

ČESKÁ VĚDECKOTECHNICKÁ VODOHOSPODÁŘSKÁ SPOLEČNOST, z. s.
ODBORNÁ SKUPINA ODPADNÍ VODY – ČISTOTA VOD

VÝZKUMNÝ ÚSTAV VODOHOSPODÁŘSKÝ T. G. MASARYKA, v. v. i.

ČESKÁ SPOLEČNOST CHEMICKÁ, z. s.
ODBORNÁ SKUPINA JADERNÉ CHEMIE

RADIONUKLIDY A IONIZUJÍCÍ ZÁŘENÍ VE VODNÍM HOSPODÁŘSTVÍ

XXVI. konference

7. - 8. 6 2022

ČESKÉ BUDĚJOVICE

ČESKÁ VĚDECKOTECHNICKÁ VODOHOSPODÁŘSKÁ SPOLEČNOST, z. s.
ODBORNÁ SKUPINA ODPADNÍ VODY – ČISTOTA VOD

VÝZKUMNÝ ÚSTAV VODOHOSPODÁŘSKÝ T. G. MASARYKA, v. v. i.

ČESKÁ SPOLEČNOST CHEMICKÁ, z. s.
ODBORNÁ SKUPINA JADERNÉ CHEMIE

RADIONUKLIDY A IONIZUJÍCÍ ZÁŘENÍ VE VODNÍM HOSPODÁŘSTVÍ

XXVI. konference

7. - 8. 6 2022

ČESKÉ BUDĚJOVICE

Odborný garant:

Ing. Barbora Sedlářová

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i.
Podbabská 30, 160 00 Praha 6

Organizační garant:

Ing. Václav Bečvář, CSc.

Sekretariát ČVTVHS
Novotného lávka 5, 116 68, Praha 1

ISBN 978-80-02-02982-3

OBSAH

NÁRODNÍ RADIAČNÍ HAVARIJNÍ PLÁN, KATEGORIE OHROŽENÍ A NÁSLEDNÉ MONITOROVÁNÍ.....	5
<i>Eva Šindelková, Michaela Bodřová</i>	
MOŽNOSTI NASAZENÍ INOVATIVNÍCH MONITOROVACÍCH SYSTÉMŮ DO VODNÍCH TOKŮ.....	11
<i>Michal Fejgl, Alena Kelnarová, Ondřej Pařízek</i>	
SLEDOVÁNÍ A HODNOCENÍ KVALITY POVRCHOVÝCH VOD A JEJICH ZMĚN V SOUVISLOSTI S VLIVEM VÝSTAVBY A PROVOZU JADERNÉ ELEKTRÁRNY TEMELÍN.....	12
<i>Diana Marešová, Eva Juranová, Barbora Sedlářová</i>	
VÝSKYT ORGANICKY VÁZANÉHO TRITIA V SYSTÉMU PŘEHRADNÍ NÁDRŽE MOHELNO A NAVAZUJÍCÍM TOKU ŘEKY JIHLAVY.....	22
<i>Ivo Světlík, Pavel Šimek, Nikola Pravdík, Kateřina Pachnerová Brabcová</i>	
POVINNOSTI PROVOZOVATELŮ ÚPRAVEN PITNÉ VODY VE VZTAHU K RADIAČNÍ OCHRANĚ.....	23
<i>Hana Procházková</i>	
VLIV VYSOKÝCH OBJEMOVÝCH AKTIVIT RADONU NA KVALITU PODZEMNÍ VODY	29
<i>Růžena Šinágllová</i>	
APLIKACE ATOMOVÉHO ZÁKONA V PROVOZOVATELSKÉ PRAXI VODÁRNY PLZEŇ a. s.....	33
<i>Martina Klimtová</i>	
VYHODNOCENÍ ZÁVISLOSTI POMĚRU AKTIVITNÍCH KONCENTRACÍ IZOTOPŮ URANU $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ A $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ VE VODÁCH NA AKTIVITNÍ KONCENTRACI ^{238}U.....	39
<i>Tomáš Bouda</i>	
ZKUŠENOSTI S ÚPRAVOU VODY SE SEPARACÍ URANU.....	54
<i>Zdeňka Jedličková</i>	
MONITOROVANIE RÁDIONUKLIDOV V HRANIČNÝCH TOKOCH SLOVENSKA.....	59
<i>Gabriela Wallová, Enrique Mariaca, Sabína Zvachová, Ivana Petránová</i>	
PRIMÁRNÍ ZDROJ RADIOAKTIVITY DŮLNÍCH VOD OSTRAVSKO – KARVINSKÉHO REVÍRU.....	66
<i>Tomáš Bouda</i>	
STANOVENÍ AKTIVITY BETA VE VZORCÍCH VOD POMOCÍ DETEKTORU TIMEPIX....	81
<i>Jan Kujan, Ondřej Pařízek, Michal Fejgl</i>	
UMĚLÉ RADIONUKLIDY V PŮDĚ 35 LET PO HAVÁRII V ČERNOBYLU.....	82
<i>Eva Juranová, Josef Kratina, Barbora Sedlářová, Diana Marešová, Michal Novák, Irena Pohlová, Michal Fejgl</i>	
RADIOAKTIVNÍ UKAZATELE V POVRCHOVÝCH VODÁCH POVODÍ ŘEKY PLOUČNICE.....	96
<i>Pavel Stierand, Libor Mikl</i>	

RADIOAKTIVNÍ LÁTKY V ŘÍČNÍCH DNOVÝCH SEDIMENTECH NA ÚZEMÍ ČESKÉ REPUBLIKY V OBDOBÍ 2011-2021.....	97
<i>Barbora Sedlářová, Eva Juranová, Diana Marešová, Pavel Stierand</i>	
RADON V JEZEŘE = ODHAD MNOŽSTVÍ PODZEMNÍ VODY.....	107
<i>Petr Porcal</i>	
STANOVENÍ RADONU RN-222 VE VODĚ: 25 LET OVĚŘOVÁNÍ MĚŘIDEL.....	110
<i>Tomáš Soukup</i>	
NORMY PRO STANOVENÍ RADIOAKTIVNÍCH LÁTEK VE VZORCÍCH VODY A SOUVISEJÍCÍ NORMY.....	114
<i>Lenka Fremrová, Barbora Sedlářová</i>	

NÁRODNÍ RADIAČNÍ HAVARIJNÍ PLÁN, KATEGORIE OHROŽENÍ A NÁSLEDNÉ MONITOROVÁNÍ

Eva Šindelková, Michaela Bodřová

Státní úřad pro jadernou bezpečnost, oddělení monitorování a krizového řízení

e-mail: eva.sindelkova@sujb.cz; michaela.bodova@sujb.cz

Klíčová slova: Národní radiační havarijní plán, kategorie ohrožení, monitorování radiační situace, ochranná opatření pro obyvatelstvo, referenční úroveň

Abstrakt

Státní úřad pro jadernou bezpečnost (SÚJB) společně s Ministerstvem vnitra vypracoval a zveřejnil Národní radiační havarijní plán (NRHP) v souladu s § 234 zákona č. 263/2016 Sb., atomový zákon. Podle vyhlášky č. 359/2016 Sb., o zvládání radiační mimořádné události jsou definovány kategorie ohrožení, které jsou řešeny v NRHP. Jedná se o radiační havárie s dopadem mimo zónu havarijního plánování, popřípadě o vliv radiační havárie, která vznikla za hranicemi České republiky. NRHP se také zabývá radiačními haváriemi, které mohou mít pouze lokální dopad, ale vyžadují zavádění neodkladných ochranných opatření pro obyvatelstvo. Následná ochranná opatření pro obyvatelstvo na zasaženém území se budou zavádět na základě provedeného monitorování radiační situace. Jedná se především o omezení spotřeby potravin a vody z místních zdrojů. Referenční úroveň z příjmu radionuklidů v důsledku radiační havárie může být SÚJB podle konkrétní situace stanovena v rozmezí od 1 do 5 mSv (maximálně však 20 mSv za 12 měsíců následujících po havárii).

1. Úvod

Zákon č. 263/2016 Sb., atomový zákon (zákon), v § 209 stanovil povinnost SÚJB společně s Ministerstvem vnitra vypracovat Národní radiační havarijní plán (NRHP) do konce roku 2020. NRHP vstoupil v platnost k 1. lednu 2021. Rok 2021 a 2022 jsou vyčleněny na přizpůsobení se všech dotčených subjektů, jejichž kompetence při řešení následků radiační havárie jsou v NRHP stanoveny. NRHP kategorizuje radiační havárie, ke kterým by mohlo dojít na území České republiky. Postupy řešení všech havárií by byly shodné, přijatými opatřeními by však bylo dotčeno různě velké území. Jedná se o radiační havárie našich jaderných elektráren s dopadem mimo zónu havarijního plánování (ZHP), popřípadě o vliv radiační havárie, která by vznikla za hranicemi České republiky. NRHP se také zabývá radiačními haváriemi, které mohou mít pouze lokální dopad.

NRHP se zabývá radiačními haváriemi, které vyžadují zavádění neodkladných ochranných opatření pro obyvatelstvo: ukrytí, evakuace a v případě úniku jódu také blokace štítné žlázy tabletami neaktivního jódu. Ukrytí může být využito po dobu úniku radioaktivních látek na 48 hodin. Následně je třeba rozhodnout o evakuaci na základě monitorování radiační situace, především sledování dávkových příkonů a ovzduší. Návrh evakuace vydává pro ZHP našich jaderných elektráren jejich provozovatel, tedy ČEZ a.s. SÚJB se k návrhu vyjadřuje na základě vlastních výpočtů dopadů havárie a provedeného monitorování.

Pro obyvatelstvo mohou být zavedena také následná ochranná opatření, jedná se především o omezení spotřeby potravin a vody z místních zdrojů a stanovení podmínek pobytu na území zasaženém havárií. Opatření se zavádějí na základě monitorování, které by bylo v závislosti na ročním období zaměřeno především na místní potraviny (např. ovoce, zeleninu, mléko).

Referenční úroveň z příjmu radionuklidů v důsledku radiační havárie nesmí přesáhnout 20 mSv za 12 měsíců následujících po havárii, může být ale stanovena nižší hodnota podle konkrétní situace (v rozmezí od 1 do 5 mSv).

2. NRHP a kategorie ohrožení

Podle vyhlášky č. 359/2016 Sb., § 2 existují následující kategorie ohrožení:

(1) Podle možných dopadů radiační nehody nebo radiační havárie na území České republiky se jaderné zařízení, pracoviště se zdroji ionizujícího záření nebo činnost v rámci expozičních situací zařazuje do kategorie ohrožení A až D, a to

- do kategorie ohrožení A se zařazuje energetické jaderné zařízení,
- do kategorie ohrožení B se zařazuje jaderné zařízení, které nepatří do kategorie ohrožení A, a pracoviště IV. kategorie, kromě pracoviště s jaderným zařízením, na němž může vzniknout radiační havárie,
- do kategorie ohrožení C se zařazuje jaderné zařízení nebo pracoviště se zdroji ionizujícího záření, na němž nemůže vzniknout radiační havárie, nebo
- do kategorie ohrožení D se zařazuje činnost v rámci expozičních situací, včetně nálezu, zneužití nebo ztráty radionuklidového zdroje nebo přepravy radioaktivní nebo štěpné látky, která může být příčinou vzniku radiační nehody nebo radiační havárie na nepředvídatelném místě, a tím i havarijního ozáření.

(2) Do kategorie ohrožení E se zařazují oblasti na území České republiky, na kterých mohou být realizována ochranná opatření pro obyvatelstvo v důsledku radiační havárie vzniklé na jaderném zařízení nebo pracovišti se zdroji ionizujícího záření umístěném na území státu sousedícího s Českou republikou.

Postupy řešení všech havárií by byly shodné, ochranná opatření by se však zaváděla na různě velkém území (tabulka 1).

Tabulka 1: Přehled předpokládaných radiačních havárií a zasaženého území dle NRHP.

Radiační havárie	Kategorie ohrožení	Zasažené území	Poznámka
jaderné elektrárny v ČR	A	mimo ZHP	ZHP řeší Vnější havarijní plán
jaderné elektrárny mimo ČR	E	celé území ČR	
nález, ztráta, zneužití, přeprava apod.	D	lokální dopady kdekoliv na území ČR	

3. Následné monitorování

Monitorování radiační situace na území ČR se v souladu s Národním programem monitorování (NPM) za nehodové expoziční situace (NES) provádí formou havarijního monitorování. Požadavky na měření a odběry vzorků v rámci havarijního monitorování jsou specifikovány v tabulkách 5, 6 a 7 přílohy č. 3 vyhlášky č. 360/2016 Sb., o monitorování radiační situace. SÚJB může určit v souladu s § 149 odst. 3 zákona monitorovací místa, délku monitorovacího období a frekvenci provádění monitorování nebo je upřesnit v závislosti na vývoji radiační mimořádné události a podle potřeb zavádění, upřesnění nebo odvolání neodkladných nebo následných ochranných opatření. Upřesnění monitorovacích míst, délky nebo frekvence provádění monitorování může SÚJB provést i pro držitele povolení v jeho ZHP v souladu s § 157 odst. 2 písm. j) zákona. V souladu s jednotlivými fázemi NES se mění účel prováděného monitorování (tabulka 2).

Tabulka 2: Fáze nehodové expoziční situace, účel monitorování a ochranná opatření

Fáze NES	Účel monitorování	Ochrana obyvatelstva
I. fáze = počáteční	potvrzení a upřesnění úniku	ukrytí a jódová profylaxe
II. fáze = střední	rychlé mapování pro zavádění neodkladných ochranných opatření (OO)	upřesnění území pro případnou evakuaci
III. fáze = pozdní	aktuální radiační situace pro upřesnění nebo odvolání neodkladných OO nebo pro zavádění, upřesnění nebo odvolání následných OO	stanovení podmínek pro pobyt na kontaminovaném území, upřesnění možnosti konzumace potravin a vody z místních zdrojů

V současné legislativě existuje celá řada referenčních úrovní, použitelných v různých situacích (tabulka 3).

Tabulka 3: Přehled referenčních úrovní pro stanovení konkrétních monitorovacích úrovní

Legislativa	Znění a hodnota
Vyhláška č. 422/2016 Sb., § 106	Referenční úroveň pro ozáření fyzické osoby v NES je 100 mSv pro součet efektivní dávky ze zevního ozáření a úvazku efektivní dávky z vnitřního ozáření.
Vyhláška č. 359/2016 Sb., Příloha č. 9	Operační zásahovou úrovní je hodnota příkonu dávkového ekvivalentu měřená ve vzdálenosti 1 m nad terénem a rovnající se a) pro neodkladné OO evakuace 1 mSv/h , b) pro neodkladné OO ukrytí 0,1 mSv/h , c) pro neodkladné OO použití jódové profylaxe při únicích obsahujících radioaktivní jód 0,1 mSv/h .
Vyhláška č. 422/2016 Sb., § 107, odst. 2	Neodkladná OO musí být zavedena vždy, jestliže by absorbované dávky v orgánech mohly v průběhu méně než 2 dnů u kterékoli fyzické osoby překročit úrovně stanovené přílohou č. 29 k této vyhlášce. (1 až 6 Gy/2 dny)
Vyhláška č. 422/2016 Sb., § 107, odst. 3	Odůvodněným neodkladným OO je a) ukrytí, pokud odvrácená efektivní dávka je větší než 10 mSv za období ukrytí trvající nejdéle 2 dny , b) jódová profylaxe, pokud 1. hrozí vnitřní kontaminace radioaktivním jódem a 2. odvrácený úvazek ekvivalentní dávky ve štítné žláze způsobený radioizotopy jódu je větší než 100 mSv , nebo c) evakuace, pokud součet efektivní dávky dosud obdržené v nehodové expoziční situaci se započtením účinku již realizovaných ochranných opatření a efektivní dávky, která by mohla být odvrácená evakuací, je větší než 100 mSv za prvních 7 dní .
Vyhláška č. 422/2016 Sb., § 107, odst. 4	Odůvodněným následným OO je a) omezení používání radionuklidy kontaminovaných potravin, vody a krmiv, pokud odvrácený roční úvazek efektivní dávky je větší než 1 mSv , b) přesídlení obyvatel, nelze-li zajistit efektivní dávku obyvatel při návratu na zasažené území menší než 20 mSv za období následujících 12 měsíců .

Legislativa	Znění a hodnota
Vyhláška č. 422/2016 Sb., § 107, odst. 6	Odůvodněným je odvolání ochranného opatření ukrytí, evakuace a přesídlení obyvatel, bude-li efektivní dávka za období následujících 12 měsíců po odvolání ochranného opatření menší než 20 mSv .
Vyhláška č. 422/2016 Sb., § 110 odst. 2	Referenční úroveň k usměrnění přetrvávajícího ozáření v důsledku nehodové expoziční situace je nejvýše 20 mSv za 12 měsíců .

Z posledních 3 řádků v tabulce 3 vyplývá, že při využití území kontaminovaného po radiační havárii je třeba nepřekročit referenční úroveň 20 mSv za následujících 12 měsíců. Tuto referenční úroveň je ale obtížné porovnat s naměřenými hodnotami objemových nebo hmotnostních aktivit jednotlivých radionuklidů, proto jsou v NPM doporučeny monitorovací úrovně, které z referenční hodnoty vycházejí a zohledňují i další údaje, jako je například průměrná spotřeba jednotlivých potravin, spotřeba vody apod.

V NPM v tabulkách řady J přílohy č. 1 jsou stanoveny vyšetřovací úrovně jako dvojnásobek horní meze obvyklých hodnot. Zásahové úrovně pro umělé radionuklidy jsou stanoveny většinou jako desetinásobek vyšetřovací úrovně nebo jsou použity hodnoty dle Směrnice Rady 2013/51/Euratom. Pro monitorování po případné budoucí radiační havárii by jako zásahové úrovně byly použity hodnoty dle Nařízení Rady 2016/52/Euratom, popřípadě by byly stanoveny nižší úrovně v souladu s konkrétními podmínkami a rozsahem radiační havárie. Vzhledem k tomu, že není dopředu známo složení směsi uniklých radionuklidů, jsou použity hodnoty operačních zásahových úrovní pro dva nejvýznamnější radionuklidy ^{131}I a ^{137}Cs , jakožto indikátory stanovení míry nebezpečnosti požití kontaminovaných potravin, mléka nebo pitné vody.

Monitorovací úrovně (vyšetřovací a zásahové) se porovnávají se zjištěnými hodnotami v rámci monitorování a přijímají se stanovená opatření. Při překročení zásahové úrovně se upřesňuje možnost konzumace potravin a vody z místních zdrojů. Zásah (např. vydání zákazu používání místních potravin, krmiv a vody) provádí Státní veterinární správa, Státní zemědělská a potravinářská inspekce, krajský hygienik apod. Postupy zavádění následných ochranných opatření jsou popsány ve vnějším havarijním plánu pro ZHP, popřípadě v NRHP pro území ČR.

Tabulka 4: Přehled vybraných monitorovacích úrovní pro potraviny a pitnou vodu

Monitorovaná položka	Radionuklid (Bq/kg, Bq/l)			Poznámka
	Cs 137	Sr 90	I 131	
Základní potraviny (maso, ovoce, zelenina, mléko), tekuté potraviny	3	1	-	Normální monitorování (vyšetřovací úroveň)
	30	10	-	Normální monitorování (zásahová úroveň)
Pitná voda	11	4,9	6,2	EURATOM 2013/51 (indikativní dávka 0,1 mSv při spotřebě 730 l za rok)
Potravní řetězec	100		1000	Nehodová expoziční situace
Mléko, mléčné výrobky, tekuté potraviny	1000	125	500	EURATOM 2016/52 (nejvyšší přípustné úrovně)
Pitná voda	1	0,5	-	Vyšetřovací úroveň

4. Závěr

Řešení radiačních mimořádných událostí je značně složitá záležitost, na které se budou podílet různé subjekty, včetně obyvatelstva na zasaženém území. Jednou z důležitých oblastí bude vzájemná komunikace a spolupráce, náprava zasaženého území pro dosažení přijatelných podmínek života pro místní obyvatelstvo. To předpokládá nejen znalost radiační situace na základě provedeného monitorování, ale také zapojení samotného obyvatelstva do řešení všech souvisejících otázek, které se jich bezprostředně týkají. Důležité je nejen změřit a zjistit stav, ale také vysvětlit, co zjištěné hodnoty znamenají, jaká představují rizika, jak je možné se chránit a zároveň co nejlépe využívat území, které bude obnovováno.

Literatura

- [1] Směrnice Rady 2013/51/Euratom, kterou se stanoví požadavky na ochranu zdraví obyvatelstva, pokud jde o látky ve vodě určené k lidské spotřebě
- [2] Nařízení Rady 2016/52/Euratom, kterým se stanoví nejvyšší přípustné úrovně radioaktivní kontaminace potravin a krmiv po jaderné havárii nebo jiném případě radiační mimořádné situace
- [3] Zákon č. 263/2016 Sb., atomový zákon
- [4] Vyhláška č. 360/2016 sb., o monitorování radiační situace
- [5] Vyhláška č. 359/2016 Sb., o zvládání radiační mimořádné události
- [6] Vyhláška č. 422/2016 Sb., radiační ochrana a zabezpečení radionuklidového zdroje
- [7] Národní radiační havarijní plán
- [8] Národní program monitorování

NATIONAL RADIATION EMERGENCY PLAN, THREAT CATEGORY AND FOLLOW-UP MONITORING

Keywords: National radiation emergency plan, threat category, radiation monitoring, protective measures for the population, reference level

Abstract

The State Office for Nuclear Safety (SONS), together with the Ministry of the Interior, developed and published the National Radiation Emergency Plan (NREP) in accordance with Section 234 of Act No. 263/2016 Coll., the Atomic Act. According to Decree No. 359/2016 Coll., on the management of radiation emergencies, the categories of hazards that are addressed in the NREP are defined. These are radiation accidents with an impact outside the emergency planning zone, or the impact of a radiation accident occurring outside the Czech Republic. The NREP also deals with radiation accidents that may have only a local impact but require the implementation of urgent protective measures for the population. Subsequent protective measures for the population in the affected area will be implemented on the basis of the monitoring of the radiation situation. These include, in particular, restrictions on the consumption of food and water from local sources. The reference level from the intake of radionuclides as a result of a radiological emergency may be set by the SONS, depending on the specific situation, between 1 and 5 mSv (but not more than 20 mSv in the 12 months following the emergency).

MOŽNOSTI NASAZENÍ INOVATIVNÍCH MONITOROVACÍCH SYSTÉMŮ DO VODNÍCH TOKŮ

Michal Fejgl, Alena Kelnarová, Ondřej Pařízek

Státní ústav radiační ochrany

e-mail: michal.fejgl@suro.cz

Klíčová slova: kontinuální měření aktivity gama, kontinuální měření aktivity beta, ^{134}Cs , ^{90}Sr

Abstrakt

Příspěvek popisuje aktuální stav řešení dílčí kapitoly výzkumného projektu zaměřeného na inovativní způsoby modelování šíření kontaminace v povrchových vodách za jaderné havárie. Tato kapitola je zaměřena na studium inovativních systémů monitorování kontaminace povrchové vody. Přednostní zájem je věnován moderním monitorovacím systémům využívajícím pokroků ve vývoji elektroniky, kterých bylo dosaženo v poslední dekádě.

V příspěvku budou systémy umožňující kontinuální monitorování aktivity gama a beta v povrchových vodách, jejich měřicí dovednosti budou dány do souvislosti s aktuálními požadavky jaderné legislativy platné v České republice.

SLEDOVÁNÍ A HODNOCENÍ KVALITY POVRCHOVÝCH VOD A JEJICH ZMĚN V SOUVISLOSTI S VLIVEM VÝSTAVBY A PROVOZU JADERNÉ ELEKTRÁRNY TEMELÍN

Diana Marešová, Eva Juranová, Barbora Sedlářová
Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, v.v.i
e-mail: diana.maresova@vuv.cz

Klíčová slova: Radionuklidy, cesium-137, stroncium-90, tritium, povrchová voda, odpadní voda

Abstrakt

V příspěvku jsou prezentovány výsledky dlouhodobého sledování radionuklidů cesia-137, stroncia-90 a tritia v povrchové vodě v okolí Jaderné elektrárny Temelín. Tyto radionuklidy pochází především z reziduálního znečištění po atmosférických testech jaderných zbraní a havárii jaderného reaktoru v Černobyli v minulém století. Na všech lokalitách byl pozorován pokles objemových aktivit cesia-137 a stroncia-90. V případě tritia byl v referenčních profilech pozorován pomalý pokles objemových aktivit, které se blíží přirozenému pozadí odpovídajícímu geografickým podmínkám České republiky. V profilech ovlivněných provozem JE Temelín byl pozorován postupný nárůst aktivit tritia, odpovídající výpustem udávaných provozovatelem. Zjištěné objemové aktivity hodnocených radionuklidů vyhovují požadavkům nařízení vlády 401/2015 Sb. v ukazatelích radioaktivních látek.

1. Úvod

V návaznosti na výstavbu a provoz Jaderné elektrárny Temelín (dále jen JE Temelín) byla uskutečněna řada projektů zabývajících se možnými vlivy provozu elektrárny na životní prostředí. Na projekty z předprovozního období [1, 2] následně navázal zejména Program sledování a hodnocení vlivu Jaderné elektrárny Temelín na životní prostředí [3]. Provoz každé jaderné elektrárny je doprovázen produkcí radioaktivních látek, z toho důvodu je v rámci sledování velká pozornost věnována výskytu vybraných radionuklidů v okolí jaderné elektrárny. Tento příspěvek se zaměřuje na zhodnocení vlivu JE Temelín na obsah vybraných radionuklidů – cesia-137, stroncia-90 a tritia - v povrchových vodách v období 1990 – 2021 na základě sledování citovaných výše [1- 3].

Výstavba JE Temelín byla schválena již v roce 1980, vlastní realizace byla zahájena v roce 1987. Z původně plánovaných čtyř bloků byly postaveny dva. Jedná se o tlakovodní reaktory VVER 1000 typu V 320. Výroba elektřiny byla zahájena v závěru roku 2000. Aktuálně má elektrárna instalovaný výkon 2x 1125 MWe. V současnosti je zvažována výstavba nového jaderného zdroje v lokalitě Temelín [4]. JE Temelín odebírá surovou vodu z vodní nádrže Hněvkovice a odpadní vody vypouští přes vodní nádrž Kořensko. Zatímco ve světě jsou odpadní vody z jaderných elektráren vypouštěny obvykle do velkých řek, případně do moře, je řeka Vltava, v místě zaústění odpadních vod z JE Temelín, poměrně malý tok. V návaznosti na očekávané klimatické změny, včetně zvýšeného výskytu hydrologického sucha, se lze obávat možného nárůstu objemových aktivit radionuklidů pod zaústěním odpadních vod. Proto je

jejich sledování věnována velká pozornost jak ze strany provozovatele, tak ze strany dozorových orgánů i odborné a široké veřejnosti.

Cesium-137 (^{137}Cs), stroncium-90 (^{90}Sr) a tritium (^3H) jsou nejvýznamnější radionuklidy potenciálně přítomné v odpadních vodách. Cesium 137 a stroncium 90 jsou umělé radionuklidy, které jsou radioekologicky významné vzhledem k poločasu rozpadu 30,2 r, resp. 28,8 r [5]. Tritium je radioaktivní izotop vodíku s poločasem rozpadu 12,32 r, který se přirozeně vyskytuje v množství 1 atom na 10^{18} atomů vodíku [6]. V přírodě vzniká především v horních vrstvách atmosféry působením kosmického záření. Vzniká i při umělých jaderných reakcích, tak jako ^{137}Cs a ^{90}Sr .

Roční kapalně vypusti ostatních aktivačních a štěpných produktů (AAŠP), mezi které patří i ^{137}Cs a ^{90}Sr , jsou v řádu desítek MBq (MBq = 10^6 Bq), v období 2000 – 2021 v průměru 0,2 GBq.r⁻¹ [7, 8]. Roční vypusti ^3H jsou v řádu desítek TBq (TBq = 10^{12} Bq), v průměru 38 TBq.r⁻¹, jsou tedy více než o pět řádů vyšší než vypusti ostatních AAŠP. Z radioekologického hlediska je v kapalných výpustích při běžném provozu nejvýznamnějším radionuklidem tritium. Pro celkové posouzení vlivu výpustí na obsah hodnocených radionuklidů v povrchových vodách je významným faktem to, že odpadní vody s obsahem radionuklidů jsou po kontrolních měřeních vypouštěny diskontinuálně, v průměru asi 3 – 4 hodiny denně.

Sledované radionuklidy se v okolí JE Temelín vyskytovaly ještě před jejím spuštěním. Důvodem je doznívající vliv znečištění po testech jaderných zbraní v padesátých a šedesátých letech minulého století a havárii jaderného reaktoru v Černobylu v roce 1986. Okolí JE Temelín patří mezi oblasti u nás nejvíce zasažené spadem po havárii v Černobylu [9]. V případě tritia se jedná i o jeho přirozený výskyt. I proto měly velký význam studie, které se uskutečnily ještě před uvedením JE Temelín do provozu, a které zjišťovaly referenční stav [1, 2].

Dřívější výsledky citovaných studií byly prezenovány např. [10-12]. Hlavním cílem příspěvku bylo prezentovat aktuální výsledky nyní více jak třicetiletého sledování výskytu vybraných radionuklidů v řece Vltavě ovlivněné provozem JE Temelín a zhodnotit případný příspěvek elektrárny.

2. Metodika

Radionuklid ^{137}Cs byl sledován v povrchové vodě ve veškerých látkách od roku 1990. V roce 1993 bylo zahájeno sledování ^{90}Sr . Sledování ^3H bylo zahájeno těsně před uvedením JE Temelín do provozu. Byly vzorkovány profily Vltava Hněvkovice, Lužnice Koloděje, Otava Topělec - profily v budoucnu přímo neovlivněné výpustmi odpadních vod z JE Temelín, dále označované pouze jako referenční profily, a Vltava Solenice - profil v budoucnu ovlivněný výpustmi JE Temelín. Od roku 1996 bylo sledování rozšířeno o profil Vltava Hladná, který je cca 4 km pod zaústěním odpadních vod, a tedy patří také k ovlivněným profilům.

Odběry a analýzy vzorků byly prováděny pracovníky Zkušební laboratoře technologií a složek životního prostředí VÚV TGM, v.v.i., která má Osvědčení o správné činnosti laboratoře a je i držitelem Osvědčení o akreditaci. Vzorky byly odebírány 4x ročně podle norem ČSN EN ISO 5667 a ČSN ISO 5667 (soubor) [13 - 16] v množství 50 l (^{137}Cs a ^{90}Sr) a 0,25 l (^3H). Velkoobjemové vzorky pro stanovení ^{137}Cs a ^{90}Sr byly stabilizovány okyselením kyselinou dusičnou na pH < 2 a přidáním směsného nosiče. V laboratoři byly vzorky odpařeny pod bodem varu do sucha, následně byly vysušeny při 105 °C a vyžihány při 350 °C. Vyžiháný odparek byl

uzavřen do příslušné měřicí nádoby. Stanovení ^{137}Cs a ^{90}Sr tedy postihuje veškeré látky. Vzorky na stanovení ^3H byly konzervovány chlazením.

Ve velkoobjemových vzorcích vod po předúpravě bylo nejdříve gamaspektrometricky stanoveno ^{137}Cs (podle ČSN EN ISO 10 703 [17]) a následně bylo radiochemicky analyzováno ^{90}Sr [18]. Pro stanovení ^{137}Cs byla použita gamaspektrometrická trasa s polovodičovým germaniovým detektorem REGe fy Canberra Packard. Nejmenší detekovatelná objemová aktivita (C_{ND}) pro ^{137}Cs na hladině významnosti chyb pozorování prvního a druhého typu $\alpha = \beta = 0,05$ byla v závislosti na době měření a množství zpracovaného vzorku cca $0,5 \text{ mBq.l}^{-1}$. Stanovení ^{90}Sr bylo provedeno šťavelanovou srážecí metodou [18]. Pro měření aktivity byl použit proporcionální detektor fy TESLA s vyhodnocovací jednotkou MC 2256, později alfa – beta automat EMS 3 s plynovou průtočnou sondou POB 302 fy EMPOS. Nejmenší detekovatelná objemová aktivita (C_{ND}) na hladině významnosti $\alpha = \beta = 0,05$ byla pro ^{90}Sr v závislosti na době měření a množství zpracovaného vzorku a chemického výtěžku cca 2 mBq.l^{-1} .

Stanovení objemové aktivity tritia bylo uskutečněno podle ČSN EN ISO 9698 [19]. Pro stanovení byly použity nízkopozadové kapalinové scintilační spektrometry Quantulus 1220 od firmy WALLAC a TriCarb 3170/TRSL od firmy Canberra Packard. Podmínky měření vzorků z lokalit ovlivněných výpustmi z JE Temelín byly nastaveny tak, aby pro tritium byla nejmenší detekovatelná aktivita (C_{ND}) cca 2 Bq/l , v případě vzorků z referenčních profilů cca 1 Bq.l^{-1} .

V případě hodnot menších než nejmenší detekovatelná objemová aktivita byl pro jejich další zpracování aplikován postup podle směrnice Komise 2009/90/ES, resp. Nesměráka [20]. Byl použit redukční koeficient $k = 0,5$, tj. byla použita hodnota rovná $0,5 C_{\text{ND}}$.

Pro hodnocení vývoje objemových aktivit radionuklidů v čase byla použita regresní analýza rovnice vycházející úpravou rovnice pro radioaktivní přeměnu:

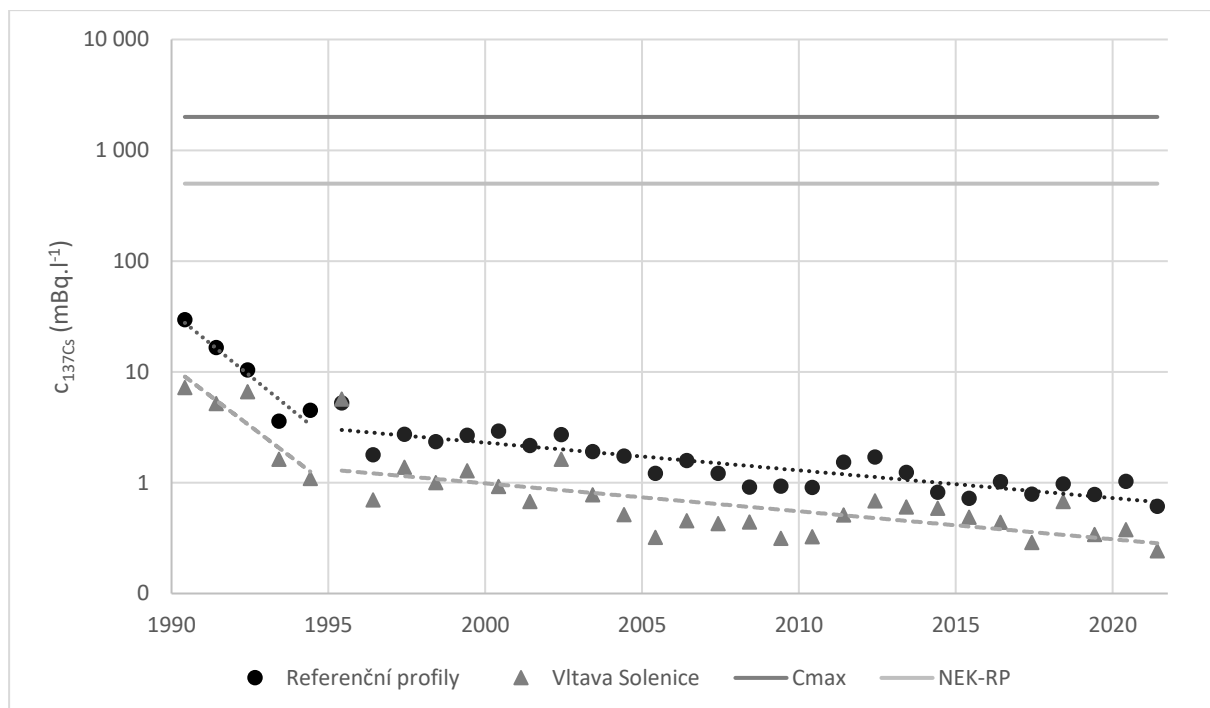
$$\ln C_t = -\lambda_{ef} \cdot t + \ln C_0 \quad (1)$$

Kde C_t je objemová aktivita radionuklidu v čase t (Bq.l^{-1}), λ_{ef} efektivní (pozorovaná) přeměnová konstanta, získaná jako směrnice přímky poklesu (r^{-1}), t čas (r), C_0 objemová aktivita radionuklidu na počátku sledování (Bq.l^{-1}). Statistická významnost regresní křivky byla ověřena pomocí Pearsonova koeficientu. Následně byl vypočten efektivní (pozorovaný) poločas radionuklidu T_{ef} (r) podle rovnice [21]:

$$T_{ef} = \frac{\ln 2}{\lambda_{ef}} \quad (2)$$

3. Výsledky a diskuse

Nejdéle sledovaným radionuklidem je ^{137}Cs , které je v hodnocených profilech sledováno od roku 1990. Vývoj objemové aktivity ^{137}Cs je znázorněn na Obr. 1. Pro ukázkou je uveden vážený průměr ročních průměrných objemových aktivit v referenčních profilech – Vltava Hněvkovice, Lužnice Koloděje, Otava Topělec a roční průměrné objemové aktivity v profilu Vltava Solenice ovlivněném výpustmi z JE Temelín.

