± 1	1 837± 4	587± 1
40	651± 2	704± 4	4 291±15	1 137± 4
60	1418± 4	1 302± 5	9 067±26	2 103± 6
80	2 188±13	1 992±10	13 550±57	3 227±14

6 metrů široké koryto

h [cm]	$a_{m_{Ra,Ra}}$ [Bq·kg ⁻¹]	$a_{m_{Th,Th}}$ [Bq·kg ⁻¹]	$a_{m_{Ra}}$ [Bq·kg ⁻¹]	$a_{m_{Th}}$ [Bq·kg ⁻¹]
0	186± 1	262± 1	1156± 1	427± 1
20	212± 1	283± 1	1 439± 3	459± 1
40	465± 2	518± 4	3 130±16	833± 4
60	973± 3	924± 5	6 289±22	1 488± 5
80	1 480± 8	1386± 6	9 034±34	2252± 8

Tabulka C.3: Hodnoty a_m ²²⁶Ra a ²²⁸Th, jaké musí být obsaženy v dnovém sedimentu, aby bylo místo rozeznáno jako hotspot (zvýšení PPDE o 15%). $a_{m_{Ra,Ra}}$ a $a_{m_{Th,Th}}$ popisují zvýšení fluence částic odpovídající fotonům z oné přeměnové řady, tedy pro uran-radiovou a thoriovou. $a_{m_{Ra}}$ a $a_{m_{Th}}$ popisují zvýšení fluence částic od fotonů z jedné přeměnové řady v porovnání s celkovou fluencí částic (tedy od fotonů z uran-radiové řady, thoriové řady a ⁴⁰K).