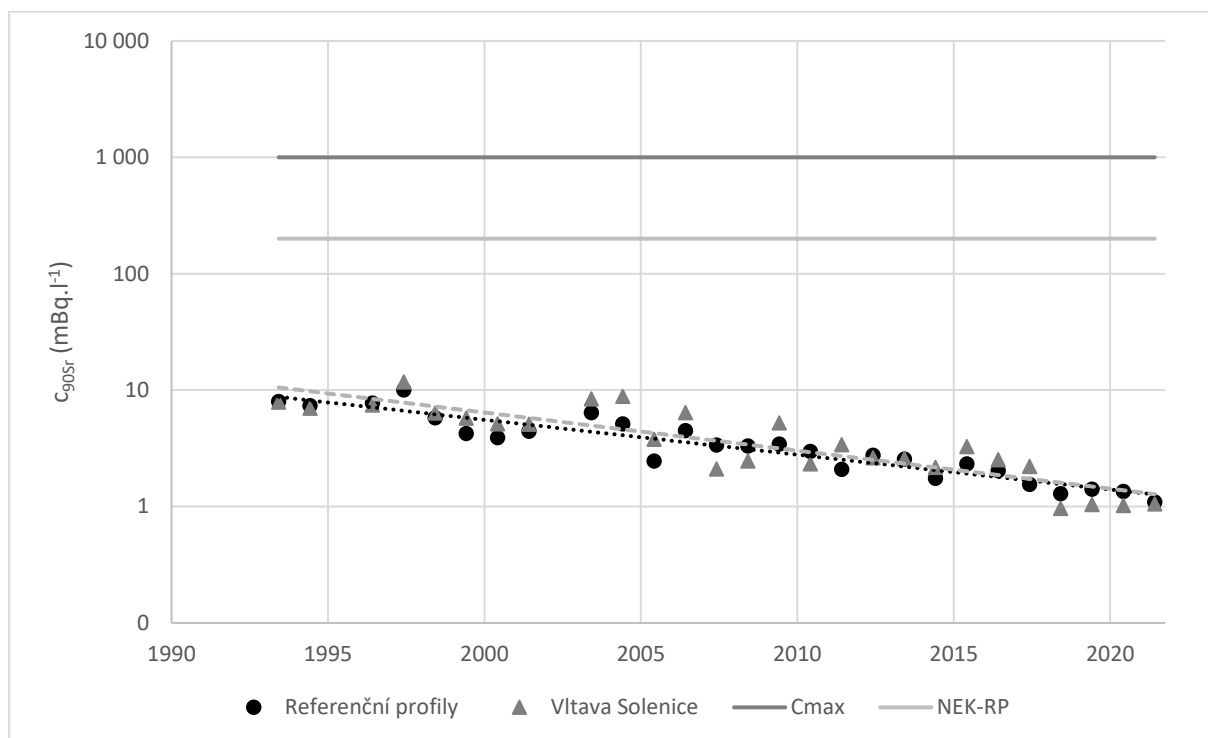


Obr. 1 Vývoj objemové aktivity ^{137}Cs ($c_{137\text{Cs}}$) v referenčních profilech, v profilu Vltava Solenice ovlivněném výpustmi z JE Temelín a hodnota přípustného znečištění C_{max} a NEK-RP podle NV 401/2015 Sb. [23]

Z Obr. 1 je zřejmé, že zatímco na začátku sledovaného období byly zjištěné roční průměrné objemové aktivity až desítky mBq.l⁻¹, v závěru tohoto období to bylo < 1 mBq.l⁻¹, a to jak v referenčních profilech, tak v profilu ovlivněném provozem JE Temelín. Většina hodnot v závěru hodnoceného období byla $< c_{\text{ND}}$. Zjištěné hodnoty jsou po celou dobu řádově nižší než je hodnota přípustného znečištění $c_{\text{max}} = 2$ Bq.l⁻¹ i než norma environmentální kvality, roční průměr NEK-RP = 0,5 Bq.l⁻¹ podle nařízení vlády 401/2015. Sb [22]. V první polovině devadesátých let byl pozorován výrazně rychlejší pokles aktivit. Pro období 1990 - 1994 byly v jednotlivých profilech vyhodnocené efektivní poločasy ^{137}Cs v rozmezí 1,1 – 2,8 r, na referenčních profilech to bylo průměrně 1,3 r, v profilu Vltava Solenice 1,4 r (přehled pro všechny profile je uveden v Tab. 1). Jedná se především o doznívající vliv havárie jaderného reaktoru v Černobylu. Po roce 1995 bylo pozorováno zpomalení rychlosti ubývání ^{137}Cs . V období 1995 – 2021 byly pozorované poločasy v rozmezí 9,5 – 13,3 r. Pro referenční profile to bylo 12,0 r, pro profil Vltava Solenice 12,3 r. Trvalý pokles objemových aktivit pokračoval i po roce 2000, kdy byla uvedena do provozu JE Temelín.

Stanovení ^{90}Sr je prováděno od roku 1993. Vývoj objemové aktivity ^{90}Sr je znázorněn na Obr. 2. Je uveden vážený průměr ročních objemových aktivit na referenčních profilech a roční průměrné objemové aktivity v profilu Vltava Solenice ovlivněném výpustmi z JE Temelín. Na začátku sledovaného období byly pozorovány roční průměrné objemové aktivity do 10 mBq.l⁻¹, na konci období pak pouze < 2 mBq.l⁻¹. Na všech sledovaných profilech byly pozorované hodnoty velmi podobné, jak v referenčních profilech, tak v profilu Vltava Solenice ovlivněném provozem JE Temelín. Zjištěné hodnoty jsou tedy po celou dobu řádově nižší než je hodnota přípustného znečištění $c_{\text{max}} = 1$ Bq.l⁻¹ i norma environmentální kvality roční průměr NEK-RP = 0,2 Bq.l⁻¹ podle nařízení vlády 401/2015 Sb. [22]. Po celé sledované období byl pozorován trvalý pokles ročních průměrných objemových aktivit ^{90}Sr . Na rozdíl od ^{137}Cs nebyla v průběhu

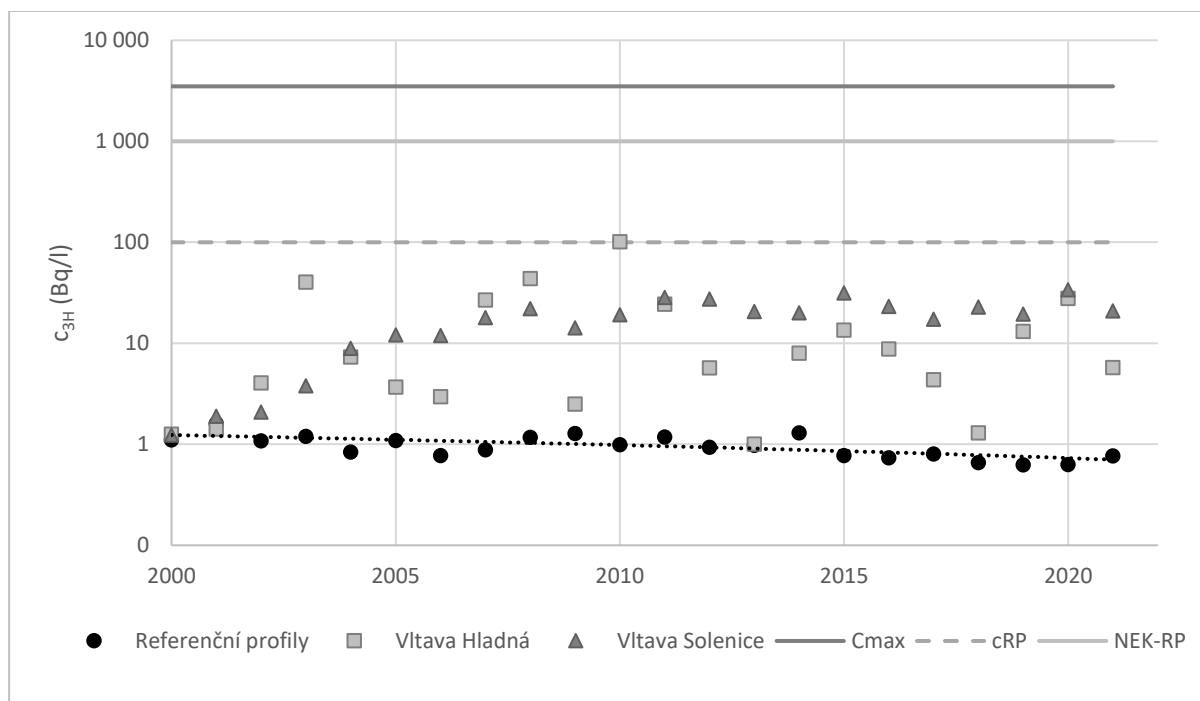
sledovaného období zjištěna změna v rychlosti tohoto poklesu. Vyhodnocený efektivní poločas byl na jednotlivých profilech velmi podobný, v rozmezí 8,4 – 10,8 r (Tab. 1).



Obr. 2 Vývoj objemové aktivity ^{90}Sr ($C_{90\text{Sr}}$) v referenčních profilech, v profilu Vltava Solenice ovlivněném výpustmi z JE Temelín a hodnota přípustného znečištění C_{max} a NEK-RP podle NV 401/2015 Sb. [22]

Tak jako v případě ^{137}Cs můžeme konstatovat, že vliv JE Temelín v ukazateli ^{90}Sr nebyl detekován na žádném profilu, resp. možný vliv je zcela překrytý reziduální kontaminací.

Sledování tritia bylo v hodnocených profilech zahájeno těsně před uvedením JE Temelín do provozu. Vývoj ročních průměrných objemových aktivit ^3H v referenčních profilech a profilech ovlivněných provozem elektrárny je znázorněn na Obr. 3.



Obr. 3 Vývoj objemové aktivity ^3H ($c_{3\text{H}}$) v referenčních profilech výpustmi z JE Temelín, v ovlivněných profilech Vltava Hladná a Solenice a hodnoty přípustného znečištění C_{max} a C_{RP} a NEK-RP podle NV 401/2015 Sb. [22]

Před spuštěním JE Temelín byla průměrná roční objemová aktivita ve všech profilech shodně cca $1,5 \text{ Bq.l}^{-1}$, od jejího spuštění je vidět postupné navyšování objemových aktivit ^3H v ovlivněných profilech, zatímco v referenčních profilech je pozorován mírný, ale trvalý pokles zjištěných aktivit. Na konci hodnoceného období (2021) byla průměrná roční objemová aktivita v referenčních profilech $< 1 \text{ Bq.l}^{-1}$ (většina hodnot byla $< c_{\text{ND}}$), v profilu Vltava Hladná to bylo přibližně 15 Bq.l^{-1} a v profilu Solenice 25 Bq.l^{-1} . V profilu Vltava Hladná měly zjištěné objemové aktivity (jak okamžité, tak roční průměrné) výrazně větší rozpětí hodnot než v profilu Vltava Solenice. Zjištěné hodnoty jsou na všech sledovaných profilech po celou dobu nižší než je hodnota přípustného znečištění $c_{\text{max}} = 3\,500 \text{ Bq.l}^{-1}$ i norma environmentální kvality roční průměr NEK-RP = $1\,000 \text{ Bq.l}^{-1}$. Současně v profilu Vltava Solenice, kde je relevantní i hodnocení, zda povrchová voda vyhovuje užívání pro úpravu na vodu pitnou, je splněn požadavek na nepřekročení přípustného znečištění roční průměrné hodnoty objemové aktivity tritia $c_{\text{RP}} = 100 \text{ Bq.l}^{-1}$ podle nařízení vlády 401/2015 Sb. [22].

Jak už bylo uvedeno dříve, v referenčních profilech neovlivněných provozem JE Temelín byl pozorován mírný pokles ročních průměrných hodnot v celém sledovaném období. Vyhodnocené efektivní poločasy byly delší než 20 r. To je více než je poločas přeměny ^3H $12,3 \text{ r}$ [6]. Je to dáno tím, že obsah tritia v atmosféře po testech jaderných zbraní v atmosféře v minulém století už je velmi malý a úroveň tritia se postupně blíží přirozenému pozadí, které je v ČR odhadováno na $0,6 \text{ Bq.l}^{-1}$ [10,24]. Příspěvek tritia z produkce jaderných elektráren jinde ve světě i u nás je na našem území velmi malý a v rámci celkových nejistot jej můžeme zanedbat [24].

Tabulka 1 Přehled vyhodnocených efektivních poločasů T_{ef} hodnocených radionuklidů v povrchové vodě

Radionuklid	Hodnocené období	Vltava Hněvkovice	Otava Topělec	Lužnice Koloděje	Referenční profily	Vltava Hladná	Vltava Solenice
		T_{ef} (r)					
^{137}Cs	1990 - 1994	$1,6 \pm 0,6$	$1,1 \pm 0,4$	$2,8 \pm 2,1$	$1,3 \pm 0,2$	-	$1,4 \pm 0,4$
	1995 - 2021	$9,5 \pm 1,0$	$13,3 \pm 2,9$	$12,9 \pm 1,6$	$12,0 \pm 1,3$	$11,6 \pm 1,8$ *)	$12,3 \pm 2,5$
^{90}Sr	1993 - 2021	$9,7 \pm 1,0$	$10,8 \pm 1,3$	$8,7 \pm 0,8$	$10,0 \pm 0,7$	$8,4 \pm 0,8$	$9,2 \pm 1,0$
^3H	2000 - 2021	$20,8 \pm 5,3$	-	$27,7 \pm 5,0$	$26,5 \pm 5,2$	-	-

*) 1996-2021

4. Závěr

Byl sledován vývoj radionuklidů ^{137}Cs , ^{90}Sr a ^3H v povrchových vodách v okolí JE Temelín. Více jak třicetileté sledování zahrnuje období před a po uvedení elektrárny do provozu, kdy byly sledovány profily nad i pod zaústěním odpadních vod. Na základě těchto výsledků je proto možné hodnotit vliv elektrárny na obsah těchto radionuklidů ve sledovaných profilech.

V případě ^{137}Cs a ^{90}Sr byl pozorován trvalý pokles objemových aktivit na všech hodnocených profilech – referenčních i ovlivněných výpustmi z JE Temelín. Zatímco na počátku sledovaného období byly pozorované roční průměrné objemové aktivity až desítky mBq.l^{-1} , na konci toho období byla většina hodnot menší než c_{ND} , tj. $< 0,5 \text{ mBq.l}^{-1}$ (^{137}Cs), resp. $< 2 \text{ mBq.l}^{-1}$ (^{90}Sr).

U tritia byl zaznamenán významný rozdíl ve vývoji objemových aktivit na ovlivněných a referenčních profilech. Na referenčních profilech byl pozorován mírný, ale trvalý pokles zjištěných aktivit. Na konci hodnoceného období (2021) byla většina hodnot $< c_{\text{ND}}$, průměrně $< 1 \text{ Bq.l}^{-1}$. Reziduální obsah tritia v atmosféře po testech jaderných zbraní v minulém století už je velmi malý a úroveň objemové aktivity tritia v povrchových vodách se postupně blíží přirozenému pozadí (cca $0,6 \text{ Bq.l}^{-1}$).

Souhrnně lze konstatovat, že provoz dvou bloků elektrárny s výkonem 2000, resp. 2250 MWe, nevedl k překročení hodnot přípustného znečištění ani norem environmentální kvality podle nařízení vlády 401/2015 Sb. v ukazatelích radioaktivních látek.

5. Poděkování

Tento článek byl připraven v rámci projektu č TK02010064 - Koncepce nového systému modelování šíření umělých radionuklidů v hydrosféře včetně asimilace dat pro potřeby státu při běžném provozu JEZ i jeho havárii s dopadem na okolí (MURAD), financovaného prostřednictvím Technologické agentury České republiky, program Théta.

6. Literatura

- [1] Hanslík, E. *Výzkum vlivu jaderně-energetických zařízení na životní prostředí. Zpráva*, Praha: VÚV TGM, 1995.
- [2] Hanslík, E. *Výzkum vlivu jaderně-energetických zařízení na životní prostředí. Zpráva*, Praha: VUV TGM, 1998.
- [3] Mynář, P. a kol., *Program sledování a hodnocení vlivů jaderné elektrárny Temelín na životní prostředí*, Brno: ČEZ, a.s., INVESTprojekt, spol. s r.o., 1999.
- [4] ČEZ, a.s., „Jaderná energetika v České republice,“ [Online]. Available: <https://www.cez.cz/cs/o-cez/vyrobní-zdroje/jaderna-energetika/jaderna-energetika-v-ceske-republice>. [Přístup získán 20. 4. 2022].
- [5] Lederer, C.M. and Shirley, V.S., *Table of isotopes*, 7th ed., New York: J. Willey&Sons, 1978.
- [6] Rozanski, K. and Groening, M., „Tritium assay in water samples using electrolytic enrichment and liquid scintillation spectrometry.,“ v *Quantifying uncertainty in nuclear analytical measurements*, IAEA, 2004, pp. 195-217.
- [7] Fechtnerová, M. *Zpráva o životním prostředí za rok 2001-2005*, ČEZ, a. s., Jaderná elektrárna Temelín, 2002-2006.

- [8] Lysáček, F. Zpráva o životním prostředí 2006-2021, ČEZ, a. s., Jaderná elektrárna Temelín, 2007-2022.
- [9] Marešová, D., Juranová, E. a Sedlářová, B. „Vliv Jaderné elektrárny Temelín –na obsah vybraných radionuklidů v povrchových vodách,“ *VTEI*, pp. 38-43, 2020, 4. ISSN 0322–8916, 1805-6555.
- [10] Marešová, D., Hanslík, E., Juranová, E. a Sedlářová, B. Determination of low-level tritium concentrations in surface water and precipitation in the Czech Republic. *Journal of radioanalytical and nuclear chemistry* [online]. 2017, 314(2), 681–687. ISSN 0236-5731. Dostupné z: doi:10.1007/s10967-017-5410-z
- [11] Hanslík, E., Ivanovová, D., Jedináková-Křížová, V., Juranová, E. a Šimonek, P., „Concentration of radionuclides in hydrosphere affected by Temelín nuclear power plant in Czech Republic,“ *Journal of Environmental Radioactivity*, pp. 558-563, 2009 (100) 7.
- [12] Ivanovová, D. a Hanslík, E. Vývoj objemové aktivity tritia v povodí řeky Vltavy. *Bezpečnost jaderné energie*, 2010, roč. 18 [56], č. 3/4, s. 68-75. ISSN 1210-7085.
- [13] ČSN EN ISO 5667-1, *Jakost vod - Odběr vzorků - Část 1: Návod pro návrh programu odběru vzorků a pro způsoby odběru vzorků*, ČNI, 2007.
- [14] ČSN EN ISO 5667-3, *Kvalita vod - Odběr vzorků - Část 3: Konzervace vzorků vod a manipulace s nimi*, ČAS, 2019.
- [15] ČSN ISO 5667-4, *Kvalita vod - Odběr vzorků - Část 4: Návod pro odběr vzorků z jezer a vodních nádrží*, ČAS, 2018.
- [16] ČSN EN ISO 5667-6, *Kvalita vod - Odběr vzorků - Část 6: Návod pro odběr vzorků z řek a potoků*, ÚNMZ, 2020.
- [17] ČSN EN ISO 10703, *Jakost vod - Stanovení objemové aktivity radionuklidů - Metoda spektrometrie záření gama s vysokým rozlišením*, ÚNMZ, 2016.
- [18] Kol. autorů. Metody radiochemického rozboru vod. Bulletin metodického střediska vodohospodářských laboratoří č. 22. 1973.
- [19] ČSN EN ISO 9698, *Kvalita vod – Tritium – Kapalinová scintilační měřicí metoda*, ČAS, 2019.
- [20] Nesměrák, I. „K problematice náhrad hodnot pod mezí stanovitelnosti při chemických analýzách a monitorování stavu vod, Vliv náhrady hodnot pod mezí stanovitelnosti polovinou meze stanovitelnosti na statistické charakteristiky souborů hodnot,“ v *Výzkum pro praxi 57*, Praha, VÚV TGM, 2009.
- [21] Smith, J. T. and Beresford, N. A. Chernobyl - Catastrophe and Consequences, New York: Springer, 2005.
- [22] Nařízení 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* ve znění pozdějších předpisů
- [23] Gat, J. R., Mook, W. G. a Meijer, H. A. J., „Environmental Isotopes and the Hydrological Cycle, Principles and Applications,“ v *Vol.2 Atmospheric Water*, IAEA, 2001.
- [24] Marešová, D., Hanslík, E., Juranová, E. a Sedlářová, B. „Stanovení velmi nízkých objemových aktivit tritia pro potřeby využití triti jako stopovače,“ *VTEI*, pp. 4-8, 2018 (60) 4.

Monitoring and evaluation of surface water quality and its changes in connection with the construction and operation of the Temelín Nuclear Power Plant

Keywords: Radionuclides, tritium, caesium 137, strontium 90, surface water, wastewater

Abstract

The paper presents results and interpretation of long-term monitoring of occurrence and behaviour of selected radionuclides in the vicinity of the Temelín Nuclear Power Plant. Temporal and spatial changes in concentrations of tritium, strontium 90 and caesium 137 were assessed. Concentrations of radionuclides were evaluated in surface water both affected and unaffected by waste water discharges from the Temelín NPP before and during the operation of the plant. The assessment included residual contamination from atmospheric tests of nuclear weapons in the last century and the Chernobyl accident in 1986. Results of long-term monitoring (1990 - 2021) were used for derivation of effective ecological half-lives. A decline in caesium 137 and strontium 90 concentrations was observed in all of the monitored sites. A very slow decline in tritium concentration at unaffected sites was observed. At sites downstream from the power plant the ^3H concentrations were significantly higher, an evident impact of the power plant operation. It can be stated, that operation of the Temelín NPP with two reactors with installed output 2250 MWe did not cause exceeding the values of permissible pollution and environmental quality standards according Government Regulation 401/2015 Col.

VÝSKYT ORGANICKY VÁZANÉHO TRITIA V SYSTÉMU PŘEHRADNÍ NÁDRŽE MOHELNO A NAVAZUJÍCÍM TOKU ŘEKY JIHLAVY

Ivo Světlík, Pavel Šimek, Nikola Pravdíková, Kateřina Pachnerová Brabcová

*CRL, ODZ, Ústav jaderné fyziky AV ČR, v.v.i., Na Truhlářce 39/64, 180 86 Praha 8
e-mail: svetlik@ujf.cas.cz*

V České republice se nacházejí dvě jaderné elektrárny (JE) vybavené lehkovodními tlakovými reaktory (PWR). Z hlediska dávkové zátěže okolní populace jsou ^{14}C a ^3H nejvýznamnějšími radionuklidy uvolňovanými do životního prostředí za běžného chodu jaderných elektráren s PWR. Rovněž, s ohledem na vysokou mobilitu sloučenin uhlíku a vodíku v životním prostředí a jejich základní roli v biosféře vyžadují radionuklidy jako ^3H a ^{14}C zvláštní pozornost (UNSCEAR 2000). Naše analytická laboratoř se dlouhodobě zabývá studiem výskytu těchto radionuklidů v okolí jaderných elektráren Temelín a Dukovany.

Tritium (^3H) je isotopem vodíku a je nízkoeenergetickým zářičem beta. Význam tritia je z hlediska dávkové zátěže dodnes diskutován a jeho chování v organismech je dosud předmětem výzkumu. Tritium, v chemické formě HTO, je spolu s vodou přijímáno rostlinami a živočichy a zabudovává se do organických sloučenin v jejich těle. Oproti formě HTO je doba zdržení organických látek v těle podstatně delší, proto organické formy tritia jsou z hlediska dávkové zátěže populace také významnější. Jelikož jaderná elektrárna Dukovany vypouští HTO do Skryjského potoka, vtékajícího do přehradní nádrže Mohelno, dochází v přehradní vodě k navýšení aktivity tritia o přibližně dva řády oproti přirozenému pozadí. Tato přehradní nádrž se nachází v poměrně úzkém a hlubokém údolí se sníženou možností ventilace. Z toho důvodu dochází ke značnému navýšení obsahu HTO ve vodních parách nad vodní plochou. Z těchto par přechází do rostlin přímo nebo spolu s dešťovými srážkami, strhávajícími HTO ze vzduchu.

Stanovení organicky vázaného tritia ve vzorcích bioty je poměrně náročné a vyžaduje speciální laboratorní vybavení pro spalování. Naše pracoviště v minulých letech popsalo poměrně rozsáhlou unikátní přírodní oblast, kde je tato chemická forma tritia přítomna v koncentracích až o dva řády převyšujících současné pozadové hodnoty, a kde (mj.) chování tritia v rostlinných a živočišných organismech může být studováno v jejich přirozeném prostředí. V našem příspěvku bude diskutován námi použitý analytický postup spolu s výsledky několika odběrových kampaní v této zajímavé oblasti.

POVINNOSTI PROVOZOVATELŮ ÚPRAVEN PITNÉ VODY VE VZTAHU K RADIAČNÍ OCHRANĚ

Ing. Hana Procházková
Státní úřad pro jadernou bezpečnost
E-mail: hana.prochazkova@sujb.cz

Klíčová slova: radiační ochrana, radon, úpravna pitné vody, pracoviště s možným zvýšeným ozářením z radonu, pracoviště s možností zvýšeného ozáření z přírodního zdroje záření

Abstrakt

V České republice radiační ochranu na pracovištích s přírodními zdroji ionizujícího záření vymezuje zákon č. 263/2016 Sb., atomový zákon. Tento zákon zavedl některé nové pojmy a povinnosti, týkající se ozáření z radonu na pracovišti (§ 96 a 97 zákona). Povinnosti spočívají v oznamování informací Státnímu úřadu pro jadernou bezpečnost, zajištění měření na pracovišti, informování pracovníků o riziku a optimalizaci radiační ochrany. Podrobnosti stanoví vyhláška č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje (dále vyhláška) v § 92 až 95.

Za pracoviště s možným zvýšeným ozářením z radonu se podle § 96 odst. 1 zákona považuje:

- a) *pracoviště v podzemí,*
- b) *pracoviště, na němž je čerpáním, shromažďováním nebo jiným obdobným způsobem nakládáno s vodou z podzemního zdroje, zejména čerpací stanice, lázeňské zařízení, stáčírna, úpravna vody nebo vodojem,*
- c) *pracoviště umístěné v podzemním nebo prvním nadzemním podlaží budovy, které splňuje podmínky stanovené vyhláškou v § 92 a v příloze č. 25.*

Zákon č. 263/2016 Sb., atomový zákon, stanoví v § 93 a vyhláška specifikuje v § 91 pracoviště s možností zvýšeného ozáření z přírodního zdroje záření:

- a) *paluba letadla při letu ve výšce nad 8 km,*
- b) *pracoviště s materiálem se zvýšeným obsahem přírodního radionuklidu.*

Další požadavky stanoví vyhláška č. 422/2016 Sb. v § 88 až 90. Dále jsou v § 91 stanoveny povinnosti při uvolňování radioaktivní látky z pracoviště s možností zvýšeného ozáření z přírodního zdroje záření.

Zákon č. 263/2016 Sb., atomový zákon (dále zákon), upravil povinnosti týkající se ozáření z radonu na pracovišti. Požadavky stanovené zákonem upřesňuje vyhláška č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje (dále vyhláška).

Za pracoviště s možným zvýšeným ozářením z radonu, se podle § 96 odst. 1 zákona písmeno b) považuje pracoviště, na němž je čerpáním, shromažďováním nebo jiným obdobným způsobem nakládáno s vodou z podzemního zdroje, zejména čerpací stanice, lázeňské zařízení, stáčírna, úpravna vody nebo vodojem.

Povinnosti vztahující se na provozovatele pracoviště jsou uvedeny v § 96 odst. 2 zákona:

- a) **oznamovat SÚJB informace o pracovišti**
- b) **zajistit měření za účelem stanovení efektivní dávky pracovníka na pracovišti a evidenci výsledků měření a efektivní dávky pracovníka, s výjimkou pracoviště, kde obsluha na pracovišti nepřekročí 100 hodin za rok,**
- c) **zajistit optimalizaci radiační ochrany, pokud je měřením prokázáno překročení referenční úrovně objemové aktivity radonu 300 Bq/m³,**

- d) informovat pracovníky o možném zvýšeném ozáření z radonu, výsledcích měření na pracovišti, efektivních dávkách a provedených opatřeních ke snížení ozáření z radonu.

Vyhláška stanoví rozsah, způsob a četnost provádění měření za účelem stanovení efektivní dávky pracovníka na pracovišti a pravidla stanovení efektivní dávky pracovníka (§ 93), podrobnosti vedení evidence výsledků měření a efektivní dávky pracovníka (§ 94), rozsah a obsah informací o pracovišti oznamovaných SÚJB, požadavky na optimalizaci radiační ochrany na pracovišti (§ 95).

Na SÚJB musí být o pracovišti s možným zvýšeným ozářením z radonu oznamovány následující informace:

- a) identifikační údaje osoby vykonávající činnost, při které je provozováno pracoviště,
- b) název a adresa pracoviště,
- c) typ pracoviště podle § 96 odst. 1 atomového zákona,
- d) popis pracoviště, organizace, způsobu a režimu práce, ventilačních poměrů a doby pobytu pracovníka na pracovišti,
- e) popis optimalizace radiační ochrany na pracovišti a
- f) v případě, že je splněna podmínka podle § 97 odst. 1 atomového zákona, popis opatření přijatých k zajištění radiační ochrany a popis zajištění požadavků podle § 97 odst. 2 atomového zákona na pracovišti.

Uvedené informace musí být SÚJB oznámeny poprvé před zahájením provozu pracoviště a následně při každé jejich změně; k oznámení údajů lze využít formulář evidenční list (EL).

Na pracovišti s možným zvýšeným ozářením z radonu musí být prováděno měření k posouzení, zda je překročena referenční úroveň 300 Bq/m^3 pro průměrnou objemovou aktivitu radonu na pracovišti. Tam, kde bylo zjištěno překročení referenční úrovně, musí být na základě opakovaného měření a stanovení efektivní dávky posouzeno, zda může být u některého pracovníka překročena hodnota efektivní dávky 6 mSv za 12 měsíců. V případě práce na více pracovištích s možným zvýšeným ozářením z radonu musí být efektivní dávky pracovníka sčítány. Měření na pracovišti musí být provedeno držitelem povolení k vykonávání služeb významných z hlediska radiační ochrany podle § 9 odst. 2 písm. h) bod 2 zákona – stanovování osobních dávek na pracovišti s možným zvýšením ozářením z radonu nebo držitelem povolení k provádění služeb dle § 9 odst. 1 zákona č. 18/1997 Sb., ve znění pozdějších předpisů, tedy služby osobní dozimetrie pro účely § 6 odst. 3 písm. b) tohoto zákona. Seznam držitelů povolení je zveřejněn na webových stránkách SÚJB, jedná se o činnost stanovování osobních dávek pracovníků na pracovišti s možností zvýšeného ozáření z přírodního zdroje záření a na pracovišti s možným zvýšeným ozářením z radonu.

Zákon č. 263/2016 Sb., atomový zákon (dále zákon) a vyhláška č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje (dále vyhláška), stanoví (§ 93 odst. 1 zákona a § 91 vyhlášky) **pracoviště s možností zvýšeného ozáření z přírodního zdroje záření:**

- a) paluba letadla při letu ve výšce nad 8 km,
- b) pracoviště s materiálem se zvýšeným obsahem přírodního radionuklidu.

Pracovištěm s materiálem se zvýšeným obsahem přírodního radionuklidu je pracoviště, na kterém se provádí vyjmenované činnosti. Pod písmenem o) je zahrnut provoz zařízení na úpravu vlastností podzemní vody nebo nakládání s vodárenskými kaly z úpravy vody z podzemního zdroje. Některé případy mohou být posuzovány i jako nakládání s materiálem, u kterého bylo prokázáno, že obsah přírodního radionuklidu v něm přesahuje uvolňovací úroveň nebo zvyšuje příkon prostorového dávkového ekvivalentu o více než $0,5 \text{ } \mu\text{Sv/h}$.

Základní povinnosti při provozování pracovišť s možností zvýšeného ozáření z přírodního zdroje záření jsou zakotveny v § 93 zákona:

- a) zajistit měření za účelem stanovení osobních dávek pracovníků a evidenci výsledků měření a osobních dávek pracovníků, nově platí pro všechna předmětná pracoviště (včetně těch, kde doba obsluhy na pracovišti nepřekročí 100 hodin za kalendářní rok)
- b) oznamovat SÚJB informace o pracovišti, výsledcích měření a osobních dávkách pracovníků,
- c) zajistit optimalizaci radiační ochrany pracovníků, pokud je překročena stanovená úroveň,
- d) zajistit ochranu těhotných žen podle § 64 odst. 3 a
- e) informovat pracovníky
 - o možném zvýšeném ozáření z přírodního zdroje záření,
 - o výsledcích měření na pracovišti,
 - o provedených opatřeních ke snížení ozáření.

Pokud po provedení optimalizace radiační ochrany podle § 93 odst. 2 písm. c) zákona může na pracovišti s možností zvýšeného ozáření z přírodního zdroje záření překročit ozáření pracovníka efektivní dávku 6 mSv za rok, pracoviště se považuje za pracoviště se zvýšeným ozářením z přírodního zdroje záření.

Základní povinnosti při provozování pracovišť se zvýšeným ozářením z přírodního zdroje záření definuje § 94 zákona:

- a) vymezit pracoviště nebo jeho část, kde může efektivní dávka pracovníka překročit 6 mSv za rok, označit je a zabezpečit proti vstupu nepovolaného,
- b) zařadit svého pracovníka jako radiačního pracovníka kategorie A,
- c) provést každoroční poučení pracovníka o radiačním riziku na pracovišti,
- d) zajistit pracovníkovi pracovně-lékařské služby podle § 80 zákona,
- e) zpracovat pokyny pro práci na pracovišti včetně pokynů pro její bezpečné vykonávání a pro vstup fyzické osoby, která není pracovníkem, na pracoviště,
- f) zajistit pro pracovníka ochranné pracovní pomůcky,
- g) zajistit zpracování postupu monitorování pracoviště a pracovníků a
- h) zajistit vedení dokumentace o rozsahu a způsobu zajištění radiační ochrany.

Pro uvolňování radioaktivní látky z pracoviště s materiálem se zvýšeným obsahem přírodního radionuklidu platí následující povinnosti podle § 95 zákona:

- a) předcházet neodůvodněnému nahromadění radioaktivní látky uvolňované z pracoviště,
- b) zajistit měření a hodnocení obsahu radionuklidů v radioaktivní látce uvolňované z pracoviště, a to včetně případů, kdy je uvolňovaná radioaktivní látka určena pro opakované použití nebo recyklaci,
- c) výsledky měření evidovat a oznamovat SÚJB,
- d) zpracovat vnitřní předpis pro nakládání s radioaktivní látkou uvolňovanou z pracoviště
- e) v případě použití radioaktivní látky uvolňované z pracoviště k výrobě stavebního materiálu informovat výrobce stavebního materiálu o druhu a aktivitě uvolňované radioaktivní látky.

Radioaktivní látku lze uvolňovat z pracoviště stanoveného v § 93 odst. 1 písm. b) zákona bez povolení SÚJB, nejsou-li překročeny uvolňovací úrovně stanovené vyhláškou a pouze v případě, že efektivní dávka každého jednotlivce z obyvatelstva způsobená v kalendářním roce uvolněním radioaktivní látky je menší než 0,3 mSv. Radioaktivní látku lze uvolňovat z pracoviště stanoveného v § 93 odst. 1 písm. b) zákona bez povolení SÚJB též v případě použití uvolňované radioaktivní látky k výrobě stavebního materiálu. Uvolňování radioaktivních látek z pracoviště je nutné oznámit SÚJB nejméně 60 dní předem.

Měření a hodnocení obsahu radionuklidů v radioaktivní látce uvolňované z pracoviště s možností zvýšeného ozáření z přírodního zdroje záření musí být prováděno zejména u usazenin,

kalů, použitých filtrů, odpadů a odpadní vody uvolňované mimo pracoviště i materiálů z tohoto pracoviště určených k opakovanému použití nebo recyklaci. Měření a hodnocení musí být prováděno poprvé při zahájení provozu pracoviště a poté při změně, která by mohla ovlivnit obsah radionuklidů v radioaktivní látce, nejméně jednou za 12 měsíců. Protokoly s výsledky měření a hodnocení obsahu radionuklidů v radioaktivní látce uvolňované z pracoviště musí být SÚJB předávány do 1 měsíce a zároveň musí být uchovávány na pracovišti po dobu provozování a dále nejméně 5 let od ukončení provozu pracoviště.

Vnitřní předpis pro nakládání s radioaktivní látkou uvolňovanou z pracoviště s možností zvýšeného ozáření z přírodního zdroje záření musí obsahovat výčet radioaktivních látek vyskytujících se na pracovišti včetně údajů o obsahu radionuklidů v nich, popis nakládání s radioaktivní látkou na pracovišti včetně způsobu uvolnění z pracoviště, pokyny pro bezpečné nakládání s radioaktivní látkou na pracovišti a postupy evidence množství radioaktivní látky.

V případě překročení uvolňovacích úrovní stanovených vyhláškou lze radioaktivní látku z pracoviště s možností zvýšeného ozáření z přírodního zdroje záření uvolnit pouze na základě povolení k uvolňování vydaného SÚJB, nejedná se však o nakládání s radioaktivním odpadem.

Literatura

1. Zákon č. 263/2016 Sb., atomový zákon
2. Vyhláška č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje
3. Státní úřad pro jadernou bezpečnost (2018, rev. 2022): Doporučení SÚJB: Stanovování osobních dávek na pracovištích s možným zvýšeným ozářením z radonu
4. Státní úřad pro jadernou bezpečnost (2018): Doporučení SÚJB: Stanovování osobních dávek na pracovištích s materiálem se zvýšeným obsahem přírodního radionuklidu
5. Státní úřad pro jadernou bezpečnost (2018): Doporučení SÚJB: 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
6. Směrnice rady 2013/59/EUROATOM, kterou se stanoví základní bezpečnostní standardy ochrany před nebezpečím vystavení ionizujícímu záření
7. Směrnice rady 98/83/ES o jakosti vody určené k lidské spotřebě
8. Směrnice rady 2013/51/EUROATOM, kterou se stanoví požadavky na ochranu zdraví obyvatelstva, pokud jde o radioaktivní látky ve vodě určené k lidské spotřebě
9. World Health Organisation: Guidelines for Drinking-water Quality, 2017
10. World Health Organisation: Management of Radioactivity in Drinking-water, 2018

Kontakt na inspektory SÚJB, Oddělení přírodních zdrojů

Územní působnost (okres)	Kontaktní adresa, jméno inspektora	Kontakt
Ostrava-město, Frýdek-Místek, Karviná, Opava, Nový Jičín, Olomouc, Šumperk, Jeseník, Bruntál, Přerov, Vsetín	SÚJB, Oddělení přírodních zdrojů, RNDr. Ivana Ženatá, vedoucí oddělení Syllabova 21, 703 00 Ostrava 3	RNDr. Ivana Ženatá ivana.zenata@sujb.cz 555 302 723
Hl. m. Praha, Benešov, Beroun, Kladno, Kolín, Kutná Hora, Mělník, Mladá Boleslav, Nymburk, Praha-východ, Praha-západ, Příbram, Rakovník, Jindřichův Hradec, Tábor	SÚJB, Oddělení přírodních zdrojů, Ing. Růžena Šináglová Senovážné nám. 9, 110 00 Praha 1	Ing. Růžena Šináglová ruzena.sinaglova@sujb.cz 221 624 715
Plzeň-město, Plzeň-sever, Plzeň-jih, Rokycany, Klatovy, Domažlice, Tachov, Cheb, Sokolov, Karlovy Vary, Prachatice, ČEVAK	SÚJB, Oddělení přírodních zdrojů, Mgr. Marcela Velkoborská Klatovská třída 2739/200F 301 00 Plzeň	Mgr. Marcela Velkoborská marcela.velkoborska@sujb.cz 378 402 718
Ústí nad Labem, Teplice, Most, Chomutov, Litoměřice, Děčín, Louny, Česká Lípa, Liberec, Jablonec, Český Krumlov, Strakonice	SÚJB, Oddělení přírodních zdrojů, Mgr. Jana Plotnářková Habrovice 52, 403 40 Ústí n. L.	Mgr. Jana Plotnářková jana.plotnarkova@sujb.cz 417 662 713
Semily, Trutnov, Jičín, Náchod, Hradec Králové, Pardubice, Rychnov nad Kněžnou, Chrudim, Havlíčkův Brod, Svitavy, Ústí nad Orlicí, Písek, České Budějovice	SÚJB, Oddělení přírodních zdrojů, Ing. Hana Procházková Piletická 57, 500 03 Hradec Králové	Ing. Hana Procházková hana.prochazkova@sujb.cz 498 652 705
Blansko, Brno-město, Brno-venkov, Vyškov, Prostějov, Kroměříž, Zlín, Břeclav, Hodonín, Uher. Hradiště, Jihlava, Třebíč, Znojmo, Žďár nad Sázavou, Pelhřimov	SÚJB, Oddělení přírodních zdrojů, Bc. Hana Jurkovská Třída kpt. Jaroše 5, 602 00 Brno	Bc. Hana Jurkovská hana.jurkovska@sujb.cz 515 902 781

RESPONSIBILITIES OF MANAGEMENT OF DRINKING WATER TREATMENT PLANTS IN RELATION TO RADIATION PROTECTION

Keywords: Radiation Protection, Radon, Water treatment plant, Workplaces with potentially increased exposure to radon, Workplace with the possibility of increased radiation from a natural source of radiation

Abstract

The Radiation protection in workplaces with natural sources of ionizing radiation in the Czech Republic is defined by Act No. 263/2016 Coll., The Atomic Act. This Act introduced some new concepts and requirements regarding radiation from radon at the workplace (§ 96 and 97 of the Atomic Act). Requirements consist of the notification of information to State Office for Nuclear Safety, measurements at the workplace, the informing of workers about the risk and the optimization of radiation protection. For details, Decree No. 422/2016 Coll., On Radiation Protection and the Security of Radionuclide Source (next Decree), is set out in § 92 to 95.

Workplaces with potentially increased exposure to radon according to § 96 are considered:

- a) underground workplaces,
- b) the workplaces where are collected, pumped or otherwise treated with water from underground source, in particular a pumping station, the spa facilities, a bottling plants, the water treatment plants or a reservoirs,
- c) the workplaces located in the underground or first floor of a building that meets the conditions set out in the Decree in § 92 and in Annex 25.

Act No. 263/2016 Coll., The Atomic Act, in § 93 and Decree No. 422/2016 Coll. in § 91 defined of the Workplace with the possibility of increased radiation from a natural source of radiation:

- a) the deck of an aircraft over a height of 8 km,
- b) the workplace with naturally occurring radioactive materials.

Additional requirements are set out in Decree No. 422/2016 Coll. in § 88 to 90. In § 91 there are defined requirements for release of radioactive material from the workplace with naturally occurring radioactive materials.

VLIV VYSOKÝCH OBJEMOVÝCH AKTIVIT RADONU NA KVALITU PODZEMNÍ VODY

Růžena Šináglová

Státní úřad pro jadernou bezpečnost, Senovážné nám. 9, 110 01 Praha 1,

E-mail: ruzena.sinaglova@sujb.cz

Klíčová slova: podzemní voda, radon 222, polonium 210

Abstrakt

Tématem příspěvku je informace o výskytu Po-210 v podzemní vodě s vysokou objemovou aktivitou radonu. Zdrojem podzemní vody je hloubkový vrt, kde voda není v přímém kontaktu s horninovým prostředím obsahujícím uran, obsahuje pouze radon a jeho dceřiné produkty. Vrt není z důvodu nevyhovujících radiologických i hygienických parametrů využíván jako zdroj pitné vody, přesto krátkodobě ovlivnil zdroj pitné vody nacházející se v jeho bezprostřední blízkosti. Po dobu několika měsíců od zprovoznění vrtu byla zaznamenána vyšší aktivita alfa v pitné vodě dodávané do sítě vodovodu, kde zdrojem pitné vody je mělká kopaná studna nacházející se v bezprostřední blízkosti vrtu. Příčinou zvýšené aktivity alfa v pitné vodě byla kontaminace zdroje pitné vody radonem, ke které došlo v důsledku zprovoznění vrtu a narušení hydrogeologických poměrů v dané lokalitě. Zjištění všech prezentovaných skutečností bylo provedeno v rámci dozoru SÚJB v oblasti přírodních zdrojů, měření vody byla předána SÚJB dodavatelem vody nebo provedena v rámci podpory dozoru SÚJB.

1. Úvod

Náhly nečekaný výskyt Po-210 byl zaznamenán v pitné vodě vodovodu, který je v provozu od roku 2005. Celková objemová aktivita alfa (COAA) v dodávané pitné vodě je zde nízká (0,02 Bq/l). Z důvodu vyšší objemové aktivity radonu (OAR) cca 700 Bq/l v surové vodě ve zdroji pitné vody, kterým je mělká kopaná studna, je před vstupem do sítě voda upravována v úpravně vody s instalovaným odradonovacím zařízením, dodávaná pitná voda tak splňuje požadavky atomového zákona pro pitnou vodu.

Změna tohoto dlouhodobě příznivého stavu byla zaznamenána v květnu 2020, po patnáctiletém bezproblémovém provozu vodovodu. Při pravidelném každoročním měření pitné vody byla zjištěna nečekaně vysoká hodnota COAA 1,4 Bq/l, která převyšovala vyšetřovací úroveň (VÚ) 0,2 Bq/l a nekorespondovala s dosud zjištěnými hodnotami. Následnými odběry vody a měřeními obsahu přírodních radionuklidů v pitné vodě bylo prokázáno, že na zvýšení COAA se největší mírou podílí Po-210. Tento stav trval od března do srpna 2020, COAA alfa postupně klesala, v srpnu 2020 již byla pod stanovenou vyšetřovací úrovní, v březnu 2021 již byly výsledky COAA srovnatelné s předchozími roky. V průběhu roku 2021 prováděl SÚJB opakovaná měření dodávané pitné vody pro ověření toho, že se kvalita vody z radiologického hlediska již nemění. Hodnoty obsahu přírodních radionuklidů v pitné vodě zjišťované v roce 2021 odpovídaly hodnotám vykazovaným v letech 2005–2019. Bylo tak potvrzeno, že zvýšení COAA vysvětlené přítomností Po-210 se v dodávané pitné vodě projevovalo jen v období od března do července 2020. Jednalo se tak o přechodný stav trvající krátkodobě v důsledku kontaminace zdroje pitné vody radonem, ke které došlo patrně vlivem změny hydrogeologických poměrů v dané lokalitě po zprovoznění hloubkového vrtu.

2. Příčina výskytu Po-210 v dodávané pitné vodě

V březnu 2020 byl z důvodu opakovaného nedostatku vody během sucha, vyvrtán v areálu úpravní vody nový vrt k posílení zdroje stávajícího, v důsledku toho však patrně došlo k uvolnění vysokých objemových aktivit radonu, který kontaminoval blízký stávající zdroj vody. Šlo o přechodný jev, kdy se postupně kvalita stávajícího zdroje navracela k původním hodnotám. Výsledky měření pitné vody zjištěné v letech 2020 a 2021 jsou uvedeny v následujících tabulkách.

Tabulka 1 Výsledky měření pitné vody dodávané do sítě v roce 2020

Datum měření	COAA (Bq/l)	Po-210 (Bq/l)	Pozn.
5. 5. 2020	1,4		Poprvé zaznamenáno zvýšení COAA
28. 7. 2020	0,42	0,20	ID 0,19 mSv/rok
26. 8. 2020	0,17	0,058	COAA již pod VÚ 0,2 Bq/l

Tabulka 2 Výsledky měření pitné vody dodávané do sítě v roce 2021

Datum měření	COAA (Bq/l)	Po-210 (Bq/l)
12. 4. 2021	0,041	
16. 6. 2021	0,08	0,011
12. 7. 2021	0,06	0,013
4. 8. 2021	0,07	0,0082

Změnu kvality dodávané pitné vody způsobila krátkodobá, naštěstí ne trvalá, kontaminace stávajícího zdroje pitné vody radonem. Vyvrtáním hloubkového vrtu v bezprostřední blízkosti zdroje pitné vody došlo k uvolnění radonu, který se patrně dostal do blízké mělké studny a do jejího okolí. Protože voda ze stávajícího zdroje vody je odradonována, neprojevovalo se to zvýšením objemové aktivity radonu, ale zvýšením COAA v důsledku rychlého rozpadu radonu a krátkého poločasu jeho dceřiných produktů emitujících záření alfa, Po-218 má poločas rozpadu 3,1 min, Bi-214 19,9 min, Po 214 $164,3 \cdot 10^{-6}$ s. Z dceřiných produktů rozpadu radonu se na COAA v případě kontaminace vody radonem zcela nesporně nejvíce podílí Po-210, které se s poločasem 138,4 dní rozpadá na již stabilní Pb-206.

3. Radiologické vlastnosti vody z vrtu

Z důvodu nevyhovujících hygienických požadavků pro pitnou vodu nebylo o využití podzemní vody z vrtu uvažováno, proto v ní nebyl v roce 2020 zjišťován obsah přírodních radionuklidů. Po zjištění ovlivnění kvality vody stávajícího zdroje v důsledku realizace vrtu, byla následně sledována také voda z nevyužívaného nového vrtu a věnována pozornost jejím radiologickým vlastnostem. Ve vodě z vrtu byl zjištěn vysoký obsah radonu až 2800 Bq/l, COAA až 1,53 Bq/l byla vždy vysvětlena přítomností Po-210. Na kvalitě vody se nijak neprojevovalo ani intenzivní čerpání vody. Vysoké koncentrace radonu ve vodě byly zjištěny po celou dobu sledování a lze je tak považovat za trvalou vlastnost této vody.

Tabulka 3 Výsledky měření vody z vrtu zjištěné v roce 2021

Datum měření	COAA (Bq/l)	Po-210 (Bq/l)	OAR
10. 2. 2021	1,338		2427
3. 3. 2021	1,5	0,640	
16. 6. 2021	1,42	0,74	
12. 7. 2021	1,130	1,17	
4. 8. 2021	1,46	1,22	
29. 9. 2021	1,53	0,99	2850

Po-210 je členem uranové rozpadové řady a je dceřiným produktem Rn-222. Dceřiné prvky pocházející z radonu rozpuštěného ve vodě, jsou ve vodě velmi jemně rozptýleny a tvoří v podstatě pravý roztok. Z pevných uranových rud by se Po-210 do vody v takové míře, jak bylo zjištěno v daném případě, neuvolnilo. Pokud je podzemní voda vystavena vysokým objemovým aktivitám radonu, je důsledkem tohoto stavu zvýšený výskyt Po-210 ve vodě.

4. Závěr

Popisovaný případ ukazuje na potřebu věnovat pozornost tomu, že radon rozpuštěný ve vodě může být příčinou zvýšených hodnot celkové objemové aktivity alfa i v takových podzemních vodách, které nepřicházejí do přímého styku s podložím obsahujícím uran. V takových případech pak není aktivita alfa, jako to ve většině případů rozborů pitných vod očekáváme, tvořena uranem a radiem, ale výhradně jen konečnými rozpadovými produkty radonu, především Po-210. Popsaný případ také poukazuje na to, že při hledání nových zdrojů vody je také třeba věnovat pozornost možnému ovlivnění hydrogeologických poměrů v území a předvídat možné ovlivnění stávajících okolních zdrojů pitné vody, které nemusí vždy, tak jako v daném případě, být pouze dočasné.

LITERATURA

[1] Zákon č. 263/2016 Sb., atomový zákon

[2] Vyhláška č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje

[3] Státní úřad pro jadernou bezpečnost (2017): Doporučení: Měření a hodnocení obsahu přírodních radionuklidů v pitné vodě pro veřejnou potřebu a v balené vodě, čj. SÚJB/OS/19078/2017, DR-RO-5.1(rev.0.0)

EFFECT OF RADON'S HIGH-VOLUME ACTIVITIES ON QUALITY OF GROUNDWATER

Key words: Groundwater, Radon 222, Polonium 210

Abstract

The topic of this contribution is the information on the occurrence of Po-210 in groundwater with high-volume activity of radon. The source of groundwater is a deep drill hole where the water is not in direct contact with the rock environment containing uranium, it contains only radon and its daughter products. The drill hole is not used as a source of drinking water due to unsatisfactory radiological and hygienic parameters however, it has a short-term effect on the source of drinking water located in its immediate vicinity. Higher alpha activity was detected in the drinking water supplied to the water supply network after several months from the commissioning of the drill hole, where the source of drinking water is a shallow dug well located in the immediate vicinity of the drill hole. The cause of the increased alpha activity in drinking water was the contamination of the drinking water source by radon which occurred as a result of the drill hole commissioning and by the disruption of the hydrogeological conditions in the given locality. The findings of all presented facts were performed under the supervision of SUJB in the area of natural resources. Water measurements were handed over to SUJB by the water supplier or performed within the support of SUJB supervision.

APLIKACE ATOMOVÉHO ZÁKONA V PROVOZOVATELSKÉ PRAXI VODÁRNY PLZEŇ a. s.

Ing. Martina Klimtová

VODÁRNA PLZEŇ, a.s., Malostranská 143/2, 317 68 Plzeň

e-mail: martina.klimtova@vodarna.cz

Klíčová slova: atomový zákon, přírodní radionuklidy ve vodě, úprava podzemní vody, pracoviště se zvýšeným ozářením z radonu

Abstrakt

Koncem roku 2016 prošel zákon č. 18/1997 Sb., určující požadavky na obsah přírodních radionuklidů ve vodě, právní úpravou a počínaje rokem 2017 platí nový atomový zákon č. 263/2016 Sb. a prováděcí vyhláška č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje. Pro dodavatele vody určené k veřejnému zásobování pitnou vodou se novým legislativním předpisem změnil rozsah požadavků a povinností v oblasti radiační ochrany. VODÁRNA PLZEŇ a.s. kromě úpravny vody v Plzni, využívající surovou vodu z povrchového zdroje, provozuje dalších 25 úpraven rozmístěných v sousedních okresech, které upravují surovou vodu z podzemních zdrojů. V příspěvku budou prezentovány zkušenosti provozovatele s naplňováním požadavků souvisejících s výše uvedenou platnou legislativou.

1. Úvod

VODÁRNA PLZEŇ, a. s. (VP) provozuje rozsáhlou vodohospodářskou infrastrukturu na území západočeské metropole a jejího blízkého okolí. V komplexu úpravy vody (ÚV) Plzeň, jejímž zdrojem je tekoucí povrchová voda z řeky Úhlavy, se prostřednictvím tří separačních stupňů upravuje surová voda do kvality pitné vody, kterou je zásobováno více než 200 000 odběratelů z Plzně a přilehlých cca 30 měst a obcí. VP vedle ÚV Plzeň a plzeňské distribuční sítě provozuje dalších 43 vodovodů v sousedních okresech: Plzeň – sever, Plzeň – jih a Rokycany. Jedná se výhradně o vodovody pro veřejnou potřebu se zdrojem podzemní vody, která v 25 lokalitách vyžaduje úpravu, aby splnila předepsané parametry vody pitné. Z celkového počtu 43 vodovodů se zdrojem podzemní vody, je v 5 objektech (1x ve vodojemu a 4x v ÚV) instalováno aerační zařízení za účelem odstranění vysokého obsahu radonu z podzemní vody. Pro VP, jakožto významného provozovatele Plzeňského kraje, znamenalo nabytí účinnosti atomového zákona č. 263/2016 Sb. [1] a jeho prováděcí vyhlášky č. 422/2016 Sb. [2] několik zásadních změn ve vztahu k požadavkům na obsah přírodních radionuklidů v dodávané pitné vodě, které předepisoval zákon č. 18/1997 Sb. a prováděcí vyhláška č. 307/2002 Sb. Nový atomový zákon č. 263/2016 Sb. a vyhláška č. 422/2016 Sb. vstoupily v platnost k 1. 1. 2017. Státní úřad pro jadernou bezpečnost (SÚJB) stanovil období celého roku 2017 jako období přechodné. Oddělení technologie pitné vody VP, které mimo jiné zajišťuje plánování odběrů vzorků určených k analýzám obsahu přírodních radionuklidů v surové, upravované a upravené vodě, komunikaci s příslušnou laboratoří, hodnocení výsledků radiologických rozborů a pravidelnou komunikaci s kontrolním orgánem (SÚJB), přechodné období roku 2017 plně využilo k orientaci v nových legislativních předpisech, k objasnění vyplývajících požadavků, k úpravě plánů kontroly a povinností dodavatelů pitné vody a také k přípravě zavedení souvisejících činností v provozech společnosti VP.

2. Přechod na novou právní úpravu

Nový atomový zákon [1] s prováděcí vyhláškou o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje [2] nabyl účinnosti k 1. 1. 2017. Společnost VP, jako významný dodavatel pitné vody v Plzeňském kraji, přikročila k úpravě své praxe podle požadavků nového zákona od začátku roku 2018. V porovnání s legislativními předpisy, platnými do konce roku 2016 a tolerovanými v průběhu roku 2017 [3], došlo ke změnám povinností vztahující se k ochraně před ozářením z přírodních radionuklidů v pitné vodě dodávané pro veřejnou potřebu, nově byly nově stanoveny požadavky vyhlášky [2] týkající se ozáření z radonu na pracovišti a v neposlední řadě také povinnosti měření a hodnocení obsahu přírodních radionuklidů v radioaktivní látce uvolňované z pracoviště s možností zvýšeného ozáření z přírodního zdroje záření [5].

3. Požadavky atomového zákona pro dodávanou pitnou vodu

Z atomového zákona vyplývá povinnost podle § 98 odst. 4 vyhlášky [2] systematického měření a hodnocení obsahu přírodních radionuklidů v dodávané vodě z podzemního zdroje nebo směsi podzemního a povrchového zdroje. Pro VP znamenalo ukončení vzorkování a sledování obsahu radionuklidů v pitné vodě upravené na ÚV Plzeň, která zásobuje obyvatele západočeské metropole a dalších cca 30 měst a obcí připojených na skupinové vodovody. V okrese Plzeň – sever došlo k vyřazení jednoho provozovaného vodovodu s předanou pitnou vodou, upravenou z povrchového zdroje jinou provozovatelskou společností. Vodovod se směsí pitné vody pocházející z povrchového a podzemního zdroje VP neprovozuje.

Způsob a rozsah měření a následné hodnocení obsahu přírodních radionuklidů v dodávané vodě stanoví § 98 odst. 1 a 2, § 99 a příloha č. 27 vyhlášky [2]. V rámci právní úpravy došlo kromě změny některých pojmů hodnotících kritérií k navýšení hodnoty referenční úrovně objemové aktivity radonu.

Systematické měření obsahu přírodních radionuklidů se provádí v rámci základního, případně doplňujícího rozboru. V základním rozboru se provádí stanovení celkové objemové aktivity alfa, celkové objemové aktivity beta a stanovení objemové aktivity radonu. Výsledky uvedených stanovení základního rozboru se porovnávají s příslušnými limity přílohy č. 27 vyhlášky [2]:

- Radon-222 (^{222}Rn) – 300 Bq/l – nejvyšší přípustná hodnota
- Radon-222 (^{222}Rn) – 100 Bq/l – referenční úroveň
- Celková objemová aktivita alfa – 0,2 Bq/l – vyšetřovací úroveň
- Celková objemová aktivita beta – 0,5 Bq/l – vyšetřovací úroveň
- Indikativní dávka – 0,1 mSv/rok – referenční úroveň (výpočetem v doplňujícím rozboru)

Doplňující rozbor se provádí v případě, kdy dojde ve vzorku vody k překročení vyšetřovací úrovně celkové objemové aktivity alfa nebo celkové objemové aktivity beta [3]. Rozsah doplňujícího rozboru je podle překročení vyšetřovací úrovně konkrétního parametru směřován na stanovení dalších radionuklidů, emitujících záření alfa (U, ^{226}Ra , ^{228}Ra), popř. záření beta (K, ^{40}K). Akreditovaná laboratoř a technolog pitné vody VP má dohodu o provádění následných doplňujících rozborů zpracovanou v rámci smluvního vztahu s konkrétní laboratoří, která má povolení SÚJB podle § 9 odst. 2 zákona [1] k této činnosti.

Četnost požadovaných radiologických rozborů VP určuje podle objemu dodávané nebo vyrobené vody, který je uveden v příloze č. 27 vyhlášky [2]. Plán odběrů vzorků pro stanovení obsahu radionuklidů v dodávané vodě připravuje technolog pitné vody VP. Vzorky vody pro měření a hodnocení přírodních radionuklidů ve vodě odebírají vyškolení pracovníci pro odběr vzorků z Provozu laboratoře VP.

V roce 2018 VP využila možnost ukončení vzorkování u 31 vodovodů pro veřejnou potřebu na základě vyplnění Prohlášení podle § 99 odst. 4 vyhlášky č. 422/2016 Sb. a odeslání na SÚJB. Vyplněním všech náležitostí prohlášení a doložením sumárních výsledků z posledních po sobě jdoucích pěti letech, vč. výsledků z období účinnosti zákona č. 18/1997 Sb., které nepřekročily referenční úroveň stanovené v příloze č. 27 vyhlášky [2], se výrazně zredukoval počet měření obsahu radionuklidů v dodávané vodě. Systematické měření obsahu přírodních radionuklidů nadále probíhá v 5 objektech, kde je účelově instalováno odradonovací zařízení, dále v případě 2 nových využívaných zdrojů v systému zásobování s krátkou historií výsledků a v případě několika vodovodů s kolísavým obsahem radionuklidů na úrovni referenčních hodnot nebo vyšetřovacích úrovní.

Požadavky na provozovatele ohledně evidence výsledků měření a souvisejících údajů a také četnost ohlašovacích povinností SÚJB jsou uvedeny v § 100 vyhlášky [2]. Ve společnosti VP spravuje veškerou agendu související s požadavky atomového zákona na provozovatele technolog pitných vod, který zajišťuje komunikaci se SÚJB v souladu s platnými právními předpisy. Výsledky měření obsahu přírodních radionuklidů ve vodě přenášeny do elektronické podoby, do laboratorního programu Labsystém, který sdílí technolog pitných vod. Protokoly s výsledky v originální tiskové podobě jsou archivovány u technologa pitných vod. Evidenční listy vodovodů jsou vedeny a případně aktualizovány technologem pitných vod. Předávání výsledků a další související dokumentace probíhá po domluvě s oblastní inspektorkou SÚJB elektronicky; v případě kontrolního šetření v konkrétním provozu se dokumentace předává zpravidla v tištěné podobě.

4. Požadavky atomového zákona pro pracoviště s možným zvýšeným ozářením z radonu

V § 96 odst. 1 písm. b) a v § 93 odst. 1 písm. b) zákona [1] byla definována pracoviště s možným zvýšeným ozářením z radonu a pracoviště s možností zvýšeného ozáření z přírodního zdroje (pracoviště NORM). Úpravny podzemní vody, čerpací stanice nebo vodojemy, kde je jakkoliv nakládáno s podzemní vodou, patří do jednoho nebo druhého typu výše popsaných rizikových pracovišť. Provozovatel musí na takovém pracovišti mimo jiné zajistit měření za účelem stanovení efektivní dávky pracovníka na pracovišti. Měření na pracovišti probíhá 12 měsíců a posuzuje se, zda je nebo není překročena referenční úroveň 300 Bq/m^3 pro průměrnou objemovou aktivitu radonu ve vztahu k době pobytu pracovníka na pracovišti. Při zjištění překročení referenční úrovně musí být měření na pracovišti opakováno. Pokud pracovník vykonává svoji činnost na více pracovištích s možným ozářením z radonu, efektivní dávky pracovníka se sčítají. V případě, že při opakovaném ročním měření dojde k překročení efektivní dávky pracovníka 6 mSv za 12 měsíců, musí se měření opakovat každoročně [4].

První roční měření bylo provedeno v období června 2018 do června 2019 ve všech provozovaných 25 úpravkách podzemní vody VP. Zároveň byla ve všech monitorovaných pracovištích evidována doba pobytu jednotlivých pracovníků. Vyhodnocení výsledků prvního kola měření 25 pracovišť prováděl oblastní pracovník s oprávněním k měření a hodnocení ozáření z přírodního zdroje záření. Do opakovaného ročního měření z důvodu překročení referenční úrovně objemové aktivity radonu (300 Bq/m^3) bylo zařazeno 17 pracovišť a nově 7

vodojemů, které v rámci své pracovní náplně pracovník pravidelně navštěvoval. Opakované měření probíhalo na 24 pracovištích VP v období listopadu 2019 do listopadu 2020.

Na základě provedených opakovaných měření a výpočtů efektivních dávek konkrétních pracovišť bylo autorizovanou osobou potvrzeno, že u žádného pracovníka VP nebyla zjištěna možnost překročení roční efektivní dávky 6 mSv/rok a měření pracovišť nemusí být podle § 93 odst. 3 vyhlášky [2] nemusí být v následujících letech prováděno. Všichni pracovníci obsluhy úpraven podzemních vod, čerpacích stanic a vodojemů společnosti VP jsou v pravidelných intervalech (v rámci školení z Hygienického minima pro pracovníky ve vodárenství) informováni o možném zvýšeném ozáření z přírodního zdroje záření na konkrétních pracovištích, o naměřených hodnotách záření a stanovených efektivních dávkách, a také o opatřeních, kterými lze minimalizovat možné riziko z ozáření z radonu pro pracovníky.

Protokoly s výsledky obou ročních měření a protokoly s hodnocením efektivní dávky pracovníků od autorizované osoby jsou evidovány v tištěné podobě u technologa pitných vod VP. Pro každou úpravnu podzemní vody, provozovanou VP, je v elektronické podobě náležitě vyplněný evidenční list pracoviště s možným zvýšeným ozářením z radonu. S veškerými dokumenty týkající se pracovišť s možným zvýšeným ozářením z radonu a pracovišť s možností zvýšeného ozáření z přírodního zdroje záření disponuje technolog pitných vod VP, který dokumentaci předkládá v souladu s legislativními předpisy oblastní inspektorce SÚJB.

5. Uvolňování radioaktivní látky z pracoviště s možností zvýšeného ozáření z radonu

Podle § 91 vyhlášky [2] musí provozovatel při uvolňování radioaktivní látky z pracoviště s možností zvýšeného ozáření z přírodního zdroje záření provádět měření a hodnocení obsahu radionuklidů v uvolňované radioaktivní látce. Z úpraven podzemních vod se uvolňovanou látkou rozumí jednak odpadní voda z regenerace tlakových nebo otevřených filtrů a likvidace vodárenských kalů nebo použitých filtračních náplní [5]. Radioaktivní látku lze z úpraven podzemních vod uvolňovat bez povolení SÚJB v případě, kdy nejsou překročeny stanovené uvolňovací úrovně uvedené v § 105 vyhlášky [2]. V odpadních vodách určených k vypouštění se rozbořem u laboratoře s oprávněním stanovuje průměrná celková objemová aktivita alfa a průměrná celková objemová aktivita beta po odečtení příspěvku ^{40}K . Výsledky jsou odlišně hodnoceny ve vztahu k uvolňovací úrovni (UÚ) podle typu místa vypouštění – do kanalizace pro veřejnou potřebu nebo vypouštění do vod povrchových:

- UÚ celkové objemové aktivity alfa: pro vypouštění do kanalizace – 50 Bq/l
- UÚ celkové objemové aktivity alfa: pro vypouštění do povrchové vody – 0,50 Bq/l
- UÚ celkové objemové aktivity beta: pro vypouštění do kanalizace – 100 Bq/l
- UÚ celkové objemové aktivity beta: pro vypouštění do povrchové vody – 1,0 Bq/l

Vypouštění odpadní vody z regenerace tlakových nebo otevřených filtrů ze všech 25 úpraven podzemní vody provozovaných VP je diskontinuální. Vzorky odpadní vody jsou v intervalu 1x ročně odebírány a odesílány k radiologickému rozboru partnerské specializované laboratoři. Při odběru vzorků odpadní vody musí být vždy pořízen záznam o odběru vzorku s předepsanými náležitostmi. Hodnotící kritérium naměřených hodnot celkové objemové aktivity alfa a beta z odpadní vody je vybráno ve vztahu k informacím uvedeným v záznamu o odběru vzorku. Plány odběrů vzorků, vlastní odběry vzorků vypouštěné odpadní vody z úpraven podzemní vody, evidence naměřených výsledků a následné ohlašování výsledků SÚJB je v režii technologa pitných vod VP.

V roce 2020 byl před uvolněním, tzn. odvozem k likvidaci na příslušnou čistírnu odpadních vod (ČOV), analyzován specializovanou laboratoří kal ze sedimentační jímky jedné ÚV VP. V žádném stanoveném parametru vzorku vodárenského kalu nedošlo k překročení uvolňovací úrovně, proto mohl být kal odvezen k likvidaci na nejbližší ČOV bez povolení SÚJB. V roce 2021 nebyla v plánu likvidace vodárenského kalu z žádné ÚV; v roce 2022 je v plánu odvoz k likvidaci do ČOV VP vodárenský kal ze tří ÚV, který bude před likvidací podroben analýze ve specializované laboratoři. Výsledky rozborů vodárenských kalů, stanovené gamaspektrometrickou metodou specializované smluvní laboratoře, budou odeslány technologem pitných vod VP na SÚJB.

6. Závěr

Platnost nového atomového zákona a jeho prováděcí vyhlášky představuje pro provozovatele vodárenské infrastruktury v oblasti sledování obsahu radionuklidů v dodávané pitné vodě zjednodušení agendy a zacílení systematického sledování na zdroje zatížené vysokým nebo kolísavým obsahem přírodních radionuklidů.

Kladně lze hodnotit požadavky vyplývající z legislativy pro provozovatele na radiační ochranu svých pracovníků na pracovištích. (Sledování a vyhodnocování rizikovosti pobytu pro pracovníky na pracovišti s možným zvýšeným ozářením z přírodních zdrojů záření.)

Naopak rozšíření požadavků na provozovatele vodárenských zařízení vyplývajících z atomového zákona a prováděcí vyhlášky o povinnost pravidelného měření a vyhodnocování uvolňovaných odpadních vod a vodárenských kalů ve vztahu k obsahu radionuklidů, představuje logisticky i finančně náročnou činnost.

Literatura

[1] Zákon č. 263/2016 Sb., atomový zákon

[2] Vyhláška č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje

[3] Státní úřad pro jadernou bezpečnost (2017): Přírodní radioaktivita pitné vody dodávané pro veřejnou potřebu; Přírodní radioaktivita balené vody (informace pro dodavatele vody a výrobce a dovozce balené vody)

[4] Státní úřad pro jadernou bezpečnost (2017): Pracoviště, kde může dojít ke zvýšenému ozářením z radonu (informace)

[5] Státní úřad pro jadernou bezpečnost (2017): Měření a hodnocení obsahu přírodních radionuklidů v radioaktivní látce uvolňované z pracoviště s možností zvýšeného ozářením z přírodního zdroje záření podle § 95 odst. 1 písm. b) atomového zákona, č. SÚJB/OS/20299/2017, DR-RO-5.3(rev.0.0)

APPLICATION OF THE ATOMIC LAW IN THE OPERATING PRACTICE OF VODÁRNA PLZEŇ a. s.

Keywords: atomic law, natural radionuclides in water, groundwater treatment, workplace with increased radon radiation

Abstract

At the end of 2016, Act No. 18/1997 Coll., Determining the requirements for the content of natural radionuclides in water, passed legislation. Starting in 2017, the new Atomic Act No. 263/2016 Coll., and Implementing Decree No. 422/2016 Coll., on radiation protection and security of the radionuclide source. The scope of requirements and obligations in the area of radiation protection has changed for new suppliers of water intended for public drinking water supply. In addition to the drinking water treatment plant in Plzeň, VODÁRNA PLZEŇ a. s. operates another 25 treatment plants located in neighboring districts. Water sources for the treatment plants are groundwater. This study will present the operator's experience in meeting the requirements related to the above applicable legislation.

VYHODNOCENÍ ZÁVISLOSTI POMĚRU AKTIVITNÍCH KONCENTRACÍ IZOTOPŮ URANU $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ A $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ VE VODÁCH NA AKTIVITNÍ KONCENTRACI ^{238}U

Tomáš Bouda

ALS Czech Republic, s.r.o., Na Harfě 336/9, 190 00 Praha 9,
Laboratoř Česká Lípa, Bendlova 1687/7, 470 01 Česká Lípa
e-mail: tomas.bouda@ALSglobal.com

Klíčová slova: izotopy uranu ^{234}U , ^{235}U a ^{238}U , poměry aktivit $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ a $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$, ICP/SFMS, podzemní voda, nadbytek ^{234}U vůči ^{238}U ve vodách

Abstrakt

V rámci rutinních radiochemických rozborů vod, zejména pitných, jsme v posledních letech analyzovali více než 4000 vzorků vod též na obsahy izotopů uranu ^{238}U , ^{235}U a ^{234}U metodou ICP/SFMS v laboratoři ALS Scandinavia AB, Luleå, ve Švédsku a v Centrální analytické laboratoři ÚJV Řež, a.s. Husinec - Řež, v České republice. Statistickým pracováním rozsáhlého souboru dat jsme vyhodnotili zajímavé zákonitosti, které jsou v tomto článku diskutovány a které mohou významně pomoci při vyhodnocování a interpretaci měření obsahu přírodních radionuklidů v pitných vodách.

Zatím co poměry aktivit $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ v přírodních vodách i v horninách jsou víceméně konstantní, tak poměry aktivit $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ v přírodních vodách, zejména podzemních, ale i v některých půdách, sedimentech a horninách obvykle neodpovídají vypočteným teoretickým hodnotám. Aktivitní poměr $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ je roven 1.0 jen v uzavřených systémech, např. v některých minerálech, které nebyly dlouhodobě podrobeny žádnému chemickému vlivu. Ve vodách bývá aktivitní poměr $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ mnohdy mnohonásobně vyšší než 1.0. Důvodem toho je skutečnost, že ^{234}U v horninách vzniká rozpadem svého mateřského nuklidu, ^{238}U . Po jedné přeměně alfa a po dvou přeměnách beta je dceřiný atom ^{234}U v důsledku „atomového odrazu“ uvolněn z původní polohy v krystalové mřížce minerálu a při následném chemickém ataku horniny podzemní vodou se atomy ^{234}U dostávají do vodného prostředí mnohem snadněji než atomy jeho mateřského ^{238}U . Dá se říci, že izotop uranu 234 je tedy v pevném vzorku mnohem chemicky reaktivnější než izotop uranu 238, a v důsledku toho je aktivitní poměr $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ ve vodách a i v sekundárně vzniklých minerálech a horninách mnohem vyšší než 1.0. Částečně ke zvýšení aktivity ^{234}U vůči ^{238}U ve vodách přispívá i to, že ^{234}Th , krátkodobý produkt rozpadu alfa ^{238}U , může být po atomovém odrazu ve větší míře uvolněn do vodného prostředí, kde se velmi rychle přemění na ^{234}U .

Statistickým zpracováním rozsáhlého souboru dat obsahů ^{238}U , ^{235}U a ^{234}U v analyzovaných vzorcích vod jsme tyto skutečnosti potvrdili. Aktivitní poměr $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ je v mezích nejistot stanovení konstantní, nebyla zjištěna žádná výjimka. Naproti tomu je aktivitní poměr $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ ve významné míře vyšší než 1.0, celkový průměr tohoto poměru je 1.9. Hodnota tohoto poměru závisí na hydrochemických podmínkách prostředí, dá se však obecně říci, že čím je nižší celková objemová koncentrace uranu resp. objemová aktivita ^{238}U v podzemní vodě, tím je vyšší hodnota tohoto poměru. Sníží-li se objemová aktivita ^{238}U v podzemní vodě z hodnoty XX-XXX Bq/L na 0.0XX Bq/L, vzroste 95% percentil distribuce poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ z hodnoty cca 3 na

hodnotu 8-10. V práci jsou také diskutovány i poměrně „vzácné případy“, kdy aktivitní poměr $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ je menší než 1.0. Byly též vyhodnoceny hodnoty těchto aktivitních poměrů u cca 500 analyzovaných pevných vzorků.

1. Úvod

V posledních letech jsme analyzovali v rámci rutinních radiochemických rozborů vod, zejména pitných, více než 4000 vzorků vod též na obsahy izotopů uranu ^{238}U , ^{235}U a ^{234}U metodou ICP/SFMS v laboratoři ALS Scandinavia AB, Luleå, ve Švédsku [1, 2] (I. Rodushkin a kolektiv) a v Centrální analytické laboratoři ÚJV Řež, a.s., Husinec - Řež, v České republice [3] (Vl. Miler a kolektiv). Statistickým zpracováním rozsáhlého souboru dat jsme získali zajímavé zákonitosti závislosti aktivitních poměrů $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ a $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ na objemové aktivitě ^{238}U ve vodách, které jsou v tomto článku diskutovány a které mohou významně pomoci při vyhodnocování a interpretaci měření obsahu přírodních radionuklidů v pitných vodách a v odpadních vodách NORM.

Byly též vyhodnoceny závislosti těchto aktivitních poměrů u 500 analyzovaných pevných vzorků.

2. Hmotnostní aktivity ^{238}U , ^{235}U a ^{234}U , ^{232}Th a ^{230}Th

Technikou ICP/SFMS získáme objemové koncentrace radionuklidů v hmotnostních jednotkách, obvykle v $\mu\text{g/L}$, ng/L či pg/L . V **Tabulce 1** jsou uvedeny základní jaderné charakteristiky stanovovaných izotopů a z nich vypočtené hmotnostní aktivity, které jsme používali k přepočtu hmotnostních jednotek na jednotky aktivitní. Hodnoty poločasů radioaktivní přeměny, atomové hmotnosti, přírodní izotopické zastoupení jednotlivých radionuklidů, jakož i základní fyzikální konstanty potřebné k výpočtu jsme převzali z nejnovější literatury [4 - 6]. Poločasy radioaktivní přeměny ^{234}U a ^{230}Th jsme převzali z práce H. Chenga et al. [7].

Výše uvedené hmotnostní aktivity a poměry radionuklidů platí v uzavřeném systému, např. v některých minerálech, které nebyly podrobeny chemickému vlivu. V tomto případě je možno z atomových poměrů $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ resp. $^{230}\text{Th}/^{238}\text{U}$ naměřených hmotností spektrometrií stanovit poločasy radioaktivní přeměny ^{234}U a ^{230}Th při použití známe hodnoty poločasu radioaktivní přeměny ^{238}U [7].

Poměry aktivit či hmotností $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ v přírodních vodách i v minerálech víceméně odpovídají výše uvedeným tabulkovým hodnotám, protože z chemického hlediska je malý rozdíl atomových hmotností izotopů ^{238}U a ^{235}U a navíc při chemickém ataku minerálu není mezi těmito dvěma izotopy uranu rozdíl, jsou umístěny v krystalové mřížce minerálu ve stejné pozici, jako když minerál vznikl. Bylo to potvrzeno v mnoha pracích [např. 8, 9], odlišné hodnoty lze najít jen ve vzorcích životního prostředí ovlivněných technologiemi obohacování uranu či zpracováním vyhořelého paliva z jaderných reaktorů a pak velmi vzácně v oblastech „přírodních reaktorů“ (např. Oklo, Gabon v západní Africe), kde je obsah ^{235}U významně nižší oproti výše uvedenému. V oblastech, kde se ve větší míře používala munice z ochuzeného uranu (válečné konflikty v Iráku a v bývalé Jugoslávii) může být tento poměr též významně nižší.

Poměry aktivit či hmotností $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ v přírodních vodách i v některých půdách či sedimentech nebo i horninách obvykle neodpovídají výše uvedeným teoretickým hodnotám. Aktivitní poměr $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ je roven 1,0, jak bylo uvedeno již výše, jen v uzavřených systémech, např. v některých minerálech, které nebyly podrobeny žádnému chemickému vlivu. Ve vodách bývá aktivitní poměr $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ mnohdy mnohonásobně vyšší než 1,0. Důvodem toho je skutečnost, že ^{234}U v horninách vzniká rozpadem svého mateřského nuklidu, ^{238}U . Po jedné přeměně alfa a po dvou přeměnách beta je dceřiný atom ^{234}U v důsledku „atomového odrazu“ uvolněn z původní polohy v krystalové mřížce do intersticiální polohy s vyšší energií. Při následném chemickém ataku minerálu se intersticiální atomy ^{234}U dostávají do vodného prostředí mnohem snadněji než atomy mateřského ^{238}U (nebo atomy ^{235}U). Dá se říci, že izotop uranu 234 je tedy v pevném vzorku mnohem reaktivnější než izotop uranu 238, a v důsledku toho je izotopický aktivitní poměr $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ ve vodách a i v sekundárně vzniklých minerálech mnohem vyšší než 1,0, často dosahuje hodnot 6 až 10 a více [8 - 10].

Tabulka 1: Přehled publikovaných a vypočtených dat radionuklidů ^{238}U , ^{235}U , ^{234}U , ^{232}Th a ^{230}Th

Nuklid či parametr	$T_{1/2}$ [a]	a_m [Bq/ng]	Počet atomů na 10^6 atomů ^{238}U	U_{NAT} [at. %]	U_{NAT} [hm. %]	Bq / (g U_{NAT})
U-238	4,4683E+09	1,2436E-05	1000000	99,2741	99,2833	12347
U-235	7,0400E+08	7,9939E-05	7256,8	0,7204	0,7114	568,7
U-234	245250	2,3045E-01	54,89	0,00545	0,00536	12347
U-NAT				100,000	100,000	25262
U-238/U-235	-	-	-	137,802*	139,565*	21,71*
U-235/U-238	-	-	-	0,007257*	0,007165*	0,04606*
U-234/U-238	-	-	-	0,0000549*	0,0000540*	1,0000*
Th-230	75690	7,5972E-01	16,94		0,00163	12347
Th-232	1,4000E+10	4,0719E-06	-	-	-	-

Poznámka: * - Poměry koncentrací radionuklidů v prvním sloupci jsou vyjádřeny jako poměr atomových procent, hmotnostních procent a hmotnostních aktivit příslušných radionuklidů obsažených v 1 g U_{NAT} (uran s průměrným přírodním izotopickým složením ^{238}U a ^{235}U a s ustavenou radioaktivní rovnováhou mezi ^{238}U a ^{234}U)

3. Naměřená data pro aktivní poměr $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ ve vodách a jejich diskuse

V následující **Tabulce 2** jsou uvedena naměřená data objemové aktivity ^{238}U a poměru aktivit $A(^{234}\text{U})/A(^{238}\text{U})$ ve vzorcích vod analyzovaných v období 2010 - 2021. V **Tabulce 2** jsou uvedena data pro vzorky, u nichž byl poměr objemových aktivit $A(^{234}\text{U})/A(^{238}\text{U}) > 0,85$. Hodnota 0,85 byla zvolena proto, že vzhledem k nejistotě stanovení je velmi pravděpodobné, že i vzorky s naměřeným poměrem aktivit $A(^{234}\text{U})/A(^{238}\text{U})$ v intervalu $<0,85; 1,00$ nemají tento poměr ve skutečnosti menší než 1,0 [11]. Počet vzorků s poměrem aktivit $A(^{234}\text{U})/A(^{238}\text{U})$ v intervalu $<0,85; 1,00$ byl jen 4,3 %.

Grafické znázornění poměru aktivit $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ pro všechna data z Tabulky 2 v závislosti na objemové aktivitě mateřského ^{238}U je uvedeno na **Obrázku 1**. Na první pohled je zřejmé, že pro velkou část analyzovaných vzorků vod je poměr aktivit $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ vyšší než teoretická rovnovážná hodnota 1,0.

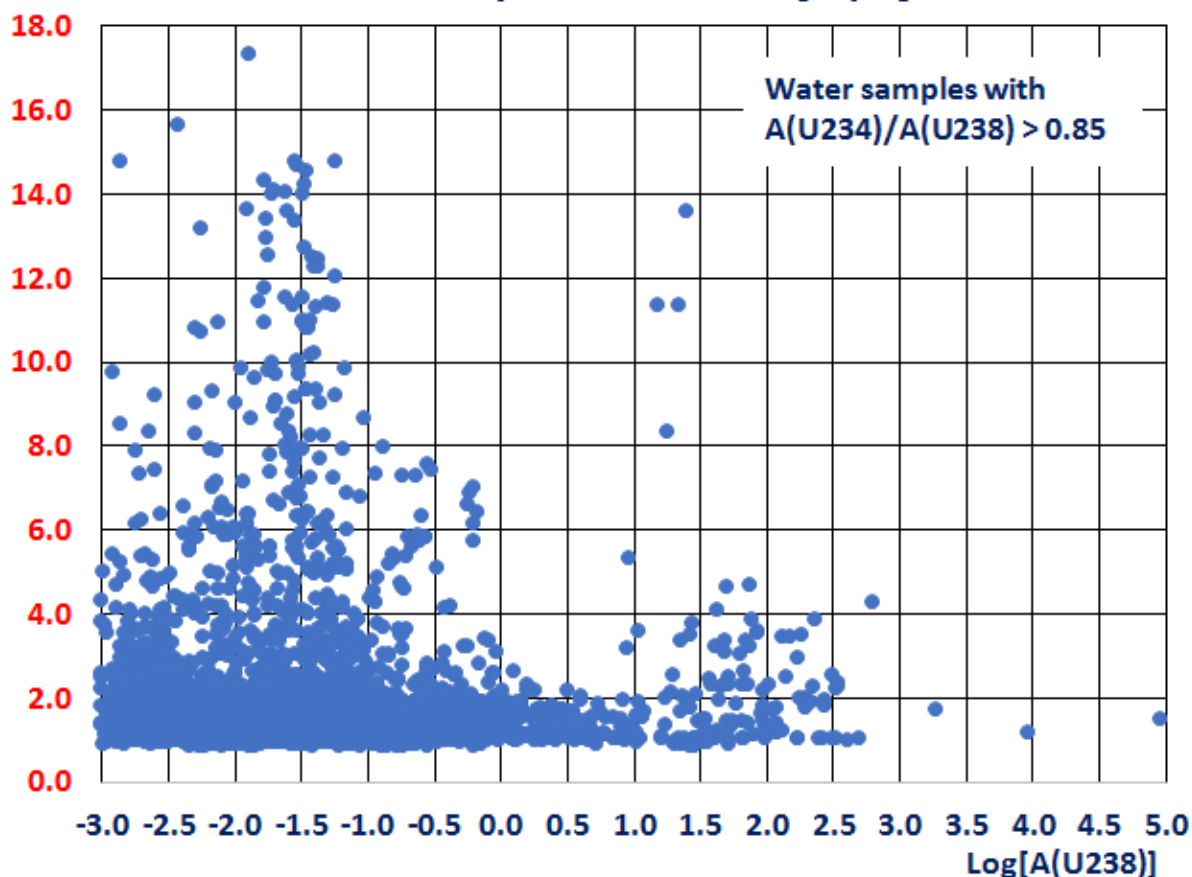
Tabulka 2: Objemové aktivity ^{238}U a poměry objemových aktivit ^{234}U a ^{238}U , $A(^{234}\text{U})/A(^{238}\text{U})$, ve vzorcích vod s aktivitním poměrem $A(^{234}\text{U})/A(^{238}\text{U}) > 0,85$

Skupina	$A(^{238}\text{U})$ [Bq/L] od	$A(^{238}\text{U})$ [Bq/L] do	Počet ve skupině	Skup, průměr $A(^{238}\text{U})$ [Bq/L]	Skup, průměr $A(^{234}\text{U})/$ $A(^{238}\text{U})$	Kumu- lativní průměr $A(^{234}\text{U})/$ $A(^{238}\text{U})$	Skup, maxi-mum $A(^{234}\text{U})/$ $A(^{238}\text{U})$	Skup, 95% percentil $A(^{234}\text{U})/$ $A(^{238}\text{U})$
1	0,0000	0,0040	464	0,0024	2,21	2,21	15,6	4,87
2	0,0040	0,0065	305	0,0052	1,75	2,03	13,2	4,34
3	0,0065	0,0100	310	0,0082	1,78	1,95	10,9	5,53
4	0,0100	0,0200	519	0,0142	2,09	2,00	17,3	5,93
5	0,0200	0,0300	347	0,0250	2,26	2,05	14,8	7,76
6	0,0300	0,0400	236	0,0348	2,66	2,11	14,6	10,3
7	0,0400	0,0500	189	0,0454	2,16	2,12	12,4	6,17
8	0,0500	0,0630	199	0,0561	2,09	2,11	14,8	5,72
9	0,0630	0,0800	192	0,0710	1,77	2,09	9,87	3,67
10	0,080	0,120	228	0,0974	1,65	2,06	8,68	3,20
11	0,120	0,185	203	0,151	1,55	2,02	7,97	3,16
12	0,185	0,600	413	0,329	1,62	1,98	7,58	3,83
13	0,600	30,0	409	7,25	1,54	1,93	13,6	2,56
14	30,0	200	84	75,2	1,87	1,93	4,68	3,57
15	200	100000	19	5669	1,89	1,93	4,30	3,91
Cel-kem	0,0000	100000	4117	28,5	1,93		17,3	5,33

Poznámky: **Skup.** - Skupinový; **Kumulativní průměr** – průměr za všechny předchozí skupiny včetně dané skupiny. Převážná většina vzorků pocházela ze Skandinávie, z České republiky, Portugalska a Austrálie.

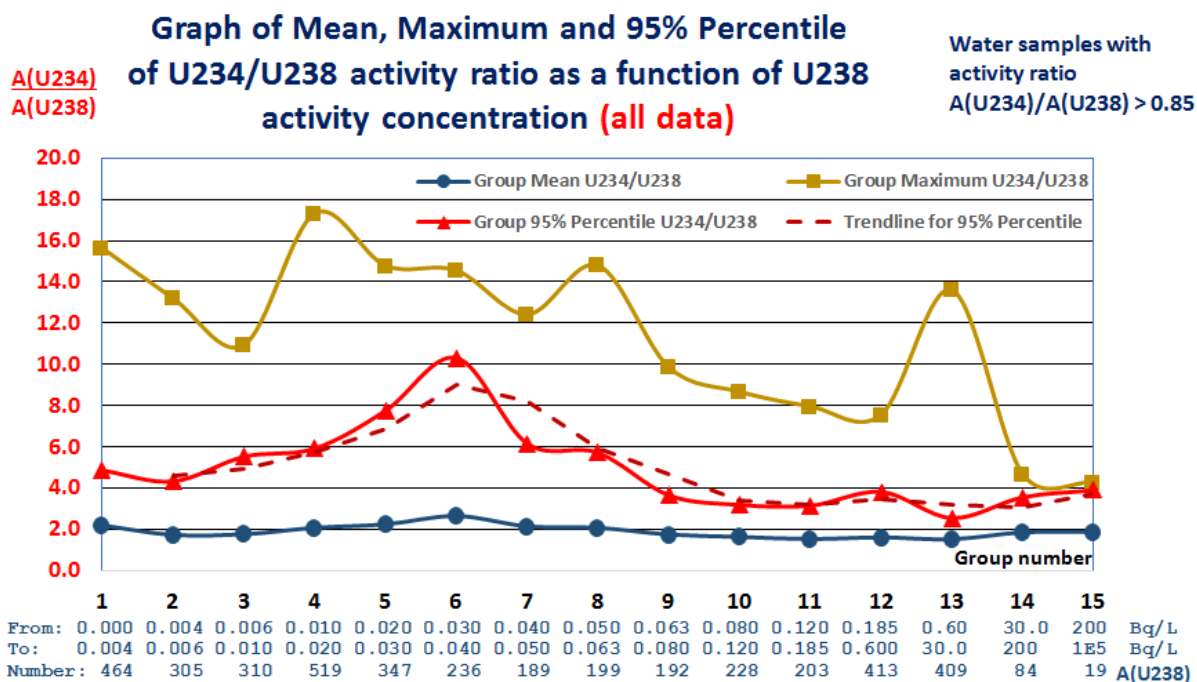
Jak vyplývá z **Tabulky 2**, je u převážné většiny vzorků (3942 z 4117) objemová aktivita ^{234}U vyšší než objemová aktivita jeho mateřského nuklidu ^{238}U . Průměrný poměr aktivit $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ pro všechna data z Tabulky 2 je roven 1,93, přičemž čím nižší je objemová aktivita ^{238}U , tím vyšší je hodnota tohoto poměru. Nejvyšších hodnot 10 - 18 dosahuje tento poměr pro objemové aktivity ^{238}U nižší než 80 mBq/L. Pro více než ½ vzorků je objemová aktivita ^{238}U nižší než 63 mBq/L a průměrná hodnota poměru aktivit $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ je rovna 2,1. Naproti tomu se vzrůstající objemovou aktivitou ^{238}U dosahuje průměrný poměr aktivit $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ hodnot 1,5-1,9. Toto vše je velmi dobře patrné i z **Obrázku 1**.

A(U234) Graph of U234/U238 activity ratio as a function
A(U238) of U238 activity concentration [Bq/L] in waters



Obrázek 1: Graf závislosti aktivitního poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ na objemové aktivitě ^{238}U pro všechna data z Tabulky 2

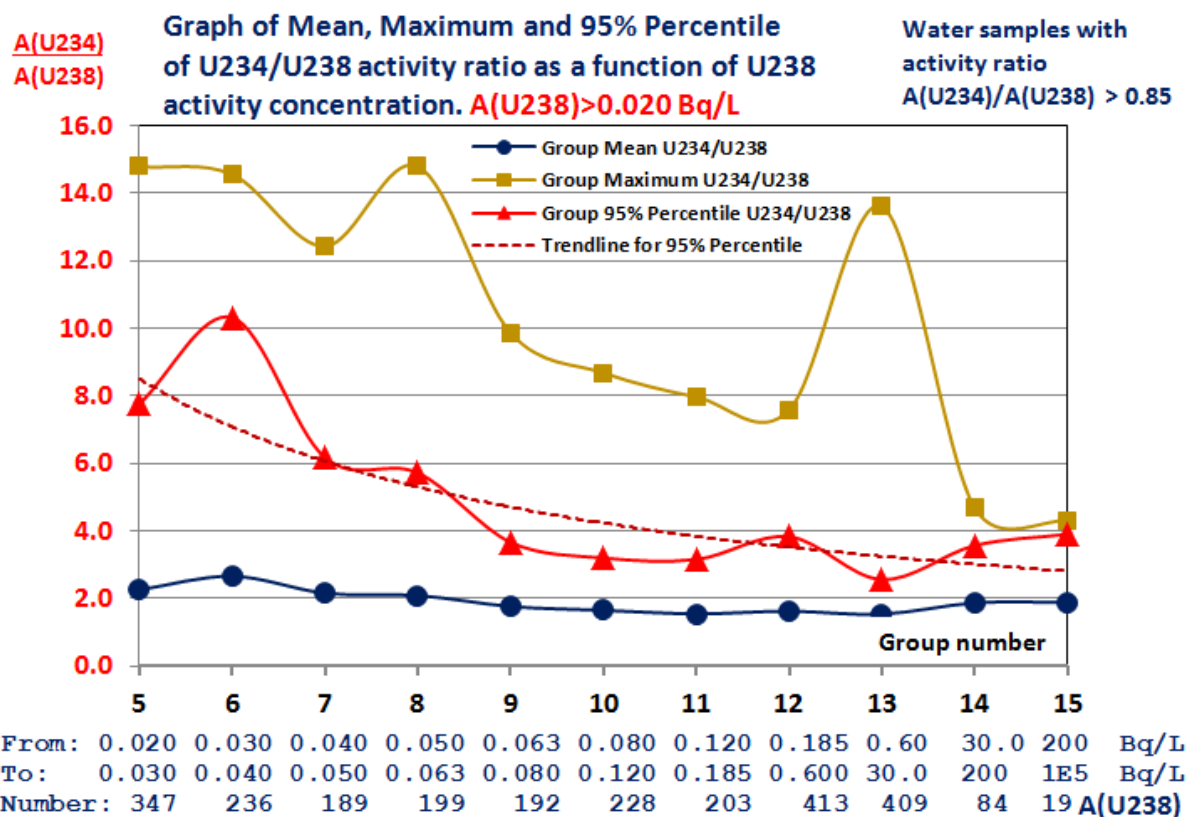
Na **Obrázku 2** jsou pro větší přehlednost znázorněny hodnoty průměru poměru aktivit $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, maxima poměru aktivit $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ jakož i 95% percentilu poměru aktivit $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ pro všechny skupiny z Tabulky 2. Každá skupina kromě poslední má více než 80 individuálních dat. Závislost 95% percentilu je méně ovlivněna lokálními extrémami, než je tomu v případě skupinového maxima. Nicméně je zřejmé, že pro objemové aktivity ^{238}U pod cca 20 mBq/L začínají hodnoty maxima a 95% percentilu poměru aktivit $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ klesat se snižováním objemové aktivity ^{238}U . Průměrná hodnota poměru aktivit $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ pro objemové aktivity ^{238}U pod 20 mBq/L je 2,00. Je to dáno tím, že v těchto vzorcích analyzovaných vod je kromě vod podzemních a povrchových mnohem větší zastoupení vod dešťových a ledovcových, než tomu je u ostatních analyzovaných vzorků vod. Z toho důvodu jsou na **Obrázku 3** vyneseny tytéž závislosti jako na Obrázku 2 jen pro vzorky s objemovou aktivitou ^{238}U vyšší než 20 mBq/L, což reprezentuje hlavně podzemní a povrchové vody.



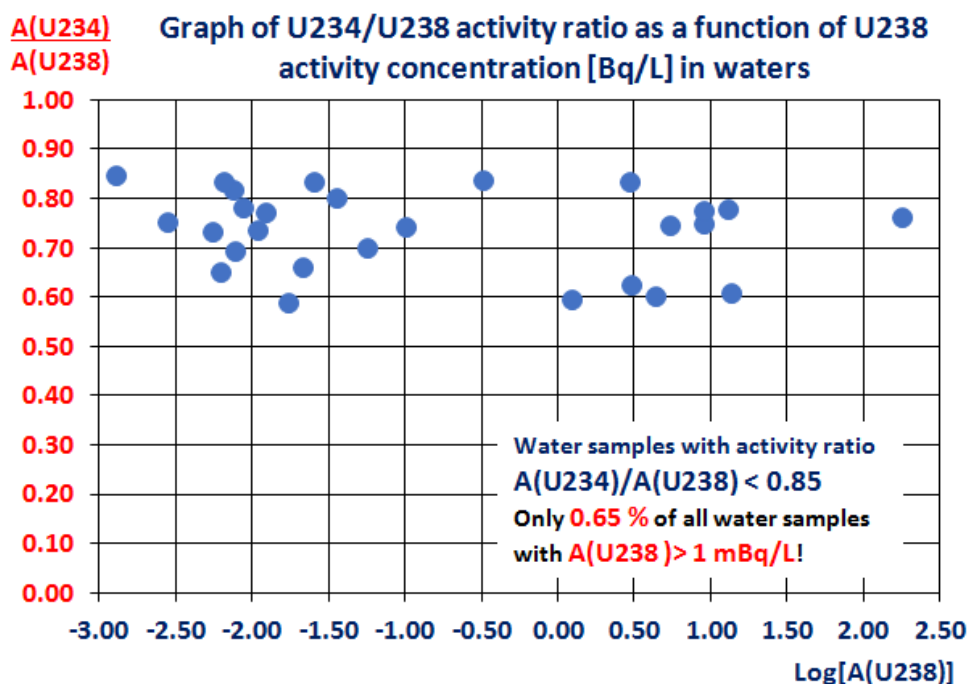
Obrázek 2: Graf závislosti průměru poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, maxima poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ a 95% percentilu poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ pro jednotlivé skupiny vzorků z Tabulky 2 na průměrné skupinové objemové aktivitě ^{238}U pro všechna data z Tabulky 2

Je zřejmé, že v podzemních a povrchových vodách poměr objemových aktivit $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ obecně roste směrem k nižším hodnotám objemové aktivity ^{238}U . Spojnice trendu grafu 95% percentilu poměru objemových aktivit $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ roste od hodnoty 2,5, pro objemové aktivity ^{238}U XXX Bq/L, až k hodnotě cca 8,5, pro objemové aktivity ^{238}U 20 mBq/L. Průměrná hodnota aktivitního poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ pro objemové aktivity ^{238}U v intervalu 20 - 63 mBq/L je 2,30, a pro objemové aktivity ^{238}U nad 63 mBq/L je 1,63.

Z výše uvedeného též jednoznačně vyplývá, že v podzemních a povrchových vodách je obvykle objemová aktivita ^{234}U významně vyšší než objemová aktivita ^{238}U , proto i celková objemová alfa aktivita uranu v přírodních vodách nebývá 25,3 Bq/mg, jak vyplývá z Tabulky 1, ale pro objemovou aktivitu ^{238}U v intervalu 20 - 63 mBq/L to je v průměru 41 Bq/mg a pro objemovou aktivitu ^{238}U nad 63 mBq/L to je cca 33 Bq/mg. Toto by se mělo vzít do úvahy při hodnocení obsahu přírodních radionuklidů v pitných vodách nebo v materiálech NORM vznikajících při úpravě podzemní vody na vodu pitnou (jak odpadní vody, tak pevné radioaktivní látky jako filtrační náplně apod.), kdy metodiky SÚJB [11 - 14] při překročení vyšetřovací úrovně objemové alfa aktivity předepisují nejprve stanovení U chemickou metodou (zde se prakticky stanovuje ^{238}U) a příspěvek izotopů uranu k celkové objemové alfa aktivitě se odečítá hodnotou **25.pu**, kde **pu** je hmotnostní koncentrace uranu v mg/L. V mnohých případech je příspěvek izotopů uranu k celkové objemové aktivitě alfa 2 - 3 násobný, je to tedy třeba mít minimálně na zřeteli, pokud se pomocí běžné korekce „25.pu“ nepodaří vysvětlit zvýšenou hodnotu celkové objemové alfa aktivity. Např. pokud poměr objemových aktivit $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ dosáhne hodnoty 8, což není zejména při nižších objemových aktivitách ^{238}U neobvyklé (viz Tabulku 2 nebo Obrázky 1 až 3), je příspěvek „tohoto uranu“ k celkové alfa aktivitě roven cca 110 Bq/mg. Pokud to je možné, lze jenom doporučit stanovovat na počátku obsahy ^{238}U a ^{234}U metodou ICP/MS než celkový obsah uranu, který o příspěvku k celkové alfa aktivitě nevypovídá správně.



Obrázek 3: Graf závislosti průměru poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, maxima poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ a 95% percentilu poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ pro jednotlivé skupiny vzorků z Tabulky 2 na průměrné skupinové objemové aktivitě ^{238}U pro vzorky vod, u kterých je objemová aktivita ^{238}U vyšší než 20 mBq/L



Obrázek 4: Graf závislosti aktivitního poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ na objemové aktivitě ^{238}U pro vzorky vod s hodnotou aktivitního poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ menší než 0,85

4. Případy vzorků vod s aktivním poměrem $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ menším než 1,0

Z celkového počtu 4144 analyzovaných vzorků vod, u kterých byly objemové aktivity ^{238}U a ^{234}U nad mezí detekce, byla jen u 27 vzorků (0,65 % všech vzorků) naměřena hodnota aktivitního poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ menší než 0,85. Všechny výsledky tohoto typu jsou zobrazeny na **Obrázku 4**. Naměřené hodnoty těchto rozborů byly samozřejmě ověřeny a potvrzeny. Nejnížší stanovená hodnota aktivitního poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ byla 0,59. Přes nízký počet dat je z Obrázku 4 zřejmé, že distribuce těchto dat je rovnoměrná přes celý koncentrační interval 0,001 – 180 Bq/L ^{238}U . Průměrná hodnota aktivitního poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ je 0,73, relativní směrodatná odchylka tohoto poměru je 11 %.

Tyto speciální případy nízkých poměrů aktivitního poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ je možno vysvětlit jen tak, že došlo ke změně hydrochemických poměrů v podzemí. Pokud je dlouhodobě z nějaké horninové formace prioritně loužen ^{234}U , je v samotné formaci aktivitní poměr $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ nižší než 1,0, je-li doba loužení kratší než cca 3násobek poločasu radioaktivní přeměny ^{234}U . A pak dojde buď k tomu, že v důsledku změny chemismu podzemní vody se uran louží intenzivněji, a v tomto případě je aktivitní poměr $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ ve vodě nižší než 1,0, anebo byla většina uranu z horninového prostředí již vyextrahována a začíná se ve větší míře loužit mateřský nuklid ^{238}U , a tedy aktivitní poměr $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ se postupně snižuje a dosáhne časem hodnoty menší než 1,0. V analyzovaných vzorcích vod nebyly žádné vzorky z oblastí, kde by se mohl vyskytovat ochuzený uran, což nakonec dokládají v další části diskutované hodnoty aktivitního poměru $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$. Tedy nižší hodnota aktivitního poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ než 1,0 nemůže být způsobena případnou přítomností ochuzeného uranu.

V případě uranového ložiska ve Stráži pod Ralskem (Česká republika), kde byl uran loužen v podzemí pomocí zředěného roztoku kyseliny sírové, byl aktivitní poměr izotopů $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ dlouhodobě na úrovni $1,50 \pm 0,20$ [10], a to i v konečném produktu, v uranovém koncentrátu (*ammonium diuranát*). Očekávali jsme, že se v některých částech ložiska začne časem tento poměr snižovat a zákonitě dosáhne hodnoty nižší než 1,0. Je pozoruhodné, že i v současné době je ve velké většině kontrolních vzorků tento poměr vyšší než 1,0, cca 1.3. To odpovídá výše uvedenému. V samotné rudě se poměr aktivit $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ snižuje a časem dosáhne hodnoty menší než 1,0, a to se v konečné fázi projeví i na výsledcích rozboru vod z této oblasti.

5. Naměřená data pro aktivní poměr $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ a jejich diskuse

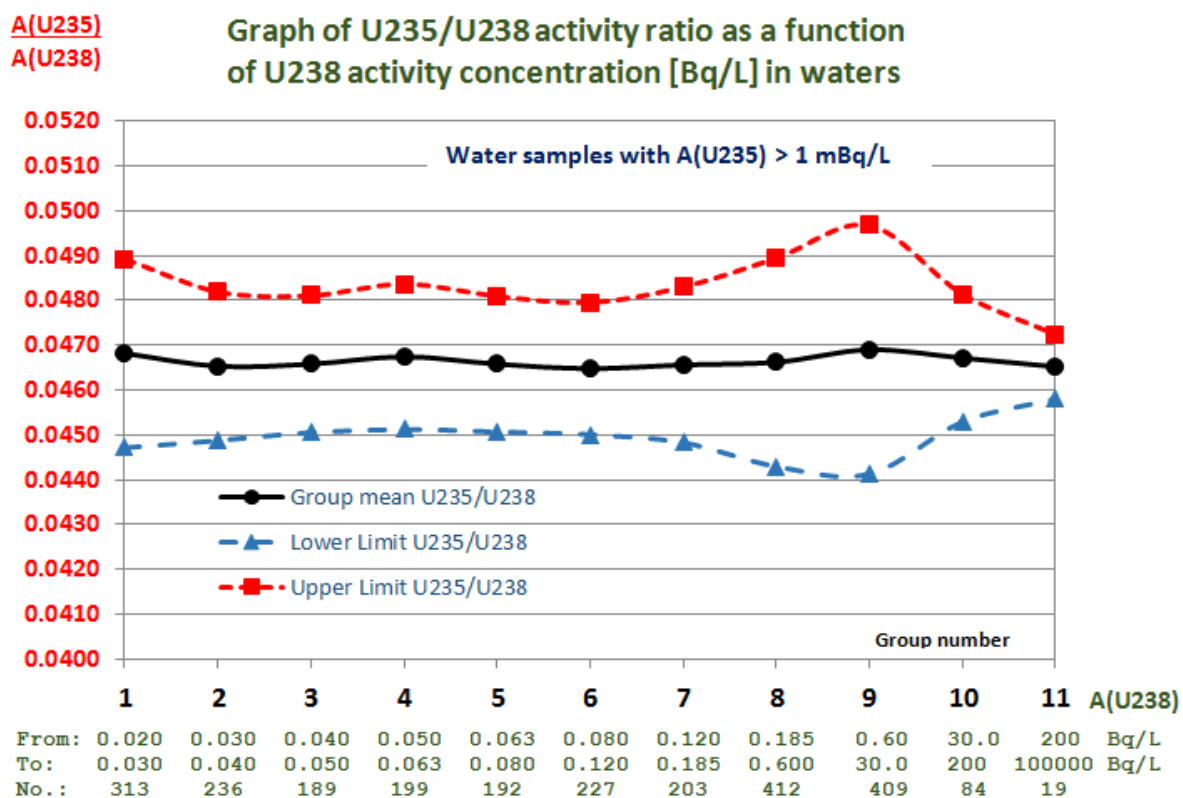
V následující **Tabulce 3** jsou uvedena naměřená data aktivitního poměru $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ ve vzorcích vod analyzovaných období 2010 - 2021, u kterých byla objemová aktivita ^{235}U vyšší než 1 mBq/L. Graficky jsou data poměru aktivit $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ včetně intervalu spolehlivosti (spodní a horní skupinový limit, hladina významnosti 5 %) znázorněny na **Obrázku 5**.

V žádném z 2483 analyzovaných vzorků nebyla nalezena statisticky významně vyšší či nižší hodnota aktivitního poměru $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ než je teoretická hodnota 0,0461 uvedená v **Tabulce 1**.

Tabulka 3: Objemové aktivity ^{238}U a poměry objemových aktivit ^{235}U a ^{238}U , $A(^{235}\text{U})/A(^{238}\text{U})$, ve vzorcích vod s objemovou aktivitou $A(^{235}\text{U}) > 1 \text{ mBq/L}$

Skupina	$A(^{238}\text{U})$ [Bq/L] of	$A(^{238}\text{U})$ [Bq/L] fo	Počet ve skupině	Skupinový průměr $A(^{235}\text{U})/$ $A(^{238}\text{U})$	Skupinová RSO $A(^{235}\text{U})/$ $A(^{238}\text{U})$ [rel. %]	Spodní skupinový limit poměrů $A(^{235}\text{U})/$ $A(^{238}\text{U})$	Horní skupinový limit poměrů $A(^{235}\text{U})/$ $A(^{238}\text{U})$
1	0,0200	0,0300	313	0,0468	2,2 %	0,0447	0,0489
2	0,0300	0,0400	236	0,0465	1,8 %	0,0449	0,0482
3	0,0400	0,0500	189	0,0466	1,6 %	0,0451	0,0481
4	0,0500	0,0630	199	0,0467	1,7 %	0,0451	0,0484
5	0,0630	0,0800	192	0,0466	1,6 %	0,0451	0,0481
6	0,080	0,1200	227	0,0465	1,6 %	0,0450	0,0480
7	0,120	0,1850	203	0,0466	1,9 %	0,0448	0,0483
8	0,185	0,6000	412	0,0466	2,5 %	0,0443	0,0489
9	0,600	30,00	409	0,0469	3,0 %	0,0441	0,0497
10	30,00	200,0	84	0,0467	1,5 %	0,0453	0,0481
11	200,00	100000	19	0,0465	0,8 %	0,0458	0,0472
Cel- kem	0,020	100000	2483	0,0467	2,2 %	0,0446	0,0487

Poznámka: RSO – Relativní směrodatná odchylka skupinového průměru



Obrázek 5: Graf závislosti průměru aktivitního poměru $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ pro jednotlivé skupiny vzorků z Tabulky 3, včetně konfidenčního intervalu na hladině významnosti 5 % na průměrné skupinové objemové aktivitě ^{238}U pro vzorky vod, u kterých je objemová aktivita ^{235}U vyšší než 1 mBq/L

6. Naměřená data pro aktivní poměr $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ v pevných vzorcích a jejich diskuse

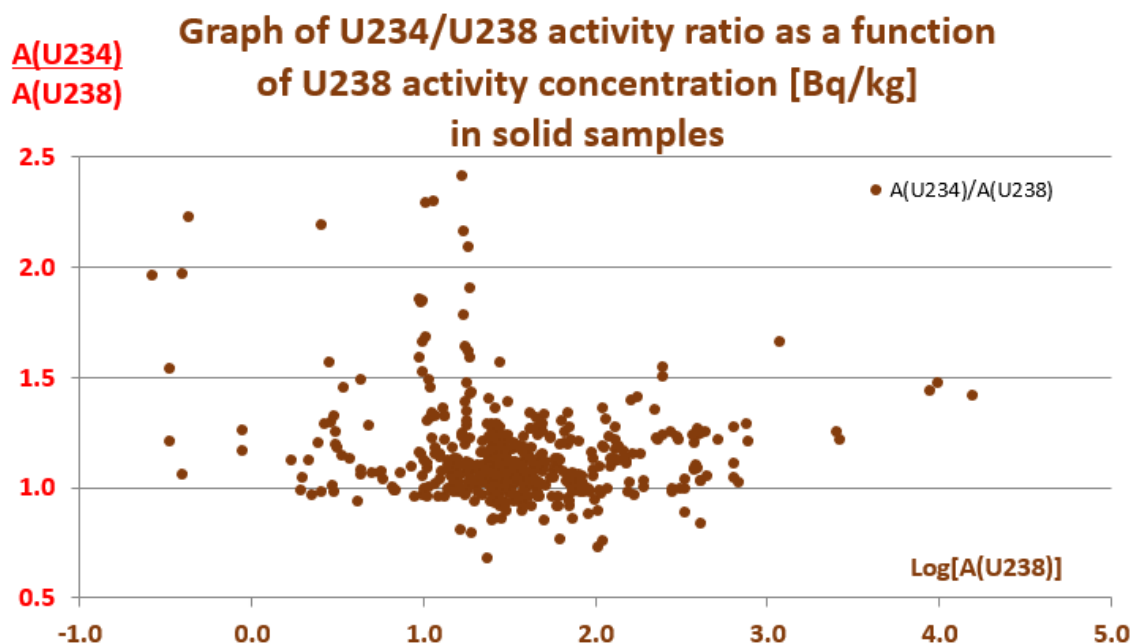
Současně se zpracováním výsledků obsahu izotopů uranu ve vodách byly vyhodnoceny i obsahy izotopů uranu v pevných vzorcích (půdy, sedimenty, horniny). Soubor dat obsahoval výsledky analýz 500 pevných vzorků, výsledky zpracování po rozdělení souboru dat do 5 skupin po cca 100 vzorcích jsou uvedeny v **Tabulce 4**. Kromě průměrné hodnoty hmotnostní aktivity ^{238}U a aktivitního poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ jsou v tabulce pro každou skupinu vzorků uvedeny i maximální hodnota a 95% percentil aktivitního poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$.

Na **Obrázku 6** jsou pro tento soubor pevných vzorků znázorněny hodnoty aktivitního poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ v závislosti na hmotnostní aktivitě ^{238}U . Z **Obrázku 6** je zřejmé, že v případě pevných vzorků se u velké části vzorků aktivitní poměr $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ statisticky významně neliší od rovnovážné hodnoty 1,0. Nicméně i v případě pevných vzorků je hodnota aktivitního poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ u části vzorků v rozmezí 1,5 – 2,5, zejména v případě hmotnostní aktivity ^{238}U nižší než cca 25 Bq/kg. Je to dobře patrné i z **Obrázku 7**, kde jsou vynesena data z **Tabulky 4** graficky. V případě pevných vzorků nedosahují hodnoty aktivitního poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ tak vysokých hodnot jako v případě podzemních a povrchových vod (jak průměrné hodnoty, tak zejména maximální hodnoty). Je velmi pravděpodobné, že zvýšené hodnoty aktivitního poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ pevných vzorků jsou dány kontaminací půd vodou povrchovou a podzemní, anebo jde o sedimenty či sekundárně vzniklé minerály. Bohužel nebylo možno zpětně zjistit původ pevných vzorků, u kterých byla zjištěna zvýšená hodnota aktivitního poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$.

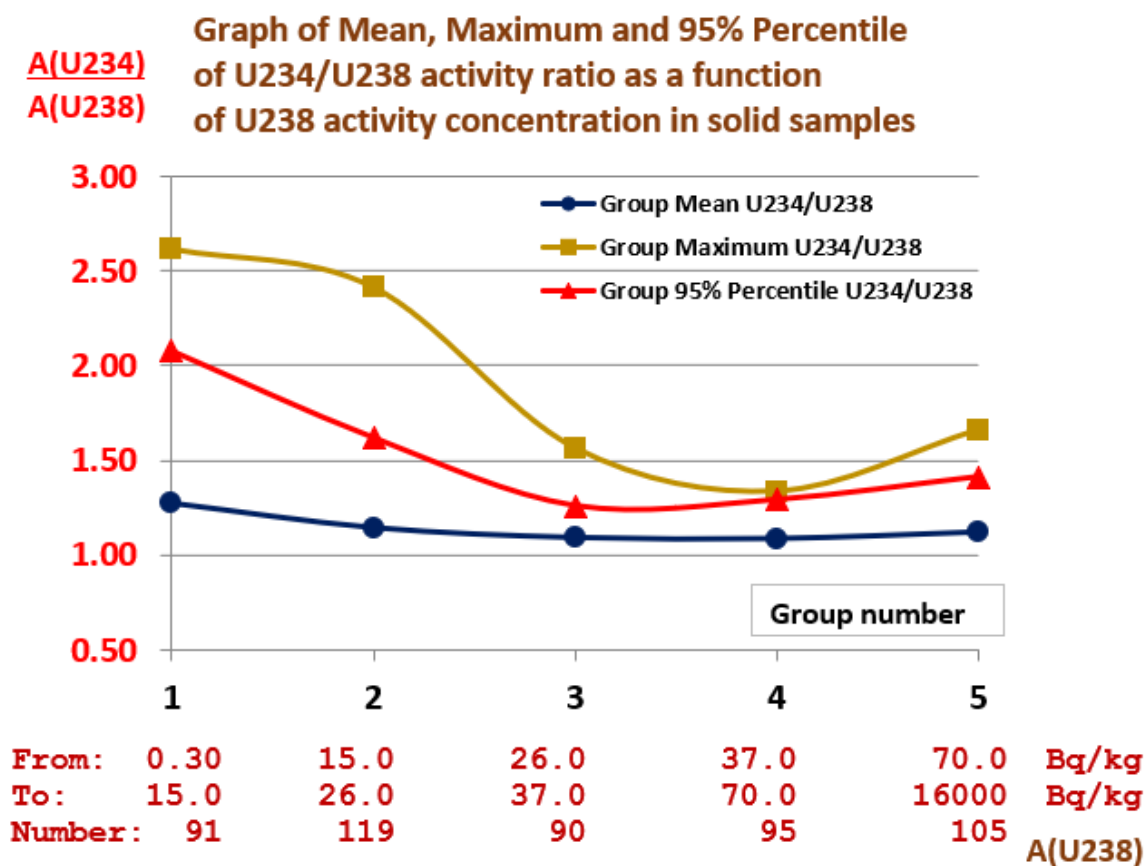
Tabulka 4: Hmotnostní aktivity ^{238}U a poměry hmotnostních aktivit ^{234}U a ^{238}U , $A(^{234}\text{U})/A(^{238}\text{U})$, v analyzovaných pevných vzorcích

Skupina	$A(^{238}\text{U})$ [Bq/kg] od	$A(^{238}\text{U})$ [Bq/kg] do	Počet ve skupině	Skup. průměr $A(^{238}\text{U})$ [Bq/kg]	Skup. průměr $A(^{234}\text{U})/$ $A(^{238}\text{U})$	Kumu- lativní průměr $A(^{234}\text{U})/$ $A(^{238}\text{U})$	Skup. maxi- mum $A(^{234}\text{U})/$ $A(^{238}\text{U})$	Skup. 95% percentil $A(^{234}\text{U})/$ $A(^{238}\text{U})$
1	0,3	15	91	7,8	1,27	1,27	2,61	2,08
2	15	26	119	21,3	1,14	1,20	2,41	1,62
3	26	37	90	29,8	1,09	1,17	1,56	1,26
4	37	70	95	49,2	1,09	1,15	1,34	1,29
5	70	16000	105	594	1,12	1,14	1,66	1,41
Celk.	0,3	16000	500	146	1,14		2,61	1,54

Poznámky: **Skup.** - Skupinový; **Kumulativní průměr** – průměr za všechny předchozí skupiny včetně dané skupiny



Obrázek 6: Graf závislosti aktivitního poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ na hmotnostní aktivitě ^{238}U v analyzovaných pevných vzorcích



Obrázek 7: Graf závislosti průměru poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, maxima poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ a 95% percentilu poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ v analyzovaných pevných vzorcích na průměrné skupinové hmotnostní aktivitě ^{238}U

Závěr

Byly statisticky zpracovány data analýz 4144 vzorků podzemních a povrchových vod na obsahy izotopů uranu ^{238}U , ^{235}U a ^{234}U stanovených technikou ICP/SFMS.

Aktivitní poměr $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ je prakticky ve všech vzorcích vod významně vyšší než 1,0, jen u cca 5 % vzorků je naměřený aktivitní poměr nižší než 1,0. Bylo zjištěno, že v podzemních a povrchových vodách poměr objemových aktivit $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ obecně roste se snižováním objemové aktivity ^{238}U . Spojnice trendu grafu 95% percentilu aktivitního poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ roste od hodnoty 2,5, pro objemové aktivity ^{238}U XXX Bq/L, až k hodnotě cca 8,5, pro objemovou aktivitu ^{238}U 20 mBq/L. Průměrná hodnota aktivitního poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ pro objemové aktivity ^{238}U v intervalu 20 až 63 mBq/L je 2,30, a pro objemové aktivity ^{238}U nad 63 mBq/L je 1,63.

Bylo prokázáno, že běžně používaná teoretická hodnota celkové hmotnostní aktivity alfa přírodního uranu U_{NAT} 25 Bq/mg je v případě reálných vzorků vod nepoužitelná, v průměru dosahuje hmotnostní alfa aktivity uranu hodnot 33 – 41 Bq/mg, což je třeba vzít do úvahy při korigování zvýšených hodnot celkové objemové aktivity alfa na obsah přírodního uranu. Pokud je korigovaná zbytková objemová aktivita alfa významně vyšší, je vhodnější provést nejprve stanovení objemových aktivit ^{234}U a ^{238}U alfa-spektrometricky nebo technikou ICP/MS, než pátrat po dalších přítomných radionuklidech emitujících záření alfa (samozřejmě kromě izotopu ^{226}Ra , který je druhým významným přispěvovatelem k hodnotě celkové alfa aktivity). Přítomnost izotopů uranu ve vodě je totiž vzhledem k chemickým vlastnostem uranu pravděpodobnější než přítomnost jiných radionuklidů emitujících záření alfa (zejména izotopy thoria a polonia). V případě některých vzorků vod dosahuje hmotnostní alfa aktivity obsaženého uranu dokonce hodnot 100 až 200 Bq/mg.

V cca 5 % případech je naměřený aktivitní poměr $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ ve vodách nižší než 1,0, nicméně jen v 0,65 % případech (27 údajů z 4144) jde o statisticky významně nižší hodnotu než 1,0. Je uvedeno možné vysvětlení, jak k tomu v reálných podmínkách může docházet. Vyhodnocením aktivitního poměru $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ bylo potvrzeno, že se nejedná o vzorky kontaminované ochuzeným uranem.

Aktivitní poměr $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ u všech analyzovaných vzorků vod se v rámci nejistot stanovení neliší od teoretické hodnoty 0,0461. Bylo tomu tak i v případě všech analyzovaných pevných vzorků.

V případě pevných vzorků nedosahují hodnoty aktivitního poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ tak vysokých hodnot jako v případě podzemních a povrchových vod (jak průměrné hodnoty, tak zejména maximální hodnoty). U některých pevných vzorků s hmotnostní aktivitou ^{238}U pod cca 25 Bq/kg dosahuje aktivitní poměr $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ hodnot 1,5 až 2,5. Je velmi pravděpodobné, že zvýšené hodnoty aktivitního poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ u pevných vzorků jsou dány jejich kontaminací vodou povrchovou nebo podzemní, anebo jde o sedimenty či sekundárně vzniklé minerály. Bohužel nebylo možno zpětně zjistit původ pevných vzorků, u kterých byla zjištěna zvýšená hodnota aktivitního poměru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$.

Literatura

- [1] BOUDA T. (2011): Porovnání radiologických a hmotnostně spektrometrických metod pro stanovení radionuklidů, Sborník konference “**Radiologické metody v hydrosféře 11**” (*Comparison of radiological and mass spectrometric methods for the determination of radionuclides, Proceedings of the Conference "Radiological methods in the hydrosphere 11"*), Třeboň 2011, Česká republika (Czech Republic), ISBN 978-80-86832-59-3, s./p. 17-27.
- [2] RODUSHKIN I., ENGSTRÖM E., BAXTER D.C. (2009): Sources of contamination and remedial strategies in the multi-elemental trace analysis laboratory. **Anal. Bioanal. Chem.** **396** (2009), s./p. 365-377.
- [3] MILER VL. [Centrální analytická laboratoř - Zkušební laboratoř (*Central Analytical Laboratory – Testing Laboratory*), Hlavní 130, Řež, 250 68 Husinec, Česká Republika (*Czech Republic*), akreditovaná Českým institutem pro akreditaci (*accredited by the Czech Accreditation Institute*)]: **Osvědčení o akreditaci č. 118/2022** Laboratoře č. 1093.4 s přílohou ze dne: 9. 3. 2022, Zkouška č. 11 „Stanovení nízkých koncentrací prvků a izotopů metodou ICP-MS“ (**Accreditation certificate No. 118/2022 of the Laboratory No. 1093.4 with Appendix dated March 9, 2022, Test No. 11 “Determination of low concentrations of elements and isotopes by ICP-MS method”**); <https://www.cai.cz/?subjekt=1093-4-ujv-rez-a-s>
- [4] AUDI, G., ET AL.: *The NUBASE 2014 evaluation of nuclear properties*. **Chinese Physics C**, Vol. **36**(12), s./p. 1157-1286 [**NUBASE2012**]
- [5] FIRESTON RICHARD B., CHU S.Y. FRANK, CD-ROM Editor and SHIRLEY VIRGINIA S., Editor: **Table of isotopes CD-ROM**, Eighth Edition, Version 1.0, March 1996, Wiley-Interscience.
- [6] RICHTER S. ET AL.: *Isotopic „Fingerprints“ for Natural Uranium Ore Samples*. *Int. J. Mass Spectrom.* **193** (1999), s./p. 9-14.
- [7] CHENG H. ET AL. (2012): *The half-lives of Uranium-234 and Thorium-230*. **Chemical Geology** **169** (2000) s./p. 17-33.
- [8] AGHA AHMAND R. ET AL. (2011): *Assay of uranium isotopic ratios $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ in bottom sediment samples using destructive and non destructive techniques (Nasser Lake)*. **Proceedings of the 8th Conference on Nuclear and Particle Physics, 20-24 Nov. 2011**, Hurghada, Egypt.
- [9] FUJIKAWA Y. ET AL. (2000): *Variations of uranium isotopic ratios $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ and $^{235}\text{U}/\text{total-U}$ in Japanese soil and water samples – Application to environmental monitoring*. **Report P-4a-238**. Japan Health Physics Society, Tokyo (Japan); 1 v; May 2000; [6 p.]; IRPA-10: 10. International congress of the International Radiation Protection Association; Hiroshima (Japan); 14-19 May 2000; No. P-4a-238; 30 refs., 4 figs., 1 tab.
- [10] BOUDA T. (1991): *Přehled nuklidů přirozených radioaktivních rozpadových řad, metody jejich stanovení a diskuse možností jejich migrace do životního prostředí strážské uranové oblasti* (*Overview of nuclides of natural radioactive decay series, methods of their determination and discussion of possibilities of their migration into the environment of uranium*

area in Stráž pod Ralskem). **Zpráva MEGA-143-A/9 (Report MEGA-143-A/9)**. Stráž pod Ralskem 1991, Česká republika (Czech Republic), 34 s./p.

[11] BOUDA T. (2015): Objemové aktivity radionuklidů ^{238}U , ^{235}U , ^{234}U , ^{230}Th a ^{232}Th a izotopické poměry $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ a $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ ve vodách (Activity concentrations of ^{238}U , ^{235}U , ^{234}U , ^{230}Th and ^{232}Th and isotopic ratios of $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ and $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ in waters). Sborník z konference ***Radiologické metody v hydrosféře 15*** (Proceedings from the Conference ***Radiological methods in the hydrosphere 15***), ISBN 978-80-86832-84-5, Uherské Hradiště 2015, Česká republika (Czech Republic), s./p. 74-82.

[12] **Vyhláška č. 422/2016 Sb.** o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje, Sbírka zákonů č. 422/2016, Částka 172, s. 6618-6904;
<https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/legislativa/vyhlaskey/sb0172-2016.pdf>

[13] SÚJB (2017): **DOPORUČENÍ SÚJB** „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“, **DR-RO-5.3(Rev. 0.0)**, Praha listopad 2017, 129 s.;
<https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/dokumenty/publikace/DR-RO-5-3-Rev-0-0-Doporuceni-uvolnovani-ML2.pdf>

[14] SÚJB (2017): **DOPORUČENÍ SÚJB** „Měření a hodnocení obsahu přírodních radionuklidů v pitné vodě pro veřejnou potřebu a v balené vodě“, **DR-RO-5.1(Rev. 0.0)**, Praha listopad 2017, 40 s.
<https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/dokumenty/publikace/DR-RO-5-1-Rev-0-0.pdf>

EVALUATION OF THE DEPENDENCE OF THE ACTIVITY CONCENTRATIONS RATIOS $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ AND $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ IN WATERS ON THE ^{238}U ACTIVITY CONCENTRATION

Keywords: uranium isotopes ^{234}U , ^{235}U a ^{238}U , activity ratios $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ and $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$, ICP/SFMS, groundwater, surplus ^{234}U against ^{238}U in waters

Abstract

In routine radiochemical analyzes of water, especially drinking water, in recent years we analyzed more than 4,000 water samples for uranium ^{238}U , ^{235}U and ^{234}U isotope contents by ICP/SFMS method in the ALS Scandinavia AB laboratory, Luleå, Sweden and the Central Analytical Laboratory of ÚJV Řež, a.s., Husinec – Řež, in the Czech Republic. By statistical processing of an extensive set of data, we evaluated the interesting patterns that are discussed in this article and which can significantly help in the evaluation and interpretation of measurements of natural radionuclides in drinking water.

While the $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ activity ratios in natural waters and rocks are more or less constant, the $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ activity ratios in natural waters, especially groundwater, but also in some soils, sediments and rocks, usually do not correspond to the calculated theoretical values. The $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ activity ratio is 1.0 only in closed systems, e.g. in some minerals that have not been subjected to any chemical effect for a long time. In waters, the activity ratio of $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ is often many times higher than 1.0. The reason for this is the fact that ^{234}U in rocks is formed by the decay of its parent nuclide, ^{238}U . After one alpha decay and two beta decays, the daughter ^{234}U is released from its original position in the crystal lattice of the mineral due to "atomic recoil", and upon subsequent chemical attack of the rock by groundwater, ^{234}U atoms enter the aquatic environment much more easily than its parent ^{238}U atoms. Thus, uranium-234 isotope is much more chemically reactive than uranium-238 in the solid sample, and as a result, the $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ activity ratio in waters and in the formed secondary minerals and rocks is much higher than 1.0. The fact that ^{234}Th , the short-term alpha decay product of ^{238}U , can be released to a greater extent into the aqueous environment after atomic recoil, where it decays to ^{234}U very quickly, also contributes in part to the increase in ^{234}U activity against ^{238}U .

We confirmed these facts by statistical processing of an extensive data set of ^{238}U , ^{235}U and ^{234}U contents in the analyzed water samples. The $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ activity ratio is constant within the uncertainties of the determination, no exception was found. In contrast, the activity ratio of $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ is significantly higher than 1.0, the overall average of this ratio is 1.9. The value of this ratio depends on the hydro-chemical conditions of the environment, but it can generally be said that the lower the total volume concentration of uranium resp. the volume activity of ^{238}U in groundwater, the higher the value of this ratio. If the volume activity of ^{238}U in groundwater decreases from XX-XXX Bq/L to 0.0XX Bq/L, the 95% percentile distribution of the $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ ratio will increase from about 3 to 8-10.

The work also discusses relatively "rare cases" where the activity ratio $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ is less than 1.0.

The values of these activity ratios were also evaluated for about 500 analyzed solid samples.

ZKUŠENOSTI S ÚPRAVOU VODY SE SEPARACÍ URANU

Ing. Zdeňka Jedličková

VODÁRENSKÁ AKCIOVÁ SPOLEČNOST, a.s., Soběšická 820/156, 638 Brno

e-mail: jedlickova@vasgr.cz

Klíčová slova: surová voda, upravená voda, ionexový filtr.

Abstrakt: První technologie na odstranění uranu ze surové vody provozovaná společností VAS, a.s. byla uvedena do provozu v roce 2012. Úprava vody je podle zákona č. 263/2016 Sb., atomový zákon, pracovištěm se zvýšeným obsahem přírodního radionuklidu.

1. Úvod

Na původní úpravě vody byla upravována podzemní voda se zvýšenými hodnotami železa a manganu. Surová voda byla jímána ze dvou vrtů. Z důvodu požadavku vyššího množství vyrobené vody byly vybudovány dva další jímací objekty (dále JO). V surové vodě nových JO byly analyzovány nadlimitní hodnoty uranu ve vztahu k současným požadavkům zákona O ochraně veřejného zdraví (limit 15 µg U/l), proto bylo rozhodnuto, že k výrobě pitné vody bude přiřazen pouze vrt s nižším obsahem uranu (do 35 µg/l), hodnotami železa analyzovanými v rozpětí od 0,97 do 1,6 mg/l a hodnotami manganu okolo 0,4 mg/l.

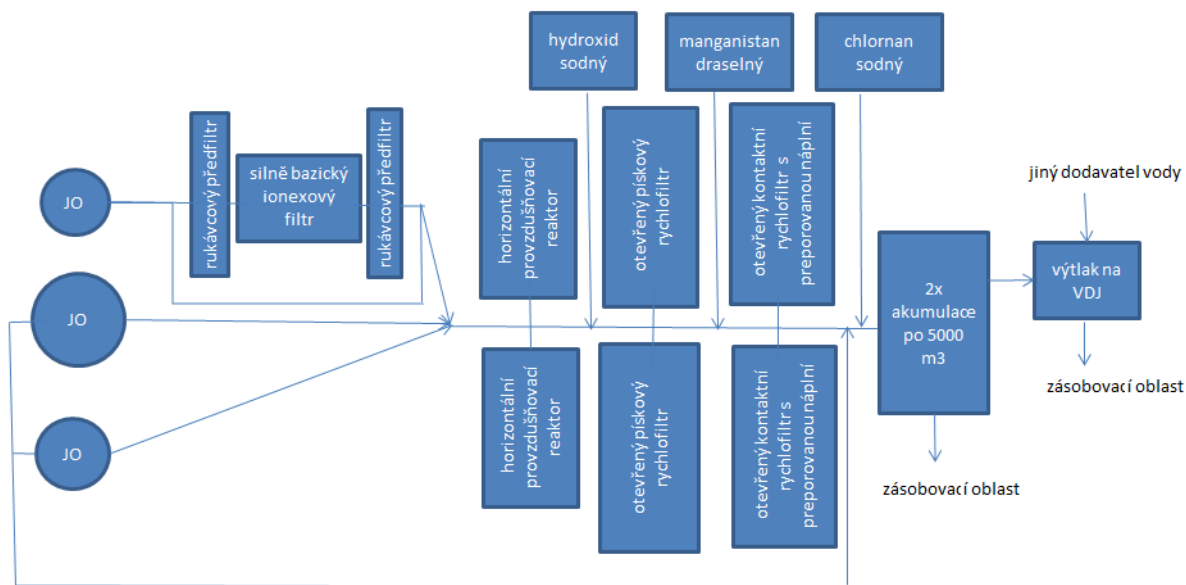
V podzemní vodě původních vrtů byly hodnoty uranu analyzovány okolo 11 µg/l a v rozmezí od 8,6 do 12,8 µg/l.

2. Technologie úpravny vody (dále ÚV)

Oproti původní technologii došlo při rekonstrukci ÚV k doplnění technologické linky (separace iontů železa a manganu) o separaci uranu. Technologie na snížení množství uranu s maximálním průtokem vody přes ionexový filtr 4 l/s byla instalována na začátek procesu úpravy vody. Na tomto technologickém stupni je předupravována surová voda pouze z vrtu s nejvyššími hodnotami uranu v surové vodě – viz technologické schéma ÚV (obr. 1). Po snížení množství radionuklidů je předupravená voda míchána se surovou vodou z původních dvou vrtů. Směs vody je dále upravována na technologické lince skládající se z horizontálních provzdušňovacích reaktorů, otevřených pískových rychlofiltrů a otevřených rychlofiltrů s preparovanou náplní vodárenského písku.

3. Technologie na odstraňování uranu ze surové vody

Surová voda prochází nerezovým mechanickým rukávcovým filtrem s výměnným filtračním sáčkem o nominální propustnosti 20 mikronů. Filtr slouží pro zachyt hrubých nečistot nacházejících se v surové vodě. Dále voda protéká tlakovým nerezovým filtrem s náplní silně bazického ionexu Lewatit DW630 o objemu 500 dm³. Na tomto ionexu dochází k separaci uranu. Uran je pevně chemicky vázán v ionexovém sorbentu. Upravovaná voda filtrem proudí ze spodu na horu, tudíž je ionexová náplň průběžně nakypřována. Praní ionexového filtru není prováděno. Za ionexem je opět osazen mechanický rukávcový filtr s výměnnou filtrační náplní 20 mikronů na zachycení případného vyplavení náplně Lewatiti DW630 do systému úpravy vody. Při zvyšujícím se množství nečistot v zachycených filtračních rukávcích (sáčcích) se zvětšuje tlaková ztráta. Pro obnovení filtrační schopnosti je zapotřebí provádět proplach filtračních sáčků čistou vodou nebo jejich výměnu. Ionexový filtr s filtry na zachycení hrubých nečistot může být obtokován.



Obr. 1 Technologické schéma ÚV

4. Pracoviště se zvýšeným obsahem přírodního radionuklidu

Úpravna podzemní vody s odstraňováním uranu je podle zákona č. 263/2016 Sb., atomový zákon pracovištěm se zvýšeným obsahem přírodního radionuklidu. Z tohoto důvodu jsme podle zákona č. 263/2016 Sb. a jeho prováděcí vyhlášky č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje na ÚV zajistili měření umožňující stanovení efektivní dávky pracovníka na pracovišti. Ke stanovení osobní dávky pracovníka se používají výsledky měření příkonu prostorového dávkového ekvivalentu (dávkového příkonu), průměrných objemových aktivit radionuklidů v ovzduší, povrchové kontaminace na pracovišti a evidence pracovní doby.

Pracovníci na ÚV mohou být při práci ozáření cestou z inhalace radonu a jeho produktů přeměny (nakládání s vodou z podzemního zdroje) a ze zevního ozáření gama zářením (technologie s filtry na úpravu vlastností podzemní vody).

Na ÚV byla provedena následující šetření a měření pracovníkem držitele povolení k provádění služeb osobní dozimetrie:

- Prohlídka pracoviště, stanovení roční pracovní doby pracovníků na ÚV.
- Stanovení objemové aktivity radonu stopovým detektorem s expoziční dobou 1 rok.
- Měření dávkového příkonu gama záření.

5. Měření objemové aktivity radonu (dále OAR)

Na základě prohlídky ÚV byl zpracován popis pracoviště a byly rozmístěny stopové detektory RAMARN na jeden rok. Toto dlouhodobé měření zohledňuje případné roční variace objemové aktivity radonu na pracovišti. Měření slouží k posouzení, zda na pracovišti může být překročena referenční úroveň 300 Bq/m³ pro průměrnou objemovou aktivitu radonu v době pobytu pracovníka na pracovišti. Přepočet referenční úrovně na dobu pobytu pracovníka na pracovišti vychází z toho, že hodnota 300 Bq/m³ platí pro dobu pobytu 2000 hodin za 12 měsíců. Vyhodnocení stopových detektorů provedl SÚJCHBO v Příbrami – Kamenné.

Stanovená OAR na ÚV: 1240 Bq/m³,

upravená referenční úroveň při roční pracovní době jednoho pracovníka na pracovišti (121 hodin): 4960 Bq/m³

Objemová aktivita radonu je menší než referenční úroveň upravená podle doby pobytu pracovníka na pracovišti (§93, odst. 1 vyhlášky č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje). Měřením bylo dokladováno, že nedošlo k překročení 300 Bq/m³ pro průměrnou objemovou aktivitu radonu v ovzduší při výkonu práce.

6. Měření dávkového příkonu gama záření

Měření dávkového příkonu gama záření bylo provedeno radiometrem kontaktně na tlakové nádobě s ionexem, ve vzdálenosti 1 m od nádrže. Rovněž byla stanovena hodnota přírodního pozadí před objektem ÚV.

Dávkový příkon záření gama (μGy/h)		
přírodní pozadí = 0,13		
místo na ÚV	naměřeno	po odečtu pozadí
oduranování		
kontakt	0,23-0,25	0,10-0,12
ve vzdálenosti 1 m	0,17-0,19	0,04-0,06
odželezňování, odmanganování		
kontakt	0,25-0,28	0,12-0,15
ve vzdálenosti 1 m	0,18-0,20	0,05-0,07

Tab. 1 Hodnoty dávkového příkonu záření gama

Při výpočtu stanovení efektivní dávky byl použit konverzní faktor 0,7 pro přepočítání z Gy na Sv.

Vypočtená efektivní dávka pracovníků na ÚV s náplněmi na oduranování, odželezňování a odmanganování vody v důsledku zevního ozáření gama za rok je 0,001 mSv. Jedná se o extrémně nízkou, prakticky zanedbatelnou dávku. Měřením bylo dokladováno, že nedojde k překročení hodnoty 1 mSv/rok pro efektivní dávku, která nezahrnuje dávku obdrženou z ozáření z přírodního pozadí a z ozáření radonem a z produktů jeho přeměny (§ 88, odst. 2, pís. b předmětné vyhlášky).

Další měření hodnot příkonu prostorového dávkového ekvivalentu záření gama:

Dávkový příkon záření gama při prvním čerpání nasorbovaného ionexu byl 0,2 μSv/h, přírodní pozadí 0,15 μSv/h. Měření provedli pracovníci SÚJB.

Pracovníci společnosti DIAMO, státní podnik, odštěpný závod GEAM při odvozu nasorbovaného ionexu, který obsahoval 6 g U/l (hodnota stanovena v laboratoři chemické úpravy v Dolní Rožínce), naměřili hodnoty dávkového příkonu záření gama:

- na povrchu TOS: 0,00024 mSv/h
- 1 m od povrchu TOS: 0,0018 mSv/h
- v kabině auta: 0,00013 mSv/h.

Z dosavadních měření příkonu fotonového dávkového ekvivalentu je patrné, že je splněn požadavek, uvedený v dokumentu nacházejícím se na internetových stránkách SÚJB: Požadavky SÚJB při nakládání s náplněmi filtrů nasycenými uranem vznikajícími při úpravě

vody z podzemních zdrojů, v kapitole: Věcné požadavky na zajištění radiační ochrany pracovníků, a to, aby při přepravě náplně podle Dohody ADR jako vyjmuté zásilky nebyla překročena hodnota příkonu fotonového dávkového ekvivalentu 5 $\mu\text{Sv/h}$ na povrchu této zásilky.

Jelikož je na ÚV voda míchána ze tří JO, (odlišná vydatnost a jakost vody v ukazateli uran – viz. výše), není nutné provádět výměnu náplně při dosažení limitu 15 $\mu\text{g U/l}$ v upravené vodě za technologií na snížení množství uranu. Výměna náplně Lewatit DW630 byla prováděna v okamžiku, kdy se hodnota uranu za ionexem přibližovala hodnotě uranu před ionexem. Podmínkou však zůstává nepřekročení limitu 15 $\mu\text{g U/l}$ v pitné vodě, tj. na výstupu z ÚV.

7. Uvolňování radioaktivní látky z pracoviště – odpadní vody

Praním pískových filtrů na ÚV může docházet k uvolňování radioaktivní látky mimo pracoviště. Prací vody z technologické linky ÚV (praní pískových filtrů) jsou v tomto případě vypouštěny do kanalizace pro veřejnou potřebu. Minimálně 1x ročně jsou prováděny rozborové vypouštění prací vod na stanovení celkové objemové aktivity alfa a celkové objemové aktivity beta po odečtení příspěvku 40K. Stanovené hodnoty jsou porovnány s uvolňovacími hodnotami uvedenými ve vyhlášce č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje. Za dobu provozování ÚV nedošlo k překročení uvolňovacích úrovní (UÚ stanovená výše uvedenou vyhláškou do kanalizace – průměrná celková objemová aktivita alfa ve všech látkách 50 Bq/l, průměrná celková objemová aktivita beta po odečtení příspěvku 40K ve všech látkách 100).

Dat. odběru	Místo odběru	Celk. alfa aktivita	Celk. beta aktivita
		Bq/l	Bq/l
14.2.2017	kalová jímka	0,48	0,37
5.11.2018	kalová jímka	0,68	0,45
18.2.2019	kalová jímka	0,58	0,55
4.11.2020	kalová jímka	1,14	0,70
2.8.2021	kalová jímka	0,63	0,32

Tab.2 Rozborové odpadních vod z praní pískových filtrů (odFe, odMn) do kanalizace pro veřejnou potřebu zakončenou ČOV.

8. Závěr

U pracovníků zajišťujících chod ÚV bylo dokladováno, že nedošlo k překročení úrovní podle § 88, odst. 2 vyhlášky č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje, tj. k překročení úrovní: a) 300 Bq/m³ pro průměrnou objemovou aktivitu radonu v ovzduší při výkonu práce, nebo

b) 1 mSv za rok pro efektivní dávku, která nezahrnuje dávku obdrženou z ozáření z přírodního pozadí a z ozáření radonem a z produktů jeho přeměny.

Pokud nedojde ke změně surovin, technologických postupů nebo pracovních podmínek na ÚV, nemusí se další měření ani určování roční efektivní dávky pracovníků provádět.

Z provedených stanovení vypouštění odpadních vod do kanalizace pro veřejnou potřebu bylo zjištěno, že na ÚV nedochází k překročení uvolňovacích úrovní stanovených v §105 odst. 5 předmětné vyhlášky.

Při přepravě nasorbované náplně Lewatit DW630 oprávněnou firmou (musí mít jmenovaného bezpečnostního poradce pro přepravu nebezpečných věcí, a to pro třídu 7 – radioaktivní látky) nedochází k překročení hodnoty příkonu fotonového dávkového ekvivalentu 5 $\mu\text{Sv/h}$ na povrchu vyjmuté zásilky.

Literatura

1. Zákon č. 263/2016 Sb., atomový zákon
2. Vyhláška č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje
3. Doporučení SÚJB vložené na web SÚJB:
 - Stanovování osobních dávek pracovníků na pracovištích s možným zvýšeným ozářením z radonu
 - Stanovování osobních dávek pracovníků na pracovištích se zvýšeným obsahem přírodního radionuklidu
 - Požadavky SÚJB při nakládání s náplněmi filtrů nasycenými uranem vznikajícími při úpravě vody z podzemních zdrojů
4. PROTON PLUS, spol. s r.o. – Stanovení efektivní dávky fyzických osob, r. 2020

MONITOROVANIE RÁDIONUKLIDOV V HRANIČNÝCH TOKOCH SLOVENSKA

Gabriela Wallová¹, Enrique Mariaca¹, Sabína Zvachová¹, Ivana Petránová¹

¹Výskumný ústav vodného hospodárstva, Bratislava

e-mail: gabriela.wallova@vuvh.sk

Kľúčové slová: monitorovanie, povrchové vody, hraničné toky

Abstrakt

Sledovanie kvality povrchovej vody v hraničných tokoch Slovenska sa v rámci VÚVH uskutočňuje už od 80. rokov minulého storočia. V rokoch 2016-2021 prebiehala na VÚVH v Bratislave v rámci Kohézneho fondu už III. etapa Monitorovania a hodnotenia stavu vôd. Táto etapa zahŕňala zabezpečenie odberov, sledovanie kvality vody v hraničných tokoch, prípravy a spracovanie vzoriek, analytické práce a vyhodnocovanie výsledkov monitorovania. Pri monitorovaní Dunaja, ako aj ostatných slovenských hraničných tokov sa sledovala kvalita vody na vstupe aj na výstupe z nášho územia spolu so susednými krajinami - Rakúskom a Maďarskom. Odbery sa uskutočňovali súčasne a raz ročne sa výstupy z monitorovania porovnávali.

Na Oddelení rádiochemie VÚVH sa v povrchových vodách stanovovali vybrané rádiochemické ukazovatele, hodnotila sa ich celková úroveň a možný vplyv na zdravie človeka.

1. Úvod

Voda je jedinečná kvapalina, ktorá zohráva v živote človeka významnú úlohu. Monitorovanie vody je dôležité pre udržanie kvality životného prostredia. Voda obsahuje vždy určité množstvo rádioaktívnych prvkov prírodného a antropogénneho pôvodu. Pri rádioaktívnej premene uránu a tória vznikajú rádionuklidy, ktoré sú súčasťou premenových radov. Tie prechádzajú do vody a tvoria príspevok prírodnej rádioaktivity vôd. Využívanie zdrojov ionizujúceho žiarenia v rôznych odvetviach ľudskej činnosti taktiež tvorí príspevok k umelej rádioaktivite vôd. Rádionuklidy vo vode nie sú vo všeobecnosti viazané na molekuly vody (s výnimkou trícia) ale na soli vo vode rozpustené, suspendované látky a vo vode sa nachádzajúcej flóry a fauny.

Dunaj sa charakterizuje nielen ako rieka, ale aj ako chránená krajinná oblasť, ktorá vytvára podmienky na uchovanie pôvodného živočíšstva tejto oblasti [1]. Slovenský úsek Dunaja je pomerne krátky, ale nemá jednotný charakter. Pri vstupe na naše územie má charakter vysokohorskej rieky. V strednom úseku pri Medveďovej sa mení na nížinný [2]. Už pri vstupe na územie Slovenska je Dunaj ovplyvnený odpadovými vodami z jadrových elektrární. V Nemecku je na Dunaji JE Gundremmingen a na rieke Isar, ktorá sa vlieva do Dunaja sa nachádza JE Isar. V Rakúsku sú v prevádzke tri reaktory používané na výskum. V Českej republike sa do rieky Moravy a následne do Dunaja vlievajú odpadové vody z JE Dukovany. Na našom území sa do Dunaja vlievajú vody z JE v Jaslovských Bohuniciach (Váh) a z JE v Mochovciach (Hron) [3].

2. Odberové miesta a metodiky stanovenia rádionuklidov v povrchových vodách

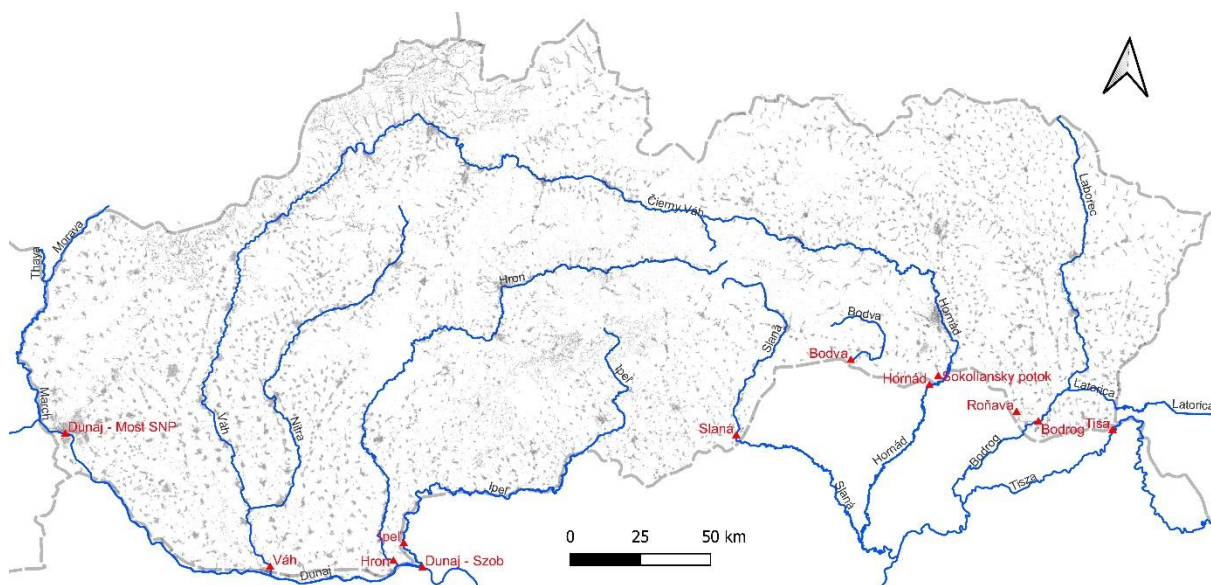
2.1. Odberové miesta

Rádiologický rozbor Dunaja sa v rokoch 2016-2021 uskutočňoval z niekoľkých odberových miest: Bratislava ľavý a pravý breh (vstup na Slovensko z Rakúska), Váh, Hron, Ipel', Szobstred (výstup zo Slovenska do Maďarska) a východoslovenské hraničné vodné toky: Bodva,

Bodrog, Tisa, Slaná, Roňava, Sokoliansky potok, Hornád (výstup zo Slovenska do Maďarska). Odberové miesta sú zaznačené na Obr. 1.

V povrchových vodách sme sa zamerali na stanovenie: celkovej objemovej aktivity alfa, celkovej objemovej aktivity beta, objemovej aktivity ^{90}Sr – zrážacou metódou, objemovej aktivity ^3H , objemovej aktivity ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra a ^{228}Ra – gamaspektrometrickým stanovením. V práci sú uvedené namerané rozsahy hodnôt týchto rádiochemických ukazovateľov za obdobie rokov 2016-2021. Používané metodiky sú uvedené v Tab. 1.

Odbery sa uskutočňovali štyri krát do roka. Výnimkou bol rok 2018, kedy sa odber na odberovom mieste Szob-stred uskutočnil len 3x za rok. Na odberovom mieste Ipel'-Salka bol vykonaný odber na stanovenie rádiochemických ukazovateľov: celková objemová aktivita alfa a beta v roku 2017 a 2021 a ^{90}Sr len v roku 2016 a 2017. V roku 2020 a 2021 nebola dodržaná frekvencia odberov vzhľadom na pandemické opatrenia spojené s COVID-19. V roku 2020 sa vykonal odber z miesta Szob-stred len vo februári. V roku 2021 neboli na odberovom mieste Szob - stred odobraté žiadne vzorky povrchovej vody.



Obr. 1 Odberové miesta hraničných povrchových tokov Slovenska pre rádiochemické ukazovatele.

2.2. Metodiky stanovenia rádiochemických ukazovateľov

Tab. 1 Metodiky stanovenia jednotlivých rádiochemických ukazovateľov pri monitorovaní povrchových vôd.

<i>Ukazovateľ</i>	<i>Metodika</i>
Objemová aktivita α	STN 75 7611
Objemová aktivita β	STN 75 7612
Objemová aktivita ^{90}Sr	Zrážacia metóda s hexakynožeľeznatanom draselným a uhličitanom sodným
Objemová aktivita ^3H	STN ISO 9698
Gamaspektrometria	STN ISO 10703

Celková objemová aktivita alfa: skupinový ukazovateľ možného obsahu rádionuklidov s premenou alfa podľa STN 75 7611. Vyjadruje sa súčtom objemových aktivít rádioaktívnych izotopov uránu ^{234}U , ^{235}U a ^{238}U v ich prírodnej zmesi, ktorý poskytuje rovnakú odozvu ako meraná vzorka. Zistená hodnota zahŕňa rádionuklidy emitujúce žiarenie alfa rôznou mierou, niektoré nezahŕňa vôbec (napríklad ^{222}Rn). Slúži hlavne ako podklad k rozhodovaniu o potrebe stanovenia objemových aktivít jednotlivých rádionuklidov vo vode. [4]

Celková objemová aktivita beta: skupinový ukazovateľ možného obsahu rádionuklidov s premenou beta zistený podľa STN 75 7612. Vyjadruje sa súčinom objemovej aktivity izotopu ^{40}K a zastúpením jeho premeny beta s emisiou elektrónov (β^-), ktorý poskytuje rovnakú odozvu ako meraná vzorka. Zistená hodnota zahŕňa rádionuklidy emitujúce žiarenie beta rôznou mierou, niektoré nezahŕňa vôbec ^3H . Slúži hlavne ako podklad k rozhodovaniu o potrebe stanovenia objemových aktivít jednotlivých rádionuklidov vo vode. [5]

Pri stanovení celkovej objemovej aktivity alfa a beta sa celkový obsah látok, prípadne rozpustené látky získajú zo vzorky odparením. Návažok vyžíhaného odparku sa meria proporcionálnym detektorom. Na Oddelení rádiochémie na VÚVH sa na stanovenie celkovej objemovej alfa a beta aktivity používa nízkooperačný prporporcionálny počítač IN 20 a od roku 2019 aj nízkooperačný prporporcionálny počítač LB 4200. Oba prístroje umožňujú súčasné meranie aktivity alfa aj beta.

Stanovenie objemovej aktivity trícia (^3H)

Trícium (^3H) je beta žiarič s polčasom rozpadu 12,3 rokov. Môže mať prírodný aj antropogénny pôvod. V prírode vzniká jadrovými reakciami kozmického žiarenia v atmosfére a na zemský povrch sa dostáva zrážkami. Najvýznamnejším umelým zdrojom v životnom prostredí je prevádzka jadrovej energetiky (JE). Prevažná časť trícia uvoľňovaného z JE zariadení, je vo forme tríciovej vody, ktorá sa podieľa na kontaminácii okolitých vodných systémov.

Objemová aktivita ^3H sa stanovuje podľa normy STN ISO 9698 [6]. ^3H sa meria po predestilovaní vzorky na kvapalinovom scintilačnom spektrometri Tricarb 2900TR alebo Quantulus GCT 6220. Na meranie sa používajú plastové vialky s objemom 20 ml a scintilátor UltimaGold LLT. Na prístroji Tricarb 2900TR sa používa vzorka a scintilátor v pomere 10:10. Vzorky sa merajú v cykloch po 30 minút v 25 cykloch. Na prístroji Quantulus GCT sa používa vzorka a scintilátor v pomere 8 : 12. Doba merania vzorky je 120 minút.

Stanovenie objemovej aktivity stroncia (^{90}Sr)

^{90}Sr je štiepnym produktom uránu. Je to čistý beta žiarič s dobou polpremeny 28,1 roka. Z hľadiska rádiotoxicity sa zaraďuje do skupiny vysoko radiotoxických rádionuklidov. ^{90}Sr sa chemicky podobá na vápnik, je jeho nutričným analógom. Dokáže nahrádzať vápnik v kostiach, v chrupavkách a následne ožarovať kostnú dreň. Pre to predstavuje značné biologické riziko pre krvotvorbu.

Na stanovenie ^{90}Sr zrážacou metódou sa používajú vzorky o objeme 20 l. Rádiochemické stanovenie vo veľkých objemoch spočíva vo vyzrážaní Cs ako zmesného hexakyanatanu železnatého a stroncia ako uhličitanu strontnatého. Na meranie výslednej zrazeniny sa používa nízkooperačný prístroj IN 20. V súčasnosti na Oddelení rádiochémie VÚVH pracujeme na zavedení novej metódy na stanovenie ^{90}Sr s použitím komerčne dostupných separačných sorbentov.

Gamaspektrometrické stanovenie

Postup a spracovanie vzoriek pre gamaspektrometrické meranie vyplýva z normy STN ISO 10703 [7]. Zhomogenizované a zakoncentrované vzorky povrchových vôd boli hermeticky uzavreté v Marinelliho nádobách o objeme 450 ml. Uzatvorené vzorky boli merané až po mesiaci, kedy dochádza k ustáleniu rádioaktívnej rovnováhy uránových premenových radov. Gamaspektrometricky boli stanovené rádionuklidy ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra , ^{228}Ra .

3. Výsledky

Výsledky sledovaných rádiologických ukazovateľov v povrchových vodách za obdobie 2016-2021 sú zhrnuté v Tab.2 a Tab.3.

V období rokov 2016-2021 na úseku Dunaja s jeho prítokmi sa hodnota celkovej objemovej aktivity alfa nachádzala v intervale od úrovne detekčného limitu po 180 mBq/l. Hodnoty celkovej objemovej aktivity beta sa pohybovali od 13 mBq/l až 570 mBq/l. Najvyššia hodnota celkovej objemovej aktivity beta (570 mBq/l) bola nameraná na odberovom mieste Ipeľ-Salka v auguste 2021. Objemová aktivita ^{90}Sr dosiahla najvyššiu hodnotu 9 mBq/l v januári 2019 na odberovom mieste Dunaj-l'avý beh a v auguste 2019 Hron-Kamenica. Na odberovom mieste Hron-Kamenica v auguste 2020 bola nameraná najvyššia hodnota objemovej aktivity trícia 88,2 Bq/l. Táto zvýšená hodnota je zrejme dôsledkom vypúšťania odpadovej vody z JE Mochovce. Nameraná hodnota trícia v povrchovej vode nepresiahla koncentračný limit trícia daný platnou legislatívou (100 Bq/l). V tomto sledovanom období neboli zaznamenané žiadne extrémne hodnoty pre gamaspektrometrické ukazovatele t.j. ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra a ^{228}Ra . Najvyššia hodnota ^{40}K bola 367 mBq/l v treťom kvartály 2019 v odberovom mieste Ipeľ-Salka. Ide o prírodný rádionuklid, ktorý sa v povrchových vodách bežne vyskytuje aj vo vyšších koncentráciách. Hodnoty odberových ukazovateľov ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{228}Ra sa na týchto odberových miestach pohybovali na úrovni detekčných limitov.

V období rokov 2016-2021 sa na odberovom mieste Slaná, Bodva, Sokoliansky Potok, Hornád, Bodrog, Tisa a Roňava hodnoty objemovej aktivity trícia pohybovali na úrovni detekčného limitu. Najvyššia nameraná hodnota objemovej aktivity trícia 6,6 Bq/l bola zaznamenaná v novembri 2021, v odberovom mieste Tisa - Zemplénagárd. Hodnoty celkovej objemovej aktivity alfa a beta na týchto odberových miestach neboli stanovené. Hodnoty gamaspektrometricky stanovených rádionuklidov ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{228}Ra sa na týchto odberových miestach pohybovali na úrovni detekčných limitov. Výnimkou je ^{40}K , kde sa namerané objemové aktivity pohybovali od úrovni detekčného limitu až po 974 mBq/l. Odber sa uskutočnil v poslednom kvartály roku 2021 v odberovom mieste Sokoliansky potok. Podľa Nariadenia vlády SR č. 269/2010 Z. z., ktorým sa ustanovujú požiadavky na dosiahnutie dobrého stavu vôd, by celková objemová aktivita beta nemala prekročiť hodnotu 1 Bq/l. Vzhľadom na vysoké hodnoty objemovej aktivity ^{40}K v odberovom mieste Sokoliansky potok (974 mBq/l), sme v odobratej vzorke stanovili parameter celková objemová aktivita beta. Nameraná bola hodnota 1,1 Bq/l, čo predstavuje mierne prekročenie limitu radiochemického ukazovateľa celková objemová aktivita beta.

Tab. 2 Výsledky stanovenia rádiochemických ukazovateľov na úseku Dunaja s jeho prítokmi v rokoch 2016-2021.

Odberové miesto	Použitá metodika a stanovené ukazovatele							
	STN 757611	STN 757612	Stanovenie zrážacou metódou	STN ISO 9698	STN ISO 10703 Gamasppektrometricky			
	α celk. [mBq/l]	β celk. [mBq/l]	^{90}Sr [mBq/l]	^3H [Bq/l]	^{137}Cs [mBq/l]	^{40}K [mBq/l]	^{226}Ra [mBq/l]	^{228}Ra [mBq/l]
Dunaj - ľavý breh	<40-120 (17)	80 (9)-170 (4)	<1-9 (18)	<3,6-5,8 (20)	<1-5 (19)	<20-260 (15)	<2-26 (10)	<3-116 (16)
Váh - Komárno	<40-80 (18)	109 (8) -200 (6)	<5-8 (18)	<3,7-4,3 (20)	<4-14 (16)	<4-230 (13)	<5-19 (15)	<5-58 (17)
Hron - Kamenica	<40-100 (14)	10 (19) -280 (3)	<5-9 (18)	<3,7-88,2 (5)	<4-2 (20)	<3-172 (14)	<7-21 (15)	<5-54 (17)
Ipeľ - Salka	<40-180 (16)	20 (18) -570 (4)	1-3 (20)	<3,6-4,5 (20)	<4-2 (20)	<3-367 (12)	<6-22 (16)	<3-24 (19)
Dunaj - Szob–stred	<40-70 (19)	13 (19) -140 (6)	<4-3 (20)	<3,6-3,1 (20)	<4-2 (20)	<50-164 (13)	<5-26 (17)	<4-9 (20)

Pozn. Hodnoty aktivít majú v zátvorke uvedené rozšírené kombinované neistoty U_{rel} vyjadrené v %.

Tab. 3 Výsledky stanovenia rádiochemických ukazovateľov hraničných východných tokov Slovenska v rokoch 2016-2021.

Odberové miesto	Použitá metodika a stanovené ukazovatele				
	STN ISO 9698	STN ISO 10703 Gammaspektrometricky			
	³ H [Bq/l]	¹³⁷ Cs [mBq/l]	⁴⁰ K [mBq/l]	²²⁶ Ra [mBq/l]	²²⁸ Ra [mBq/l]
Bodva-Host'ovce	< 3,3 - 5,6 (20)	< 3 – 4 (20)	< 30 – 220 (13)	< 5 – 33 (10)	< 6 – 119 (16)
Bodrog-Streda nad Bodrogom	< 3,7 - 6,3 (20)	< 3 – 5 (20)	< 20 – 300 (12)	< 6 – 28 (11)	< 3 – 73 (17)
Tisa-Zemplénagárd	< 3,7 - 6,6 (20)	< 3 – 16 (16)	< 30 – 547 (10)	< 7 – 43 (9)	< 5 – 21 (19)
Slaná-Sajópuspoki	< 3,7 - 6,3 (20)	< 3 – 4 (20)	< 30 – 300 (12)	< 6- 23 (15)	< 5 – 144 (16)
Roňava-Slovenské Nové Mesto	< 3,1 - 4,9 (20)	< 3 – 3 (20)	30 (20) – 544 (10)	< 6 – 29 (10)	< 4 – 274 (15)
Sokoliansky potok-Tornyosnémeti	< 3,1 - 6,1 (20)	< 4 – 4 (20)	39 (20) – 974 (8)	< 5 – 17 (15)	< 6 – 29 (19)
Hornád-Hidasnémeti	< 3,1 - 6,3 (20)	< 4 – 3 (20)	< 29 – 332 (12)	< 6 – 170 (8)	< 4 – 130 (16)

Hodnoty majú v zátvorke uvedené rozšírené kombinované neistoty U_{rel} vyjadrené v %.

Pozn.
aktivít

4. Záver

V období rokov 2016-2021 sa Oddelenie rádiochémie VÚVH v Bratislave podieľalo na monitorovaní a hodnotení rádiochemických ukazovateľov v hraničných tokoch Slovenska. Počas tohto obdobia na odberovom mieste Hron–Kamenica bola v auguste 2020 nameraná najvyššia hodnota objemovej aktivity trícia 88,2 Bq/l. Táto hodnota však nepresiahla koncentračný limit trícia daný platnou legislatívou (100 Bq/l). Mierne prekročenie limitu rádiochemického ukazovateľa celková objemová aktivita beta bolo zaznamenané v odberovom mieste Sokoliansky potok v novembri 2021.

Môžeme konštatovať, že v sledovaných profiloch za dané obdobie neboli pozorované výrazné zmeny v hodnotách stanovovaných ukazovateľov.

Literatúra

- [1] Wallová G., Kulichová Z., Belanová A.: Monitorovanie rádionuklidov v povrchových vodách, Hydrochémia 2014, ISBN 978-80-89062-97-3, s 177
- [2] Makovinská J., Vývoj fytoplanktónu Dunaja v úseku Bratislava-Vysehrad v rokoch 1990-1997, Práce a štúdie 136, VÚVH, Bratislava 1990
- [3] Vršková M., Babáriková F., Belanová A.: Vývoj radioaktivity Dunaja v Bratislave od roku 1974 do roku 2005, Zborník z XIX. konferencie; Rádionuklidy a ionizujúci záření ve vodním hospodářství, České Budějovice 2006, s 121
- [4] STN 75 7611: Kvalita vody. Rádiochemické ukazovatele. Celková objemová aktivita alfa.
- [5] STN 75 7612: Kvalita vody. Rádiochemické ukazovatele. Celková objemová aktivita beta.
- [6] STN ISO 9698: Kvalita vody. Stanovenie objemovej aktivity trícia. Kvapalinová scintilačná meracia metóda.
- [7] STN ISO 10703: Kvalita vody. Stanovenie objemovej aktivity rádionuklidov. Spektrometria žiarenia gama s vysokým rozlíšením.

Monitoring of radionuclides in border rivers of Slovakia

Keywords: monitoring, surface water, border rivers

Abstract

Monitoring of the surface water quality in the border rivers of Slovakia was realized in VÚVH since the 1980s. In the years 2016-2021, the III. stage of monitoring and evaluation of water status was performed. Within this project the sampling, monitoring of water quality in border rivers, preparation of samples and evaluation of the results were performed. In the Department of Radioanalytical methods, the selected radiochemical indicators were determined in surface waters and the possible impact on human health were assumed.

PRIMÁRNÍ ZDROJ RADIOAKTIVITY DŮLNÍCH VOD OSTRAVSKO – KARVINSKÉHO REVÍRU

Tomáš Bouda

ALS Czech Republic, s.r.o., Na Harfě 336/9, 190 00 Praha 9
Laboratoř Česká Lípa, Bendlova 1687/7, 470 01 Česká Lípa
e-mail: Tomas.Bouda@ALSglobal.com

Klíčová slova: přírodní radioaktivita podzemní vody, detrit, Miocenní bazální klastikum, radium 226 a 228, solanka, redukční prostředí,

Abstrakt

*Naše firma **ALS Czech Republic, s.r.o.** (Ing. Tomáš Bouda, CSc., RNDr. Michal Kačenka, Ph.D. a Šárka Stupková) byla v období 1. 2. 2019 – 1. 2. 2020 spoluřešitelem projektu **TAČR TITSSUJB 703 „Zmapování a stanovení radiačních rizik kontaminovaných území – stanovení primárního zdroje/zdrojů“**. Hlavním řešitelem projektu byla firma **Green Gas DPD a.s.**, Paskov (Ing. Pavel Malucha, Ph.D., Ing. Martin Šmolka, Ing. Václav Hotárek, Pavla Bárťová, Mgr. David Graycz a Ing. Jan Arleth), a dalším spoluřešitelem byla firma **E&H Services a.s.**, Dobrá (Ing. Jiří Oceánský). Konečným uživatelem projektu a zadavatelem byl **SÚJB** (Ing. Miroslav Jurda).*

Hlavní řešitel prováděl veškerou řešeršní činnost a prakticky odebíral veškeré vzorky k analýzám v naší laboratoři a koordinoval práci na projektu. Firma E&H Services prováděla měření dávkového příkonu záření gama při odběrech vzorků hlušín z hald a při odběru dnových sedimentů.

Úkolem naší firmy bylo hlavně provádění veškerých radiochemických a chemických analýz odebraných vzorků podzemních vod z miocenních bazálních klastik (detritů), jakož i radiochemické a chemické rozborů podzemní a povrchové vody kvarterních systémů odvalů karbonských hlušín. Dále jsme prováděli radiometrické rozborů hornin karbonského masivu (hlušinové odvaly) a dnových sedimentů Karvinského potoka.

V rámci této práce se zabýváme vyhodnocením radiochemických analýz detritových vod, jakož i povrchových a podzemních vod kvarterních hlušinových odvalů. Z rozboru získaných dat vyplynulo, že ve vodách horninového prostředí detritu, silně zasolených, s výrazně redukčním charakterem, do vodného prostředí přecházejí zejména izotopy radia ^{226}Ra a ^{228}Ra . Izotopy radia pak kontaminovaly důlní vody (směs detritových a povrchových vod) a s nimi se dostávaly na povrch, kde se radium částečně vylučovalo na dnových sedimentech. V podzemních vodách kvarterních hlušinových odvalů, které mají stejné složení jako horniny detritu, již převažuje oxidační prostředí (výrazně vyšší obsah síranů vzniklých oxidací sulfidů) a na rozdíl od vod detritu se již významně louží i izotopy uranu..

Primárním zdrojem radioaktivity důlních vod byly tedy horniny detritu, které někdy ani nemusely mít zvýšenou vlastní radioaktivitu přírodních radionuklidů uranové a thoriové rozpadové řady, nicméně jejich vodné prostředí mělo příznivé podmínky pro přechod izotopů radia z horniny do vodné fáze (solanka, redukční prostředí). Tato voda pak byla zdrojem radioaktivity vypouštěných důlních vod.

Jsou prezentovány souhrnné výsledky radiochemického a chemického rozboru detritových podzemních vod a podzemních vod kvarterních hlušinových odvalů, jsou diskutovány obsahy jednotlivých přírodních radionuklidů v obou typech těchto vod. Na základě toho byl vyvozen závěr o primárním zdroji kontaminace důlních vod OKR.

1. Úvod

V rámci tohoto článku jsou především diskutovány výsledky radiochemických a chemických rozborů tzv. detritových podzemních vod ostravsko-karvinského revíru (OKR), které byly v letech 2019-2020 prováděny v našich laboratořích ALS Czech Republic, s.r.o. Tyto rozborů měly přispět ke zjištění původu kontaminace důlních vod OKR přírodními radionuklidy. Dlouhodobě byla známá kontaminace vypouštěných důlních vod radionuklidem ^{226}Ra , kontaminace uranem nebyla významná. Z pozdějších rozborů dnových sedimentů Karvinského potoka vyplynulo, že sedimenty jsou kontaminovány těž izotopem ^{228}Ra (a samozřejmě jeho dceřiným produktem ^{228}Th), tudíž i vody musely původně obsahovat kromě radionuklidu ^{226}Ra též radionuklid ^{228}Ra . Stanovení ^{228}Ra se v dřívějších dobách totiž standardně neprovádělo.

Odběry podzemních vod z miocenních bazálních klastik (tzv. detrit; což je významná akumulace písků a štěrku na bázi miocénu) prováděl hlavní řešitel projektu TAČR TITSSUJB 703, firma Green Gas DPD a.s., Paskov. Využila k tomu systém kontrolních čerpacích NP vrtů z povrchu OKR do oblasti detritu, odkud se radioaktivní vody dostávaly do důlních vod, které nakonec byly čerpány po nařazení povrchovou vodou na povrch.

V následující části je přehled nejdůležitějších výsledků a jejich diskuse, která přispěla ke zjištění toho, co bylo primárním zdrojem kontaminace důlních vod OKR.

2. Přírodní radioaktivita podzemní vody miocenních bazálních klastik (detritu)

Tabulka č. 1: Přehled NP vrtů, ze kterých byly prováděny odběry a analýzy vzorků detritové vody

Název	katastrální území	HG pozice	rok	x	y	hloubka vrtu	hloubka hladiny
NP 603a	Šenov	bludovický výmol	1960	1 108 115	465 102	1 038 m	289,5 m
NP 608a	Ostrava - Svinov	bludovický výmol	1959	1 103 346	476 265	542 m	384 m
NP 619	Albrechtice	bludovický výmol	1966	1 109 714	452 238	1 144 m	377 m
NP 633	Šenov	bludovický výmol	1985	1 105 995	462 024	1 851 m	517 m
NP 707	Šilheřovice	dětmarovický výmol	1984	1 091 041	470 691	1 433 m	76 m
NP 753	Havířov	bludovický výmol	1967	1 107 772	459 931	1 352 m	361 m
NP 861	Stará Bělá	bludovický výmol	1983	1 110 280	474 865	1 800 m	398 m
NP 899	Petrovice u K.	dětmarovický výmol	1989	1 097 810	451 950	1 450 m	501 m
NP 911	Karviná - Darkov	dětmarovický výmol	1989	1 101 804	452 175	730 m	486 m
NP 915	Doubrava	dětmarovický výmol	1989	1 099 040	456 463	933 m	601 m

V **Tabulce č. 2** jsou uvedeny průměry vybraných parametrů pro všechny NP vrty, pro NP vrty se srovnatelnou objemovou aktivitou ^{226}Ra a ^{228}Ra „ $^{226}\text{Ra} = ^{228}\text{Ra}$ “, pro NP vrty, ve kterých je objemová aktivita ^{226}Ra vyšší než objemová aktivita ^{228}Ra „ $^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$ “, a konečně pro NP vrty s nízkými objemovými aktivitami obou izotopů radia „ $< \text{MDA}$ “ (MDA je minimální detekovatelná aktivita).

3. Diskuse výsledků radiochemického rozboru detritových vod

Objemové aktivity radionuklidů ^{226}Ra , ^{228}Ra a ^{228}Th v detritových vodách

Zvýšené objemové aktivity izotopů ^{226}Ra i ^{228}Ra byly zjištěny v 5 vrtech: NP 633 Šenov, NP 911 Darkov, NP 608A Svinov, NP 619 Albrechtice a NP 753 Havířov. Ve vrtu NP 633 poměr objemových aktivit $^{226}\text{Ra}/^{228}\text{Ra}$ dosahuje hodnoty 7,2, v ostatních 4 vrtech je tento poměr $0,77 \pm 0,38$, tj. aktivita obou izotopů Ra je srovnatelná, což odpovídá tomu, že obecně v zemské kůře je aktivita obou izotopů Ra srovnatelná (cca 50 Bq/kg), což nakonec potvrdily i analýzy vzorků hlusiny z odvalů, kde poměr hmotnostních aktivit $^{226}\text{Ra}/^{228}\text{Ra}$ byl $1,38 \pm 0,56$.

Mnohem vyšší objemová aktivita ^{226}Ra oproti aktivitě ^{228}Ra ve vrtu NP 633 se projevuje i ve vrtech NP 707, NP 619 a NP 899, ve kterých je objemová aktivita ^{228}Ra pod mezí detekce MDA. Ve vrtech NP 603a a NP 861 jsou objemové aktivity obou izotopů radia pod mezí detekce MDA (přesněji ve vrtu NP 603a je objemová aktivita ^{228}Ra mírně nad hodnotou MDA).

Z **Tabulky č. 2** vyplývá, že ve vrtech s velmi nízkými objemovými aktivitami obou izotopů radia jsou oproti ostatním vrtům řádově nižší koncentrace Ba, Sr, Ca a síranů (v případě síranů jsou však i u obou ostatních typů vrtů přítomny též vrty s nízkou koncentrací síranů). Co se týká ostatních parametrů, nejsou rozdíly mezi jednotlivými typy vrtů markantní, resp. pokud to např. z **Tabulky č. 2** zdanlivě vyplývá (např. fluoridy či orthofosforečnany), jde o malý počet dat.

Objemové aktivity radionuklidu ^{228}Th , dceřiného produktu ^{228}Ra , byly zjištěny jen ve vrtech NP 911, NP 915 a NP 753, tj. ve vrtech s vyšší objemovou aktivitou mateřského ^{228}Ra . Jde v podstatě o ^{228}Th , vzniklé radioaktivní přeměnou mateřského ^{228}Ra , které se ještě nevyloučilo z vodného prostředí vrtu. Je totiž známo, že objemové aktivity izotopů Th vzhledem k jeho chemismu dosahují jen velmi nízkých hodnot [1]. Primárně přechází do vodné fáze jen mateřské ^{228}Ra a dceřiné ^{228}Th vzniká až jeho rozpadem ve vodné fázi. Vzhledem k poločasům radioaktivní přeměny obou těchto radionuklidů 5,75 let a 1,91 let (<http://www.nucleide.org/Laraweb/index.php>) by bylo naměřené hodnoty aktivitního poměru $^{228}\text{Th}/^{228}\text{Ra} = 0,069$ dosaženo za dobu cca 1/5 roku, za předpokladu jednorázového vyloučení radionuklidu ^{228}Ra . Vzhledem k tomu, že ^{228}Ra přechází do vodné fáze postupně (až je dosaženo dynamické rovnováhy, kdy stejné množství ^{228}Ra , které do vodného prostředí přejde, se rozpadne), tak to znamená, že se ^{228}Th z vodného prostředí velmi rychle vylučuje na pevných částicích a na stěnách vrtu. Při detekčním limitu stanovení ^{228}Th cca 0,050 Bq/L může být proto ^{228}Th naměřeno jen ve vrtech s objemovou aktivitou ^{228}Ra vyšší než cca 0,75 Bq/L, čemuž odpovídají i naměřená data.

Tabulka č. 2: Průměry vybraných parametrů v detritových vodách pro všechny vrty, pro vrty se srovnatelnou objemovou aktivitou ^{226}Ra a ^{228}Ra „ $^{226}\text{Ra} \approx ^{228}\text{Ra}$ “, pro vrty, ve kterých je objemová aktivita ^{226}Ra vyšší než objemová aktivita ^{228}Ra „ $^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$ “, a konečně pro vrty s nízkými objemovými aktivitami obou izotopů radia „ $< \text{MDA}$ “

Parametr	Jednotka	Průměr a RSO ze všech vrtů		Průměry parametrů z vrtů, ve kterých je splněna podmínka		
		průměr	RSO	$^{226}\text{Ra} \approx ^{228}\text{Ra}$	$^{226}\text{Ra} > ^{228}\text{Ra}$	$< \text{MDA}$
Pb-210	Bq/L	0,28	67 %	0,32	0,27	0,16
Po-210	Bq/L	0,21	43 %	0,23	0,19	
U-238	Bq/L	0,0039	107 %	0,0027	0,0072	0,0010
Ra-226	Bq/L	1,66	131 %	1,44	1,88	-
U-234	Bq/L	0,0093	54 %	0,0077	0,0118	
Ra-228	Bq/L	1,55	85 %	2,07	0,94	0,073
Th-228	Bq/L	0,15	32 %	0,15	-	-
Th-228 / Ra-228	1	0,069	-	0,069	-	-
U-234 / U-238	1	3,42	-	3,92	1,95	-
Ra-226 / Ra-228	1	2,06	140 %	0,77	7,18	-
K 40	Bq/L	3,7	80 %	3,24	4,13	3,60
Ba	mg/L	18,4	156 %	16,7	29,1	0,50
Ca	mg/L	548	109 %	651	598	39,5
Fe	mg/L	13,8	173 %	20,7	0,1	-
K	mg/L	105	85 %	89	125	98
Mg	mg/L	226	142 %	260	239	66
Mn	mg/L	0,70	132 %	0,456	1,14	0,069
Na	mg/L	5200	103 %	6440	4270	
Sr	mg/L	25,8	147 %	28,0	36,1	0,91
elektrická konduktivita (mS/m)	mS/m	3070	89 %	4550	2300	1690
pH	-	7,5	31 %	5,9	8,4	8,9
Σ kationtů (mval/L)	mval/L	303	96 %	439	240	158
Σ aniontů (mval/L)	mval/L	315	107 %	503	249	165
amonné ionty	mg/L	38,8	81 %	56	23	35
chloridy	mg/L	11900	99 %	15800	8800	8500
dusičnany	mg/L	-	-	-	-	-
dušitany	mg/L	-	-	-	-	-
fluoridy	mg/L	0,70	72 %	0,45	0,34	1,23
orthofosforečnany	mg/L	0,90	164 %	0,21	0,30	3,40
sírany	mg/L	22,9	57 %	18,7	27,1	< 5
uhličitany	mg/L	53,3	217 %	40,0	5,8	175
hydrogenuhličitany	mg/L	491	271 %	1040	18,6	173
RL sušené (105 °C)	mg/L	21100	98 %	26000	16200	9620
ZNK 4,5 (mmol/L)	mmol/L	44,6	-	44,60	-	-
CO ₂ agresivní	mg/L	4,6	294 %	10,8	0,74	-
KNK 4,5 (mmol/L)	mmol/L	14,1	188 %	24,6	0,56	25,6
KNK 8,3 (mmol/L)	mmol/L	3,0	86 %	2,7	0,64	5,8

Poznámky: MDA – minimální detekovatelná aktivita, RSO je relativní směrodatná odchylka, RL – rozpuštěné látky, ZNK 4,5 – zásadová neutralizační kapacita při pH 4,5, KNK 4,5 resp. KNK 8,3 – kyselinová neutralizační kapacita při pH 4,5 resp. 8,3.

Vysvětlení rozdílnosti objemových aktivit izotopů radia v jednotlivých NP vrtech může být dáno:

- 1) Vyšší koncentrace kovů alkalických zemin (Mg, Ca, Sr a Ba) napomáhají udržení izotopů Ra v roztoku. Tedy pokud chemismus vodného prostředí vrtu neumožňuje dosáhnout „potřebné“ koncentrace prvků alkalických zemin, jsou obsahy izotopů radia ve vodném prostředí nízké. Souvisí to určitě i s kinetikou ložení, pokud pomalu přecházejí do vodného prostředí prvky alkalických zemin, pomalu tam přecházejí i izotopy Ra.
- 2) S ohledem na stanovené obsahy radionuklidů ^{226}Ra , ^{228}Ra a ^{228}Th lze též říct, že při pomalejší kinetice loužení izotopů Ra bude aktivitní poměr izotopů radia $^{226}\text{Ra}/^{228}\text{Ra}$ ve vodném prostředí vrtu větší či mnohem větší než 1,0, neboť se již vyloučené ^{228}Ra rozpadne na ^{228}Th . Radionuklid ^{226}Ra má totiž poločas radioaktivní přeměny 1600 let a pokud se již z horninového prostředí vyloučí a jsou chemické podmínky pro jeho udržení v roztoku (dostatečný obsah kovů alkalických zemin, nepříliš vysoký obsah síranů), jeho koncentrace v roztoku neklesá a mění se jen s přechodem vodné fáze vrtu do jiného prostředí (hornická činnost).

Objemová aktivita radionuklidů ^{210}Pb a ^{210}Po v detritových vodách

Objemová aktivita radionuklidů ^{210}Pb a ^{210}Po , dceřiných produktů radioaktivní přeměny ^{226}Ra resp. ^{222}Rn , dosahuje průměrných hodnot 0,16 – 0,32 Bq/L. V případě vyšších obsahů železa a manganu může být výsledek stanovení pozitivně ovlivněn použitou metodikou, která je primárně určena pro pitné vody (při pH stanovení se spolu s částečně vyloučeným Fe a Mn mohou spolusrážet další přítomné radionuklidy). Rozdíly mezi jednotlivými typy vrtů nejsou nijak zásadní, ve vrtech s nízkou aktivitou ostatních radionuklidů, NP 603a a NP 861, jsou aktivity obou těchto radionuklidů také nízké. Poněkud vyšší obsahy, než jsou běžné v pitných vodách, mohou být dány vysokou aktivitou ^{226}Ra a pravděpodobně i radonu ^{222}Rn , jehož obsah nebyl vzhledem ke způsobu odběru vzorků stanovován a může být vysoký. S ohledem na poločasy radioaktivní přeměny a na jejich chemické vlastnosti (snadno se vylučují z roztoku na pevných látkách a na vysrážených oxidech Fe a Mn) nepředstavují tyto radionuklidy i vzhledem k naměřeným hodnotám objemových aktivit významné následné riziko pro životní prostředí. Důlní vody se čerpají na povrch po nařazení povrchovou vodou.

Objemová aktivita radionuklidů ^{238}U a ^{234}U v detritových vodách

Obecně bývá aktivita izotopů uranu v podzemních vodách vyšší či mnohem vyšší než objemová aktivita izotopů radia. Nicméně v případě těchto NP vrtů se jedná o výrazně redukční prostředí, o čemž svědčí nižší koncentrace síranů, takže izotopy uranu nepřecházejí do vodného prostředí těchto vrtů příliš snadno, neboť čtyřmocný uran se prakticky nelouží. Hodnoty nad mezí detekce byly zjištěny jenom v 5 vrtech: NP 608A Svinov, NP 619 Albrechtice, NP 899 Petrovice u Karviné, NP 915 Doubrava a NP 753 Havířov, tedy ve vrtech, ve kterých byla zjištěna i vyšší objemová aktivita ^{226}Ra a případně i ^{228}Ra . Poměr objemových aktivit $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ dosahuje hodnot 1,5 – 7,0, což je typické pro podzemní vody [1]. Poměr $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ je tím vyšší, čím pomalejší je proces loužení, a tedy čím nižší je objemová aktivita izotopů uranu. Hodnoty obsahů izotopů uranu indikují, že jde o podzemní vodu a že loužení s ohledem na složení prostředí probíhá „geologicky“ velmi pomalu. To odpovídá výše diskutované problematice obsahu ^{228}Th vs ^{228}Ra .

Objemová aktivita radionuklidů aktiniové rozpadové řady ^{235}U , ^{231}Pa , ^{227}Th a ^{223}Ra v detritových vodách

je vesměs pod detekčními limity stanovení těchto radionuklidů, a to i v případě ^{235}U . Aktivita radionuklidů aktiniové rozpadové řady je totiž rovna jen 4,6 % aktivity členů uran-radiové rozpadové řady. A i když se nějaké ^{223}Ra vyloučí do vodného prostředí, tak se velmi rychle rozpadne vzhledem ke svému poločasů radioaktivní přeměny 11,43 dnů.

Objemová aktivita ^{40}K v detritových vodách

je ve všech vrtech v rámci nejistoty stanovení srovnatelná a dosahuje hodnoty cca 3,7 Bq/L. Obsah ^{40}K se neliší ani mezi vrty s vyššími či nižšími obsahy izotopů radia, neboť byl ^{40}K primárně přítomen ve slané vodě prostředí.

4. Závěry k obsahům radionuklidů v detritových vodách z radiochemického a chemického hlediska

V rámci provedených radiochemických a radiometrických analýz vod z 10 NP vrtů byly zjištěny poměrně velké rozdíly v obsahu jednotlivých radionuklidů, které jsou dány lokálními rozdíly ve složení hornin v místě vrtů a i chemismem jejich vodného prostředí. **Nicméně bylo jednoznačně prokázáno, že hlavními radioaktivními kontaminanty těchto detritových vod jsou izotopy radia ^{226}Ra a ^{228}Ra .** Jak tyto vody byly ve směsi s dalšími „důlními“ a povrchovými vodami vypouštěny na povrch, kontaminovaly vypouštěné vody izotopy radia. Vzhledem ke změně chemismu vypouštěných vod docházelo i k vylučování izotopů radia na pevné fázi, jak spolu s oxidy Fe a Mn, tak jako radiobaryt Ba(Ra)SO_4 , což potvrdily i analýzy dnových sedimentů provedené v rámci tohoto projektu.

Lze tedy říct, že zdrojem kontaminace vypouštěných vod v území OKR je zvýšený obsah izotopů radia ^{226}Ra a ^{228}Ra v detritových vodách, který je dán chemismem vlastních hornin i chemismem vodného prostředí detritu. Primárním zdrojem izotopů radia je samozřejmě horninové prostředí „detritu“, ze kterého se izotopy radia vyluhují do jeho vodného prostředí. Ostatní přirozené radionuklidy do tohoto vodného prostředí významně nepřecházejí, jde zejména o izotopy uranu a dlouhodobé izotopy thoria. Krátkodobé přirozené radionuklidy, pokud přejdou přímo do vodné fáze, nebo pokud vzniknou rozpadem mateřského radionuklidu ve vodné fázi (jako např. ^{228}Th vznikající přeměnou ^{228}Ra nebo ^{210}Pb a ^{210}Po vznikající přeměnou $^{226}\text{Ra}/^{222}\text{Rn}$) se buď samy rozpadnou, nebo se z vodného prostředí velmi rychle vyloučí na pevných částicích či na stěnách vrtu. Jinými slovy lze říct, že primárním zdrojem radioaktivity vod OKR je prostředí detritu. Z horninového prostředí detritu přecházejí do vodného prostředí slaných vod detritu zejména izotopy radia ^{226}Ra a ^{228}Ra . Skutečná objemová aktivita obou izotopů radia ve vlastní detritové vodě je pravděpodobně mnohem vyšší, než byla zjištěna analýzami vod z NP vrtů, kde již vodné prostředí není v bezprostředním kontaktu s horninou a navíc je prostřednictvím vrtu v kontaktu se vzduchem.

Jak bylo zjištěno, objemové aktivity obou izotopů radia v detritové vodě se liší jak absolutně, tak i poměrově. Je to dáno určitě místním složením hornin. Pokud je kinetika loužení (přechod izotopů radia do vody detritu) relativně rychlá, jsou aktivity obou

izotopů radia vyšší a srovnatelné, neboť ve výchozí hornině jsou hmotnostní aktivity obou izotopů radia srovnatelné a ^{228}Ra s mnohem kratším poločasem radioaktivní přeměny (5,75 let), které se ve vodném prostředí vrtu „rozpadne“, je nahrazeno nově vylouženým ^{228}Ra z horninového prostředí, kde neustále vzniká rozpadem mateřského ^{232}Th .

Pokud je kinetika loužení pomalejší, převažuje ve vodném prostředí detritu objemová aktivita ^{226}Ra nad objemovou aktivitou ^{228}Ra , neboť v důsledku radioaktivního rozpadu ^{228}Ra je poměr aktivit $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ nižší než v horninovém prostředí.

Z výše uvedeného též jednoznačně vyplývá, že zdrojem radioaktivity vod OKR je právě detritová voda, ve které je ustavena dynamická rovnovážná objemová aktivita obou izotopů radia i díky jejímu složení. Kdyby tomu tak nebylo, byla by objemová aktivita ^{228}Ra významně nižší než objemová aktivita ^{226}Ra . V zemské kůře je totiž hmotnostní aktivita rozpadových řad ^{238}U (členem této uran-radiové řady je ^{226}Ra) a ^{232}Th (členem této thoriové řady je ^{228}Ra) srovnatelná, cca 50 Bq/kg, nicméně v podzemních vodách většinou převažuje objemová aktivita ^{226}Ra nad objemovou aktivitou ^{228}Ra . Významnější či vyšší objemová aktivita ^{228}Ra se vyskytuje v případě, že v dané lokalitě je v horninách hmotnostní aktivita thoriové rozpadové řady vyšší než aktivita uran-radiové rozpadové řady nebo když je příznivé složení podzemní vody a okolních hornin, jako je tomu právě v prostředí detritu OKR.

5. Přírodní radioaktivita hornin karbonského masívu, hlušínové odvaly

V rámci projektu byly též analyzovány vzorky hornin z několika hlušínových odvalů.

Z výsledků radiometrického rozboru vyplynulo:

- 1) Hmotnostní aktivita ^{40}K odpovídá průměrnému klarkovému obsahu ^{40}K v zemské kůře (775 Bq/kg)
- 2) Hmotnostní aktivita radionuklidů thoriové rozpadové řady, ^{228}Ra a ^{228}Th , je o cca 25-28 % vyšší, než je klarkový obsah těchto radionuklidů v zemské kůře (cca 50 Bq/kg). Aktivita mateřského ^{232}Th je tedy v průměru též cca 63 Bq/kg.
- 3) Hmotnostní aktivita radionuklidů uran-radiové rozpadové řady je o 53 % vyšší (^{226}Ra a ^{210}Pb) resp. o 64 % vyšší (^{238}U) než je průměrný klarkový obsah těchto radionuklidů v zemské kůře (cca 50 Bq/kg). *O něco nižší obsah izotopu ^{226}Ra oproti ^{238}U by se mohl vyložit i tím, že bylo radium oproti uranu částečně z hlušínového materiálu v podzemí vylouženo. Nicméně je vzhledem k nejistotám stanovení nutno říct, že není tento rozdíl statisticky významný.*
- 4) Poměry hmotnostních aktivit vybraných radionuklidů v rámci dané rozpadové řady se statisticky významně v průměru neliší od 1, lze tedy říct, že radionuklidy uran-radiové i thoriové rozpadové řady jsou v trvalé radioaktivní rovnováze. Radionuklidy uran-radiové rozpadové řady, jak bylo již uvedeno v bodě 3, mají o cca 20 % vyšší hmotnostní aktivitu než radionuklidy thoriové rozpadové řady, nicméně vzhledem k malému souboru dat a vzhledem k nejistotám stanovení nelze toto zvýšení statisticky podpořit.

To, že výsledky radiometrického rozborů všech vzorků hlušínových odvalů jsou prakticky statisticky shodné a že jejich hmotnostní aktivity jsou jen nepříliš odchylné od klarkových hodnot ještě neznámá, že v prostředí detritu nemohou být tyto horniny zdrojem vyšších objemových aktivit izotopů radia v podzemní detritové vodě. V další části bude uvedeno, že i v některých kvarterních hydrosystémech hlušínových odvalů byla pozorována vyšší aktivita přírodních radionuklidů.

Přírodní radioaktivita podzemní a povrchové vody kvarterních hydro-systémů odvalů

V rámci této části projektu byla proměřena radioaktivita 15 vzorků povrchových a podzemních vod kvarterních hydro-systémů hlušínových odvalů. Cílem bylo zjistit, zda a v jaké míře se z karbonských hlušín uvolňují radionuklidy do jejich vodného prostředí a zda mohou být uvolněné radionuklidy zdrojem následné kontaminace.

Souhrnné výsledky těchto rozborů jsou uvedeny v **Tabulce č. 3**.

6. Diskuse výsledků radiochemického a radiometrického rozboru kvarterních hydro-systémů hlušínových odvalů

Objemová aktivita radionuklidů ^{226}Ra , ^{228}Ra a ^{228}Th vod hlušínových odvalů

Objemové aktivity radionuklidů ^{226}Ra i ^{228}Ra nad mezí detekce MDA byly zjištěny ve 3 vzorcích (podzemní voda ve vrtu V 15A Staříč III a ve 2 vzorcích povrchové vody u odvalu Doubrava), přičemž na rozdíl od NP vrtů (detrit) je ve všech vzorcích cca 2násobný nadbytek ^{228}Ra oproti ^{226}Ra . **Je to pravděpodobně dáno tím, že „loužení“ či kontakt povrchové či podzemní vody s horninami odvalů probíhá řádově kratší dobu než v případě detritové vody, takže se ^{226}Ra s delším poločasem radioaktivní přeměny oproti ^{228}Ra nestačilo ještě naakumulovat, tak jak je tomu ve vzorcích detritové vody, a naopak vyloužené ^{228}Ra se nerozpadlo, tj. převažuje kumulace nad rozpadem.** Ani v těchto třech vzorcích nebylo detekováno ^{228}Th nad mezí detekce, což souvisí s jeho chemickými vlastnostmi a s tím, že aktivita ^{228}Ra nepřevyšuje hodnotu 0,23 Bq/L. I ve vzorcích detritové vody bylo ^{228}Th detekováno jen ve výši cca 7 % objemové aktivity mateřského ^{228}Ra .

Ve všech těchto 3 vzorcích byla též zjištěna vyšší koncentrace Ba nad 0,050 mg/L. Průměrná koncentrace síranů byla v detritové vodě z NP vrtů 23 mg/L, v těchto kvarterních vodách 593 mg/L (oxidace sulfidů na sírany). To však pravděpodobně nemá zásadní vliv na přechod radia do vodné fáze, neboť v těchto třech vzorcích je koncentrace síranů poměrně v širokém rozmezí od 16 do 929 mg/L.

Objemová aktivita radionuklidů ^{210}Pb a ^{210}Po vod hlušínových odvalů

Objemová aktivita radionuklidů ^{210}Pb a ^{210}Po je pod mezí detekce nebo ji nebylo možno stanovit z důvodů uvedených u rozboru detritových vod.

S ohledem na jejich poločasy radioaktivní přeměny a na jejich chemické vlastnosti (snadno se vylučují z roztoku na pevných látkách a na vysrážených oxidech Fe a Mn) nepředstavují tyto radionuklidy významné následné riziko pro životní prostředí.

Objemová aktivita izotopů uranu ^{238}U , ^{235}U a ^{234}U vod hlušínových odvalů

Na rozdíl od obsahu izotopů uranu v detritových vodách z NP vrtů byla prakticky ve všech těchto vzorcích prokázána jejich přítomnost. Objemová aktivita ^{238}U se pohybuje v rozmezí 0,0030 – 4,10 Bq/L, ^{234}U v rozmezí 0,020 – 5,04 Bq/L a ^{235}U v rozmezí 0,0016 – 0,191 Bq/L. Hlavním důvodem je to, že ve vodném prostředí povrchových vrstev hlušiny již nepanuje redukční prostředí, o čemž svědčí vyšší koncentrace síranů (průměrně 569 mg/L) a šestimocný uran poměrně snadno přechází do vodného prostředí, kde tvoří uhličitanové a síranové

komplexy. Poměr hmotnostních aktivit $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ dosahuje očekávané hodnoty 0,046 pro přírodní uran, izotopický poměr $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ dosahuje průměrné hodnoty $1,69 \pm 32 \%$ a pohybuje se v poměrně v úzkém rozmezí 1,2 – 3,1, což je typické pro podzemní vody [1]. Je to důkazem toho, že izotopy uranu přecházejí do vodné fáze loužením hornin hlušinových odvalů. Ve vodném prostředí odvalů s vyššími obsahy izotopů uranu je i zvýšená objemová aktivita izotopu ^{226}Ra . **To je dalším důkazem toho, že primárním zdrojem radioaktivity vod OKR je horninové prostředí, ze kterého se tyto radionuklidy vyluhují do vodného prostředí, ať detritu, či těchto kvarterních vod.**

Objemová aktivita radionuklidů aktiniové rozpadové řady ^{235}U , ^{231}Pa , ^{227}Th a ^{223}Ra vod hlušinových odvalů

je pod detekčními limity stanovení těchto radionuklidů, kromě mateřského ^{235}U , jehož objemová aktivita byla diskutována v předchozím odstavci. Aktivita radionuklidů aktiniové rozpadové řady je totiž rovna jen 4,6 % aktivity členů uran-radiové rozpadové řady,

Objemová aktivita ^{40}K vod hlušinových odvalů

dosahuje hodnoty nad mezí detekce u 6 vzorků, průměrná hodnota objemové aktivity ^{40}K 0,58 Bq/L je řádově nižší než objemová aktivita ^{40}K v detritových vodách z NP vrtů 3,7 Bq/L, což je dáno mnohem nižší celkovou solností těchto vod. Navíc v detritových slaných vodách byl ^{40}K primárně přítomen.

7. Závěry k obsahům radionuklidů v kvarterních hydro-systémech hlušinových odvalů z radiochemického a chemického hlediska

V rámci provedených radiochemických analýz 15 vzorků těchto vod byly zjištěny poměrně velké rozdíly v obsahu jednotlivých radionuklidů, které jsou dány lokálními rozdíly ve složení hornin odvalů a zřejmě i chemismem jejich vodného prostředí. **Hlavními radioaktivními kontaminanty těchto vod jsou izotopy uranu, zjištěné prakticky ve všech analyzovaných vzorcích, a též izotopy radia ^{226}Ra a ^{228}Ra , zjištěné v několika vzorcích.**

Výsledky rozborů vod kvarterních hydro-systémů odvalů jednoznačně potvrzují, že primárním zdrojem kontaminace vypouštěných vod v území OKR je přechod radionuklidů obsažených v horninách do jejich vodného prostředí. V podzemních detritových vodách, kde převažuje redukční prostředí, se však izotopy uranu louží nevýznamně, převažuje loužení izotopů radia. Naopak v kvarterních hydro-systémech odvalů převažuje loužení izotopů uranu.

Rozbory vod kvarterních hydro-systémů odvalů podporují závěr, že primárním zdrojem radioaktivity vod OKR je horninové prostředí detritu, z něhož přecházejí izotopy radia do jeho vodného prostředí. Horninové prostředí „hlušiny“ odvalů je totiž srovnatelné se složením horninového prostředí detritu. Významně se však liší složení vodné fáze. V prostředí detritu se izotopy uranu „prakticky“ významně nelouží (redukční prostředí) a převažuje loužení izotopů radia. Ve vodném prostředí kvarterních hydro-systémů hlušinových odvalů naopak převažuje loužení izotopů uranu. Ve 3 vzorcích z 10 však bylo zjištěno i loužení izotopů radia na úrovni 0,1 Bq/L, což odpovídá obsahům izotopů radia ve 4 vzorcích detritových vod (z 10).

Tabulka č. 3: Výsledky laboratorních analýz vzorků vod z prostorů hlušinových odvalů (celkem analyzováno 15 vzorků povrchových a podzemních vod hlušinových odvalů)

Parametr	Jednotka	průměr parametru	RSO %
Pb-210	Bq/L	0,090	9 %
Po-210	Bq/L	0,060	-
U-238	Bq/L	0,42	254 %
Ra-226	Bq/L	0,09	40 %
U-234	Bq/L	0,57	239 %
Ra 228	Bq/L	0,14	53 %
Th 228	Bq/L	-	-
U-234 / U-238	1	1,69	32 %
Ra-228/Ra-226	1	1,94	37 %
K 40	Bq/L	0,58	56 %
Ba	mg/L	0,058	99 %
Ca	mg/L	105	84 %
Fe	mg/L	0,09	196 %
K	mg/L	20,9	171 %
Mg	mg/L	68,2	126 %
Mn	mg/L	1,2	194 %
Na	mg/L	168	61 %
Sr	mg/L	0,78	87 %
konduktivita (mS/m)	mS/m	153	47 %
pH	-	7,64	6 %
Σ kationtů (mval/L)	mval/L	18,2	75 %
Σ aniontů (mval/L)	mval/L	19,5	73 %
tvrdost (mmol/L)	mmol/L	5,2	107 %
amonné ionty	mg/L	0,90	173 %
chloridy	mg/L	100	99 %
dusičnany	mg/L	8,6	11 %
dušitany	mg/L	0,10	145 %
fluoridy	mg/L	0,61	83 %
orthofosforečnany	mg/L	0,36	140 %
sírany	mg/L	569	112 %
uhličitany	mg/L	-	-
Parametr	Jednotka	průměr parametru	RSO %
hydrogenuhličitany	mg/L	331	56 %
ZNK 8,3 (mmol/L)	mmol/L	0,57	89 %
RL sušené (105 °C)	mg/L	1290	89 %
ZNK 4,5 (mmol/L)	mmol/L	1,03	-
CO ₂ agresivní	mg/L	3,00	360 %
KNK 4,5 (mmol/L)	mmol/L	5,79	49 %
KNK 8,3 (mmol/L)	mmol/L	-	-

Poznámky: MDA – minimální detekovatelná aktivita, RSO je relativní směrodatná odchylka, RL – rozpuštěné látky, ZNK 4,5 – zásadová neutralizační kapacita při pH 4,5, KNK 4,5 resp. KNK 8,3 – kyselinová neutralizační kapacita při pH 4,5 resp. 8,3.

Je zřejmé, že přechod radionuklidů z hornin do vodného prostředí je složením vodné fáze výrazně ovlivněn. V slaném a redukčním prostředí detritu je významné loužení izotopů radia. Z téhož horninového prostředí se však povrchovými vodami louží zejména izotopy uranu.

8. Přírodní radioaktivita v sedimentech vodotečí (Karvinský potok)

V rámci projektu byl proveden odběr a analýza dnových sedimentů Karvinského potoka. Vzorky dnových sedimentů Karvinského potoka se odebíraly na pěti odběrních místech v úseku toku mezi vypustěmi důlních vod ČSM + Darkov (společná vypust') a ČSA, a ústím Karvinského potoka do Olše. Bylo odebráno těchto 5 vzorků dnových sedimentů:

KP-1: Karvinský potok, pomalý tok, zvýšená sedimentace, sediment obsahuje malý podíl rostlinného materiálu

KP-2: Karvinský potok, střední rychlost toku, sediment obsahuje vyšší podíl rostlinného materiálu

KP-3: Karvinský potok, pomalý tok, jílovitý sediment s kamenitou příměsí, nepatrný podíl rostlinného materiálu

KP-4: Karvinský potok, rychlý tok v betonovém korytu, málo sedimentu, převažují zelené řasy

KJ-1: jezero „Zátopa Kozinec“, jižní okraj v místě zaústění Karvinského potoka, odděleno hrází od zbytku akumulace; stagnující tok, sediment je směsí jílu, písku a jemného štěrku s nepatrným rostlinným podílem.

Výsledky analýz dnových sedimentů odebraných v dubnu 2019 jsou uvedeny **Tabulce č. 4.**

Tabulka č. 4: Výsledky radiometrických analýz vzorků dnových sedimentů Karvinského potoka

parametr	KP-1	KP-2	KP-3	KP-4	KJ-1	Průměr
^{238}U [Bq/kg suš.]	151	124	56,0	38,0	49,0	84
^{226}Ra [Bq/kg suš.]	1010	2490	326	106	45,8	796
^{210}Pb [Bq/kg suš.]	281	162	210	59,0	44,1	151
^{235}U [Bq/kg suš.]	7,0	5,7	2,6	1,8	2,3	3,9
^{228}Ra [Bq/kg suš.]	253	1580	51,4	50,9	45,0	396
^{228}Th [Bq/kg suš.]	241	823	50,5	48,9	44,9	242
^{40}K [Bq/kg suš.]	315	571	541	343	534	461
$^{226}\text{Ra} / ^{238}\text{U}$	6,69	20,1	5,82	2,79	0,93	9,52
$^{226}\text{Ra} / ^{228}\text{Ra}$	3,99	1,58	6,34	2,08	1,02	2,01
$^{228}\text{Th} / ^{228}\text{Ra}$	0,95	0,52	0,98	0,96	1,00	0,61
$^{210}\text{Pb} / ^{226}\text{Ra}$	0,28	0,07	0,64	0,56	0,96	0,19
$^{210}\text{Pb} / ^{238}\text{U}$	1,86	1,31	3,75	1,55	0,90	1,81

Vzorek **KJ-1** představuje z hlediska obsahů radionuklidů průměrný klarkový vzorek zemské kůry, jen hmotnostní aktivita ^{40}K je o něco nižší. V rámci nejistot stanovení jsou jednotlivé radionuklidy U-Ra a Th rozpadových řad v radioaktivní rovnováze.

Všechny ostatní vzorky jsou více či méně ovlivněny sedimentací izotopů radia ^{226}Ra a ^{228}Ra . Ve vzorcích je 1,6 – 6,3násobný nadbytek ^{226}Ra vůči ^{228}Ra , podobně jako u části vzorků NP vrtů. Je to dáno zejména podstatně kratším poločasem radioaktivní přeměny ^{228}Ra v porovnání s ^{226}Ra a zřejmě i tím, že už ve výchozí důlní vodě je ^{226}Ra v nadbytku vůči ^{228}Ra . To nakonec potvrzuje i aktivitní poměr $^{228}\text{Th}/^{228}\text{Ra}$, který svědčí o tom, že převážná část kontaminace dnových sedimentů je staršího data (vzorky **KP-1, KP-3 a KP-4**), neboť v rámci nejistot stanovení jsou oba radionuklidy thoriové rozpadové řady v radioaktivní rovnováze. Vzorek **KP-2** obsahuje velký podíl sedimentů mladšího data. S ohledem na poločas radioaktivní přeměny ^{228}Th 1,91 let lze přibližně odhadnout, že průměrné stáří sedimentů v tomto místě je cca **2 roky**. V případě vzorků **KP-1, KP-3 a KP-4** to je cca **10 let**. Lze to vysvětlit i tak, že v místě odběru KP-2 se kumuluje nejvíce kontaminujících složek sedimentů s ohledem na absolutní hodnoty hmotnostních aktivit.

O tom, že dnové sedimenty **KP-1, KP-2, KP-3 a KP-4** jsou nabohaceny izotopy radia svědčí i poměr hmotnostních aktivit $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$, který leží v intervalu 3 – 20. Ve vzorcích KP-1 a KP-2 je 2,5 – 3násobný nadbytek ^{238}U vůči klarkovému obsahu, který vykazují ostatní vzorky. Vzhledem k tomu, že v samotné důlní vodě je objemová aktivita izotopů uranu poměrně nízká, může jít pravděpodobně o kontaminaci dnových sedimentů jemnými podíly hlušiny s vyšším obsahem nuklidů uran-radiové rozpadové řady. Může jít však i o dlouhodobější ukládání složek sedimentů nabohacených uranem (oxidy železa a manganu), i když je výchozí koncentrace uranu v důlních vodách nízká.

Z hodnot aktivitních poměrů $^{210}\text{Pb}/^{226}\text{Ra}$, $^{210}\text{Pb}/^{228}\text{U}$ a z hodnoty poločasu radioaktivní přeměny ^{210}Pb 22,23 roků lze učinit tyto závěry. ^{210}Pb je v 1,3 – 3,8násobném nadbytku vůči ^{238}U ,

protože vzniká rozpadem ^{226}Ra (^{222}Rn), které je ve výrazném nadbytku vůči ^{238}U . Průměrné stáří sedimentů ve vzorku **KP-2** je **cca 1,5 roku**, což souhlasí s odhadem pomocí aktivity ^{228}Th (nezahrnuta emanace vzorků sedimentů), a ve vzorcích **KP-1, KP-3 a KP-4** to je **6 – 28 let**, což opět v mezích chyb souhlasí s údajem podle aktivity ^{228}Th (hmotnostní aktivita ^{210}Pb je zatížena větší nejistotou stanovení).

9. Závěry k obsahu radionuklidů v sedimentech Karvinského potoka z radiochemického a chemického hlediska

Hlavními radioaktivními kontaminanty těchto sedimentů jsou izotopy radia ^{226}Ra a ^{228}Ra , jejichž zdrojem byla vypouštěná důlní voda. Hmotnostní aktivita ^{228}Ra (přesněji jeho nadbytek nad hmotnostní aktivitou mateřského ^{232}Th) bude klesat s poločasem jeho radioaktivní přeměny 5,75 let. Nejvyšší radioaktivitu vykazují dnové sedimenty v místě KP-2, kde bylo odhadnuto průměrné stáří sedimentu na cca 2 roky. V ostatních místech je stáří sedimentů cca 10 a více let, jedná se o starší sedimenty, což vyplývá z hmotností aktivity ^{228}Th , dceřiného produktu radioaktivní přeměny ^{228}Ra .

10. Celkové závěry k primárnímu zdroji kontaminace důlních vod OKR

Z provedených radiologických analýz vod horninového prostředí detritu, z analýz vzorků hlušinových odvalu a jejich vodného prostředí, jakož i z analýz dnových sedimentů vyplývá, že primárním zdrojem radioaktivity důlních vod OKR je obsah přírodních radionuklidů v horninách detritu a v hlušině. Samotná radioaktivita hornin OKR je víceméně klarková, nicméně na základě vyhodnocení archivních karotážních měření nelze vyloučit ani místa se zvýšenými obsahy radionuklidů v hlušině.

Ve specifickém vodném prostředí detritu, které představují silně zasolené vody, s převažujícím redukčním prostředím a s vyššími obsahy prvků alkalických zemin, do detritových vod přecházejí zejména izotopy radia ^{226}Ra a ^{228}Ra , v minimální míře izotopy uranu a thoria. Po naředění těchto vod povrchovými vodami odcházely tyto důlní vody na povrch. Jejich převažujícími kontaminanty z hlediska přírodních radionuklidů jsou izotopy radia ^{226}Ra a ^{228}Ra , které se při změně chemismu vod též vylučovaly na dnových sedimentech.

Literatura

[1] BOUDA, T.: Objemové aktivity radionuklidů ^{238}U , ^{235}U , ^{234}U , ^{230}Th a ^{232}Th a izotopické poměry $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ a $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ ve vodách (Activity concentrations of ^{238}U , ^{235}U , ^{234}U , ^{230}Th and ^{232}Th and isotopic ratios of $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ and $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ in waters). Sborník z konference *Radiologické metody v hydrosféře XV (Proceedings from the Conference Radiological methods in hydrosphere XV)*, ISBN 978-80-86832-84-5, Uherské Hradiště 2015, s. 74-82.

[2] BOUDA, T.: Příloha č. 12b „Zhodnocení výsledků radiochemických a radiometrických analýz“ Projektu TAČR TITSSUJB 73 „Posouzení vlivu primárních zdrojů přírodních radionuklidů na vývoj kontaminace území OKR v době útlumu hornické činnosti a po jejím ukončení“, Vydáno 9. 3. 2020, 27 str. [Řešitel projektu: Green Gas DPB a.s., Paskov; Spoluřešitel projektu: ALS Czech Republic, s.r.o, Na Harfě 336/9, 190 00 Praha

9 – Vysočany - Laboratoř Česká Lípa, Bendlova 1687/7, 470 01 Česká Lípa; **Konečný uživatel výsledků projektu: Ing. Miroslav Jurda, SÚJB**



Projekt TITSSUJB 703 „Posouzení vlivu primárních zdrojů přírodních radionuklidů na vývoj kontaminace území OKR v době útlumu hornické činnosti a po jejím ukončení“ byl v letech 2019-2020 spolufinancován se státní podporou Technologické agentury ČR v rámci Programu BETA2 „Výzkum užitečný pro společnost“

Program veřejných zakázek v aplikovaném výzkumu a inovacích pro potřeby státní správy BETA2 byl schválen usnesením vlády České republiky č. 278 ze dne 30. 3. 2016 a je zaměřen na podporu aplikovaného výzkumu a inovací pro potřeby orgánů státní správy.

Poskytovatelem finančních prostředků je Technologická agentura ČR.

PRIMARY SOURCE OF MINING WATERS RADIOACTIVITY IN OSTRAVA-KARVINÁ COAL AREA

Key words: natural groundwater radioactivity, detritus, Miocene basal clastic, radium 226 and 228, brine, reducing environment

Abstract

Our company **ALS Czech Republic, s.r.o.** (Ing. Tomáš Bouda, CSc., RNDr. Michal Kačenka, Ph.D. and Šárka Stupková) was in the period 1 February 2019 – 1 February 2020 co-investigator of the project **TAČR TITSSUJB 703 “Mapping and determination of radiation risks of contaminated areas - determination of the primary source(s)”**. The main researcher of the project was the company **Green Gas DPD a.s.**, Paskov (Ing. Pavel Malucha, Ph.D., Ing. Martin Šmolka, Ing. Václav Hotárek, Pavla Bártoová, Mgr. David Graycz and Ing. Jan Arleth), and another co-researcher was company **E&H Services a.s.**, Dobrá (Jiří Oceánský). The end user of the project and the client was SÚJB- The State Office for Nuclear Safety (Ing. Miroslav Jurda).

The principal investigator performed all archive search activities and practically performed collection of all samples for analyses in our laboratory and coordinated the work on the project. E&H Services measured the gamma dose rate during tailings sampling and bottom sediment collection.

The task of our company was mainly to perform all radiochemical and chemical analyses of groundwater samples taken from Miocene basal clasts (detritus), as well as radiochemical and chemical analyses of groundwater and surface water of Quaternary carbon tailings systems. We also performed radiometric analyses of the rocks of the Carboniferous massif (tailings dumps) and bottom sediments of the Karvinský brook.

In this work we deal with the evaluation of radiochemical analyses of detritus waters, as well as surface and ground waters of Quaternary tailings dumps. The analysis of the obtained data showed that in the waters of the rock environment of detritus, strongly salted, with a significantly reducing character, the isotopes radium ^{226}Ra and ^{228}Ra pass easily into the aqueous environment. Radium isotopes then contaminated the mine waters (a mixture of

detritus and surface waters) and with them reached the surface, where radium was partially excreted on the bottom sediments. In the groundwater of Quaternary tailings dumps, which have the same composition as detritus rocks, the oxidizing environment already predominates (significantly higher content of sulphates formed by oxidation of sulphides) and, unlike in detritus waters, uranium isotopes are already significantly leached.

The primary source of radioactivity of mine waters was therefore detritus rocks, which sometimes did not even have to have increased radioactivity of natural radionuclides of uranium and thorium decay series, however, their aqueous environment had favorable conditions for radium isotope transition from rock into aqueous phase (brine, reducing environment). This water was then the source of the radioactivity of the discharged mine waters.

Summary results of radiochemical and chemical analyses of detritus groundwater and groundwater of Quaternary tailings are presented, the contents of individual natural radionuclides in both types of these waters are discussed. Based on this, a conclusion was drawn about the primary source of contamination of OKR mine waters.

STANOVENÍ AKTIVITY BETA VE VZORCÍCH VOD POMOCÍ DETEKTORU TIMEPIX

Jan Kujan¹, Ondřej Pařízek¹, Michal Fejgl¹

¹Státní ústav radiační ochrany

e-mail: michal.fejgl@suro.cz

Klíčová slova: pixelové detektory, stanovení aktivity beta, ⁹⁰Sr

Abstrakt

Příspěvek pojednává o vývoji citlivé radiochemické metody na stanovení aktivity ⁹⁰Sr v podzemních vodách. Popisovaná metoda je specifická tím, že vlastní detekce ionizujícího záření je prováděna pomocí detektoru Timepix. Záznam z měření detektorem Timepix představuje 2D systém bodů, pro každý bod je známa hodnota energie předané od částic ionizujícího záření. Takový záznam umožňuje při sofistikovaném vyhodnocení rozlišit typ, energii a místo původu detekovaného ionizujícího záření. Využití tohoto typu detektoru pro popisovaný účel představuje inovaci, která zatím není v literárních zdrojích popsána.

Příspěvek shrnuje citlivost vyvinuté metody a praktické aspekty provázející její použití, tyto záležitosti jsou srovnávány s konvenčními postupy využívajícími k detekci proporcionální počítače.

UMĚLÉ RADIONUKLIDY V PŮDĚ 35 LET PO HAVÁRII V ČERNOBYLU

**Eva Juranová¹, Josef Kratina¹, Barbora Sedlářová¹, Diana Marešová¹, Michal Novák¹,
Irena Pohlová¹, Michal Fejgl²**

¹Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, veřejná výzkumná instituce, Podbabská
2582/30, 160 00 Praha 6

²Státní ústav radiační ochrany, veřejná výzkumná instituce, Bartoškova 1450/28, 140 00
Praha 4

e-mail: eva.juranova@vuv.cz

Klíčová slova: Radioaktivita; cesium-137; stroncium-90; půda; kontaminace; vertikální distribuce

Abstrakt

Území České republiky bylo v minulosti postiženo spadem umělých radionuklidů po testech jaderných zbraní a z havárie v Černobylu. Příspěvek shrnuje výsledky sledování vertikální migrace umělých radionuklidů (^{90}Sr a ^{137}Cs) v půdě. Ve vybraných lokalitách byly odebrány vzorky vrstev půdy do hloubky 100 cm, v těchto vzorcích byl poté zjišťován obsah uvedených umělých radionuklidů. Z výsledků vyplynulo, že ^{137}Cs je zadržováno v povrchových vrstvách půd a jeho pronikání do hlubších vrstev je pomalé, oproti tomu ^{90}Sr je mobilnější a může být nalezeno i v hlubších vrstvách půdy.

11. Úvod

Přítomnost umělých radionuklidů v životním prostředí je důsledkem lidské činnosti [1]. Na našem území se stále projevují následky dvou událostí: atmosférických zkoušek jaderných zbraní v 50. a 60. letech minulého století a havárie jaderné elektrárny v Černobylu z roku 1986 [2] [3] [4].

Příspěvek se soustředil na radioekologicky významné radionuklidy cesium-137 (^{137}Cs) a stroncium-90 (^{90}Sr). Jejich radioekologický význam je dán typem a energií jejich přeměnového záření, chemickými vlastnostmi a především relativně dlouhým poločasem přeměny 30,2 r, resp. 28,8 r [5].

Podle UNSCEAR [6] [7] bylo celkem uskutečněno 540 atmosférických testů, během kterých bylo uvolněno do prostředí obrovské množství celé škály umělých radionuklidů. Celkové množství ^{90}Sr a ^{137}Cs připadající na globální spad se odhaduje na 622 PBq pro ^{90}Sr a 948 PBq pro ^{137}Cs (1 PBq = 10^{15} Bq).

Během havárie v Černobylu uniklo, kromě jiných umělých radionuklidů, přibližně 10 PBq ^{90}Sr a 85 PBq ^{137}Cs [2], [4]. Černobylská plošná kontaminace byla diferencovaná podle lokální meteorologické situace, zejména výskytem srážek v inkriminovaném období. Atlas [8] uvádí pro Českou republiku celkovou průměrnou plošnou depozici ^{137}Cs včetně kontaminace po atmosférických testech jaderných zbraní $7,6 \text{ kBq} \cdot \text{m}^{-2}$, jen z černobylské havárie pak $4,3 \text{ kBq} \cdot \text{m}^{-2}$. Přímá data o plošné depozici ^{137}Cs na území České republiky lze nalézt ve zprávě [9], která uvádí střední hodnotu depozice z havárie v Černobylu $4,2 \text{ kBq} \cdot \text{m}^{-2}$. Roční příspěvek

atmosférických testů jaderných zbraní na severní polokouli v době černobylské havárie byl odhadnut pro ^{137}Cs na $1,9 \text{ kBq.m}^{-2}$ a pro ^{90}Sr $1,2 \text{ kBq.m}^{-2}$, na počátku 21. století to bylo stále ještě cca na 1 kBq.m^{-2} pro ^{137}Cs a $0,7 \text{ kBq.m}^{-2}$ pro ^{90}Sr [6] [7].

Jak je uvedeno výše, během zmíněných událostí byla do životního prostředí uvolněna celá škála umělých radionuklidů [2]. Přestože již od těchto událostí uplynula dlouhá doba – od havárie v Černobylu v době této studie 35 let, jsou v současnosti některé z těchto radionuklidů, konkrétně ^{137}Cs a ^{90}Sr , stále přítomny v prostředí, a to nejen v okolí černobylské elektrárny [1], [10], [11], [12], ale i v oblastech vzdálenějších [13], [14], [15]–[17]. Bylo pozorováno, že od doby uvedení těchto radionuklidů do životního prostředí jejich množství průběžně klesá, v České republice jsou v současnosti hodnoty velmi nízké, ale měřitelné [4], [14], [18], [19], [20], [21], [22].

Z uvedeného je zřejmé, že reziduální znečištění po atmosférických testech jaderných zbraní a po havárii jaderného reaktoru v Černobylu na českém území přetrvává. V současnosti není možné odlišit původ depozice – zda se jedná o starší příspěvek z testů jaderných zbraní nebo pozdější z černobylské havárie. To bylo možné pouze přibližně v prvních deseti letech po černobylské havárii, kdy bylo měřitelné i ^{134}Cs (s poločasem přeměny 2,1 r).

Cezium je z chemického hlediska homolog draslíku [23]. V půdách se rychle sorbuje na jílové minerály, což má zásadní význam pro jeho mobilitu v prostředí – migraci v půdě i odtok z povodí. Vazbou na jílové minerály v půdě se stává relativně imobilním [24] [25]

Stroncium je svými vlastnostmi i chováním velmi podobné vápníku. Předpokládá se, že v půdách dochází pouze k jeho absorpci na relativně snadno dostupná místa na povrchu minerálů a organických částicích, tato vazba je reverzibilní [4].

Účelem této práce bylo zjistit současnou míru kontaminace půdního nadloží podzemních zvodní sledovanými radionuklidy ^{137}Cs a ^{90}Sr a hloubku, které tato kontaminace do současnosti ve vertikálním půdním profilu dosáhla, a to zejména za účelem dalšího vyhodnocení zranitelnosti podzemních vod.

12. Metodika

Odběr vzorků

Vertikální distribuce umělých radionuklidů v půdě byla sledována na sedmi lokalitách na území České republiky, jak je zobrazeno na mapce na Obr. 1.

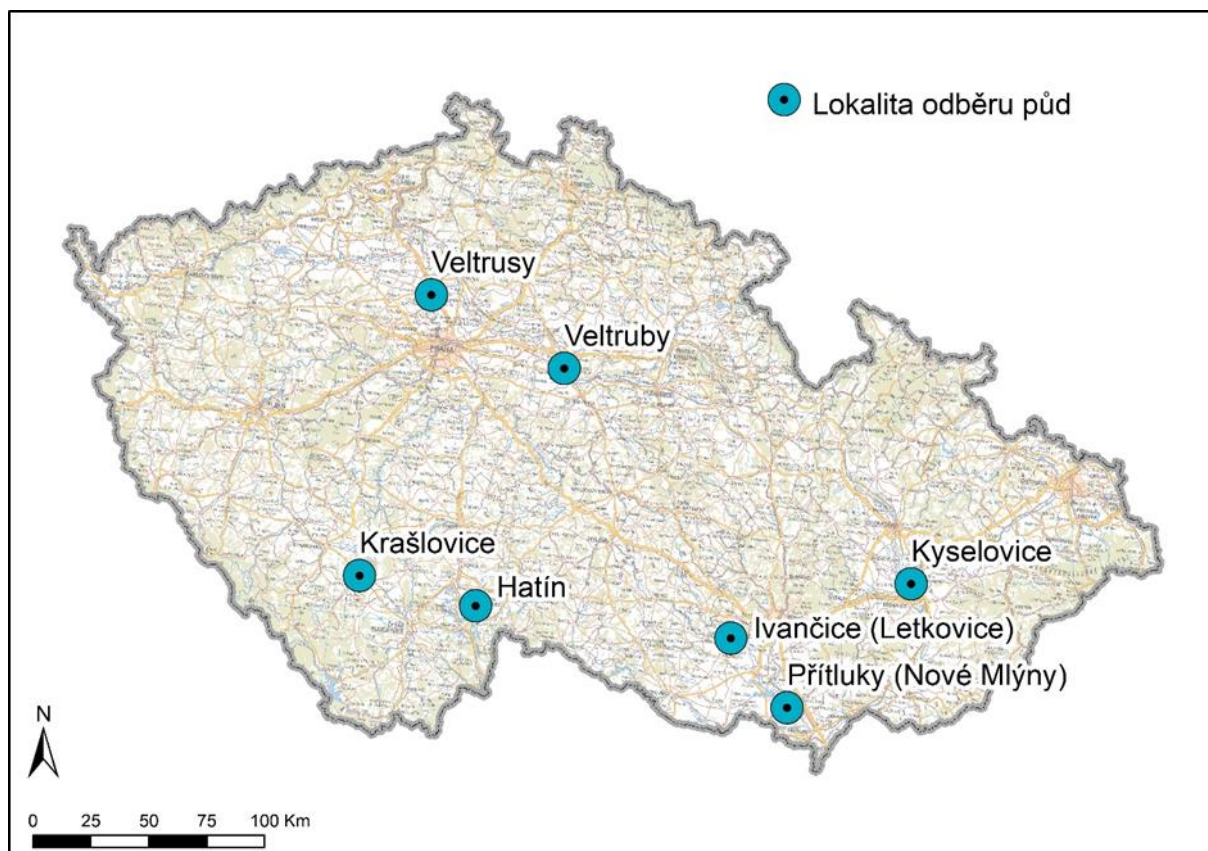
Lokality reprezentují různé třídy krajinného pokryvu (Corine Land Cover) [26]. U čtyř lokalit šlo o les, v lokalitách Kyselovice, Přítluky (Nové Mlýny) a Veltrusy o listnatý, v lokalitě Hatín o jehličnatý. Lokalita Veltruby byla zařazena do třídy orná půda, lokality Krašlovice do třídy louka/pastvina a lokalita Ivančice se nacházela na okraji obytné zástavby. Přehled tříd krajinného pokryvu pro jednotlivé lokality je uveden v Tab. 1.

Vzorky půd byly odebrány v jednotlivých lokalitách v průběhu roku 2020 a 2021. Pro odběr byla využita půdní sonda. S její pomocí byly odebírány vrstvy půdy o tloušťce 5 cm v horních 50 cm půdního profilu, níže potom vrstvy po 10 cm, maximální hloubka odběru byla 100 cm. Jednotlivé vzorky pro další analýzu vznikly spojením 17 dílčích vzorků odebraných ve vytyčené oblasti (čtverec 5 x 5 m) v jednotlivých vrstvách, jak je schematicky zobrazeno na Obr. 2. Po odběru byly vzorky bez prodlení dopraveny do laboratoře, kde byly vysušeny a homogenizovány. Odběry vzorků půd i jejich následné úpravy byly provedeny pracovníky

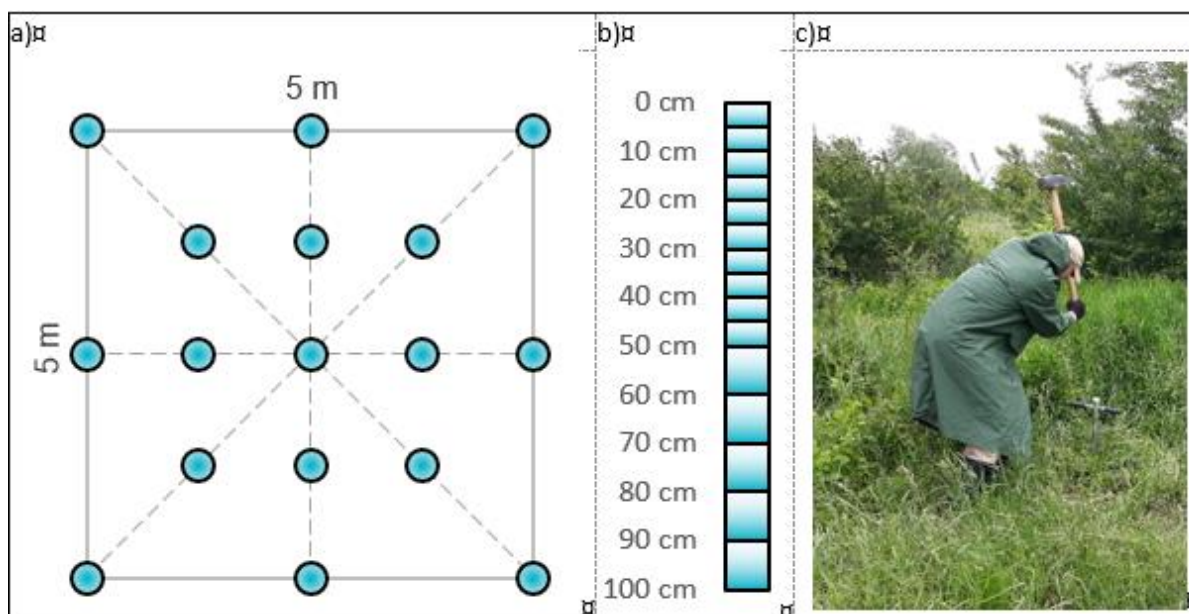
Zkušební laboratoře technologií a složek životního prostředí VÚV TGM, v. v. i., která je držitelem osvědčení o akreditaci Českého institutu pro akreditaci (ČIA) a osvědčení o správné činnosti laboratoře Střediska pro posuzování laboratoří ASLAB.

Stanovení umělých radionuklidů

V odebraných vzorcích půd byly stanoveny umělé radionuklidy ^{90}Sr a ^{137}Cs . Pro stanovení ^{137}Cs byla v laboratoři využita metoda spektrometrie záření gama, stanovení probíhalo dle ČSN EN ISO 10703 (757630) [27] na zařízení firmy Canberra Packard s polovodičovým detektorem typu HPGe. Podmínky měření (hmotnost vzorku, doba měření) byly voleny tak, že hodnota nejmenší významné aktivity na hladině významnosti $\alpha=\beta=0,05$ (a_{NV}) pro ^{137}Cs byla nižší než $0,7 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$.



Obr. 1 Umístění lokalit odběru vzorků půd



Tab. 1 Přehled lokalit odběru půd s datem realizace odběru vzorků půdy a třídou krajinného pokryvu podle Corine Land Cover [26]

Lokalita	Datum odběru	Krajinný pokryv (třída)
Hatín	10.5.2021	Les (312)
Ivančice (Letkovice)	25.5.2021	Zástavba/obytná plocha (112)
Krašovice	23.7.2020	Pastvina, Louka (231)
Kyselovice	25.5.2021	Les (311)
Přítluky (Nové Mlýny)	24.5.2021	Les (311)
Veltruby	24.11.2020	Orná půda (211)
Veltrusy	29.6.2021	Les (311)

Obr. 2 Odběr vzorků vertikálního profilu půdy: a) schéma odběru dílčích vzorků ve čtverci 5 x 5 m, b) znázornění odběru jednotlivých vzorků dle hloubky odběru, c) práce v terénu s odběrovým zařízením – půdní sondou

Stanovení umělých radionuklidů

V odebraných vzorcích půd byly stanoveny umělé radionuklidy ^{90}Sr a ^{137}Cs . Pro stanovení ^{137}Cs byla v laboratoři využita metoda spektrometrie záření gama, stanovení probíhalo dle ČSN EN ISO 10703 (757630) [27] na zařízení firmy Canberra Packard s polovodičovým detektorem typu HPGe. Podmínky měření (hmotnost vzorku, doba měření) byly voleny tak, že hodnota nejmenší významné aktivity na hladině významnosti $\alpha=\beta=0,05$ (a_{NV}) pro ^{137}Cs byla nižší než $0,7 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Pro stanovení ^{90}Sr ve vzorcích půd byla využita šťavelanová srážecí metoda [28]). Pro stanovení měření aktivity byl použit alfa – beta automat EMS 3 s plynovou průtočnou sondou POB 302 firmy EMPOS. Vypočtená hodnota a_{NV} byla pro ^{90}Sr v závislosti na době měření a množství zpracovaného vzorku a chemickém výtěžku cca $0,07 - 1,34 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Výsledky aktivity ^{90}Sr a ^{137}Cs byly vyjadřovány v $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ sušiny vzorku.

Doplňková analýza půd

Na odebraných půdních vzorcích byly rovněž stanoveny základní půdní vlastnosti. Konkrétně se jednalo o určení půdního druhu (obsah zrnitostních frakcí stanovený v souladu s normou ČSN EN ISO 17892-4 [29] výsledky vyhodnoceny dle USDA [30]) a stanovení množství oxidovatelného uhlíku (dle normy ISO 14235:1998 [31]), resp. obsahu humusu (přepočet pomocí Welteho koeficientu).

13. Výsledky a diskuse

Cezium-137

Radioaktivní ^{137}Cs bylo detekováno v půdě ve všech hodnocených lokalitách. Nejvyšší aktivita ^{137}Cs ($a_{\max}(^{137}\text{Cs})$) byla ve většině lokalit zjištěna ve vrstvách nejbližší k povrchu: typicky to bylo v horních 5-10 cm půdy, potom zjišťovaná aktivita klesala až k hodnotám, které nebyly měřitelné, resp. byly menší než a_{NV} . Takový průběh aktivity ^{137}Cs ve vertikálním profilu bylo možno pozorovat v lokalitách Hatín, Krašovice, Veltruby a Kyselovice. Takový průběh je typický pro neobdělávané půdy s neporušeným vertikálním profilem a svědčí to o pevné vazbě ^{137}Cs v horních vrstvách půdy a velmi pomalém transportu vertikálním profilem. Od poslední významné depoziční události uplynulo v době odběrů vzorků přibližně 35 let. Tento fakt potvrzují i další studie, které se tématem zabývaly, např. [16], [32]. Zjištěné výsledky odpovídají i předchozí práci VÚV TGM, v. v. i. [33], kde byla sledováno ^{137}Cs ve vertikálním profilu půdy v roce 1995 a 2015.

V dalších lokalitách bylo pozorováno poněkud odlišné rozdělení ^{137}Cs ve vertikálním půdním profilu. V lokalitě Veltruby byla sice také nejvyšší aktivita ^{137}Cs pozorována ve svrchní vrstvě půdy (0-5 cm), poté ale její pokles v hlubších vrstvách nebyl plynulý, v hloubkách mezi 15 a 30 cm došlo k opětovnému přechodnému nárůstu aktivity ^{137}Cs . V lokalitě Ivančice byla aktivita ^{137}Cs v horních 25 cm půdy přibližně stejná, a poté s hloubkou klesala. To by mohlo být důsledkem promíchání horní vrstvy půdy (orbou) v minulosti, i když dnes se místo nachází na okraji obce a je porostlé relativně vzrostlými akáty [34].

Z literatury [32] je zřejmé, že vertikální distribuce ^{137}Cs v obdělávaných půdách se značně liší od neobdělávaných. Tam, kde probíhala kultivace půdy orbou, lze očekávat, že v horní vrstvě půdy bude aktivita ^{137}Cs distribuována rovnoměrně v důsledku mechanického promíchávání. Tam, kde je většina kontaminace soustředěna do povrchové vrstvy půdy (horních 10 cm) a poté plynule klesá, lze předpokládat, že k tomuto způsobu hospodaření na daném pozemku nedocházelo.

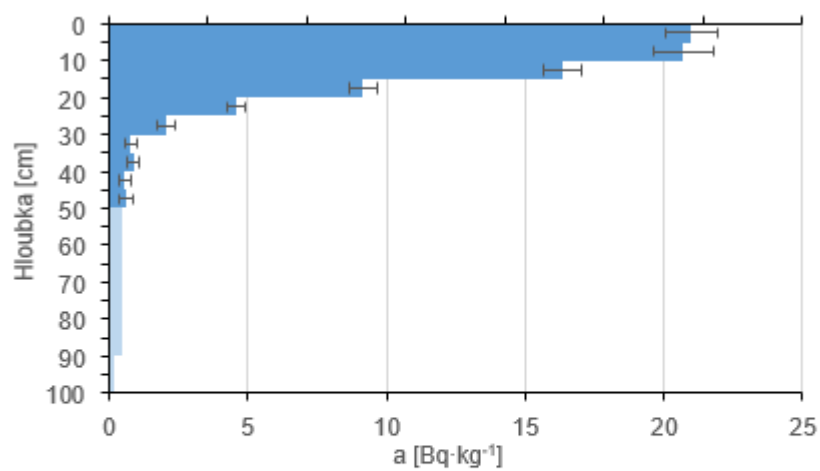
Zcela mimo všechny předpoklady se ukázala být vertikální distribuce ^{137}Cs v půdě v lokalitě Přítluky. Zde je v horních vrstvách půdy měřitelná aktivita ^{137}Cs , která pak klesá, ale ve spodních vrstvách sledovaného profilu aktivita opět narůstá, a to na hodnoty vyšší, než při povrchu. Je pravděpodobné, že zde došlo k přeskupení vrstev půdy v důsledku zemních prací, možná v souvislosti s výstavbou protipovodňového valu v blízkosti. Distribuce ^{137}Cs ve vertikálním profilu půdy ve vybraných lokalitách jsou zobrazeny na Obr. 3.

Maximální aktivity ^{137}Cs ($a_{\max}(^{137}\text{Cs})$) se v jednotlivých lokalitách pohybovaly v desítkách $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (od $11,6 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ v lokalitě Veltrusy do $52,1 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ v lokalitě Kyselovice). Ve většině lokalit byly maximální aktivity nacházeny ve svrchních vrstvách půdy. Výjimku tvoří lokalita

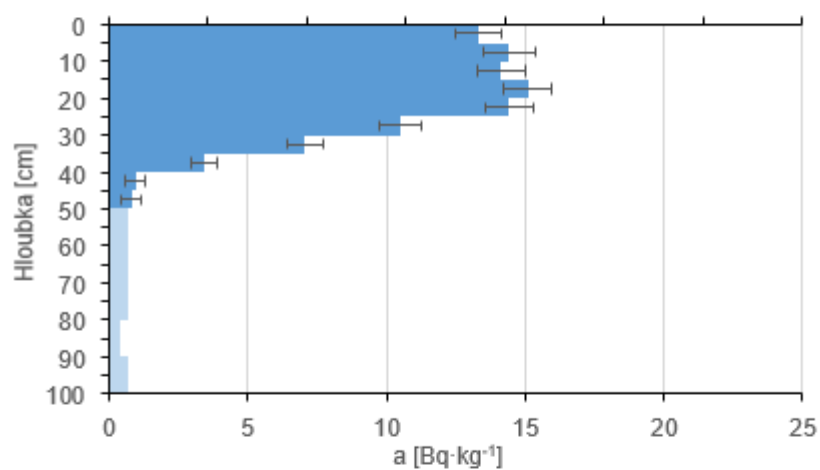
Přítluky, kde bylo vertikální rozdělení zcela netypické. Průměrné aktivity ^{137}Cs ($a_{\text{prům}}(^{137}\text{Cs})$) ve sledované vrstvě půdy (do hloubky 100 cm), vypočítané jako průměr vážený podle tloušťky odebírané vrstvy půdy (hodnoty nižší než a_{NV} byly započítány jako nulová hodnota), se pohybovaly v jednotkách $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. To odpovídá i dostupným údajům [8] o depozici ^{137}Cs po havárii v Černobylu v jednotlivých lokalitách, kde se všechny lokality nacházely ve stejném rozmezí odhadované depozice ^{137}Cs po černobylské havárii ($4\text{--}10 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$), jen v lokalitě Přítluky (Nové Mlýny) byla depozice ^{137}Cs $2\text{--}4 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, podobně jako dle [9]. Vybrané lokality tedy odpovídají spíše průměrnému zasažení černobylským spadem (podle [9] byla střední hodnota spadu po černobylské havárii v České republice $4,2 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, maximální naměřená hodnota byla $80 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$). Aktuálně naměřené aktivity ^{137}Cs souhlasí i s výsledky dřívější studie provedené ve VÚV TGM, v. v. i. [33]. Podrobně jsou výsledky vyhodnocení obsahu ^{137}Cs v půdě uvedeny v Tab. 2.

Z hlediska hodnocení vertikálního transportu ^{137}Cs a posouzení zranitelnosti podzemních vod je důležité, do jaké hloubky kontaminace v půdním profilu ^{137}Cs pronikla. Z tohoto důvodu byla vyhodnocena hloubka, ve které byla zjištěna aktivita ^{137}Cs větší než $0,7 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (hodnota blízká a_{NV} pro stanovení ^{137}Cs). Nejmenší hloubka proniknutí byla zjištěna v lokalitách Hatín a Krašovice – aktivity ^{137}Cs vyšší než $0,7 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ byly nalezeny do hloubky 35 cm, resp. 40 cm. Hlouběji bylo detekováno ^{137}Cs v lokalitách Kyselovice a Ivančice (Letkovice) (50 cm) a v lokalitě Veltrusy (60 cm). V lokalitě Veltruby bylo ^{137}Cs zjištěno až do hloubky 80 cm. V lokalitě Přítluky vzhledem k nestandardnímu rozdělení ^{137}Cs nebyla hloubka proniknutí vyhodnocena.

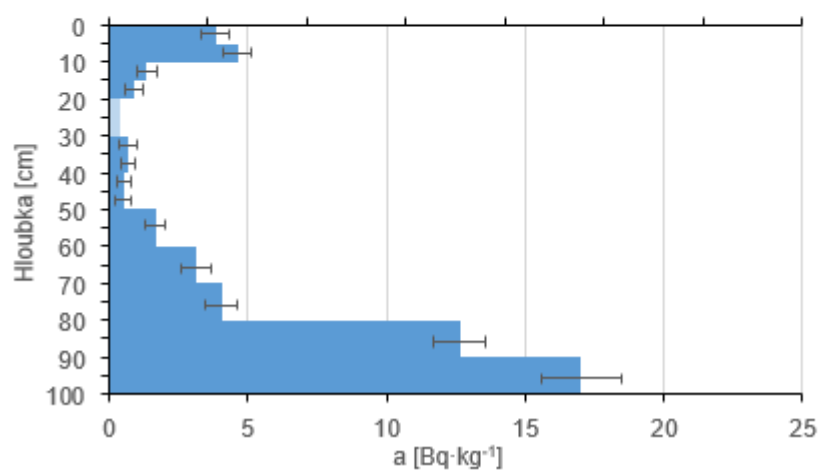
¹³⁷Cs - Krašovice



¹³⁷Cs - Ivančice



¹³⁷Cs - Přítluky



Obr. 3 Vertikální distribuce ¹³⁷Cs ve vybraných lokalitách – příklady různých rozdělení v závislosti na hloubce. Světlejší barvou jsou zobrazeny hodnoty nižší než a_{NV}

Tab. 2 Výsledky vyhodnocení obsahu aktivity ^{137}Cs a jeho vertikální distribuce v půdě

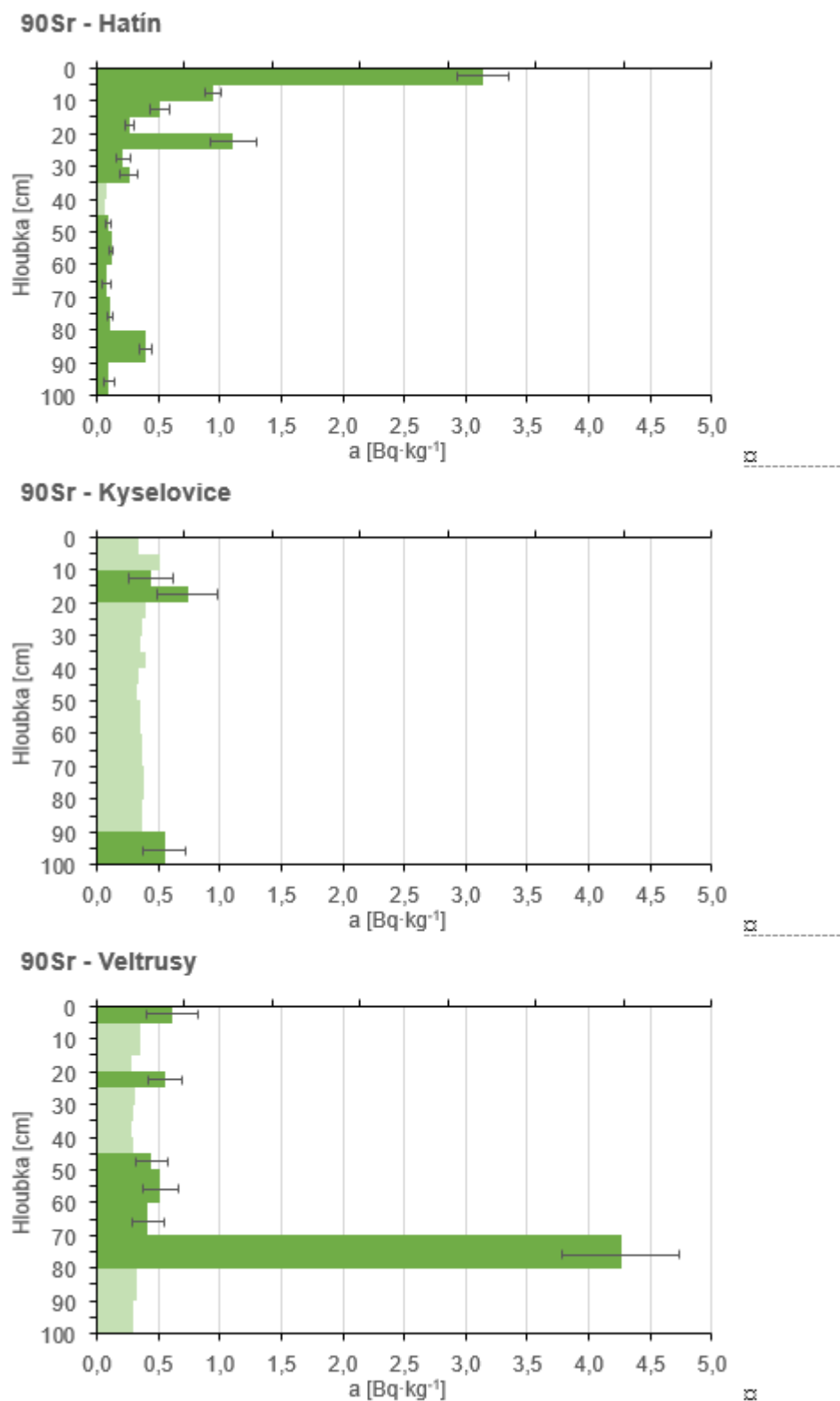
Lokalita	$a_{\max}(^{137}\text{Cs})$ [Bq · kg ⁻¹]	h- $a_{\max}(^{137}\text{Cs})$ [cm]	$a_{\text{prům}}(^{137}\text{Cs})$ [Bq · kg ⁻¹]	H- $a_{<0,7\text{Bq/kg}}(^{137}\text{Cs})$ [cm]
Hatín	32,2±1,5	0-5	3,4	35
Krašovice	21,0±0,9 20,7±1,1	0-5 5-10	3,8	40
Veltruby	22,4±1,1 24,6±1,2	0-5 5-10	5,3	80
Kyselovice	52,1±2,1	0-5	5,4	50
Ivančice (Letkovice)	13,3±0,8 14,4±0,9 14,1±0,9 15,1±0,9 14,4±0,9	0-5 5-10 10-15 15-20 20-25	4,7	50
Přítluky (Nové Mlýny)	17,0±1,4	90-100	4,5	-
Veltrusy	11,6±0,9	0-5	3,4	60

Stroncium-90

U ^{90}Sr se hodnoty aktivity častěji, ve srovnání s ^{137}Cs , pohybovaly pod a_{nv} . V lokalitě Přítluky nebylo ^{90}Sr detekováno ani v jedné vrstvě půdy do sledované hloubky (a_{nv} v rozmezí od 0,23 Bq·kg⁻¹ do 0,83 Bq·kg⁻¹). V lokalitě Veltruby bylo detekováno ^{90}Sr pouze v jedné vrstvě půdy, a to 0,73 Bq·kg⁻¹ v hloubce 5-10 cm. Ani v dalších lokalitách hodnoty aktivity ^{90}Sr nepřesáhly 2 Bq·kg⁻¹ v žádné vrstvě půdy (Krašovice, Kyselovice, Ivančice (Letkovice)). Vyšší aktivity ^{90}Sr byly naměřeny jen v lokalitě Hatín (3,14 Bq·kg⁻¹; 0-5 cm) a Veltrusy (4,26 Bq·kg⁻¹; 70-80 cm).

Oproti vertikálnímu rozložení ^{137}Cs nebylo možné pro ^{90}Sr obecně definovat hloubku, v jaké se nachází maximální aktivita. Tato hloubka byla různá v různých lokalitách, což může být způsobeno tím, že se hodnoty aktivity ^{90}Sr často pohybovaly v blízkosti a_{nv} . Také hloubka, do které ^{90}Sr proniklo, nemohla být z naměřených dat vyhodnocena. Přesto ale naměřené výsledky ukazují mnohem větší mobilitu ^{90}Sr ve vertikálním profilu půdy, protože měřitelné aktivity se často nacházely i v hloubkách větších než 50 cm (Hatín, Ivančice (Letkovice), Kyselovice, Veltrusy). Zjištěná vyšší mobilita ^{90}Sr v půdních systémech ve srovnání s ^{137}Cs je v souladu i s jinými zjištěními [35], [36]. Distribuce ^{90}Sr ve vertikálním profilu půdy ve vybraných lokalitách jsou zobrazeny na Obr. 3.

Podobně jako pro ^{137}Cs byly i pro ^{90}Sr vypočítány průměrné aktivity ($a_{\text{prům}}(^{90}\text{Sr})$) ve sledované vrstvě půdy do hloubky 100 cm (průměr vážený podle tloušťky odebírané vrstvy půdy, hodnoty nižší než a_{nv} započítány jako nulová hodnota). Průměrné aktivity se v jednotlivých profilech pohybovaly v desetinách Bq·kg⁻¹, na vypočtené hodnoty je ale nutno nahlížet pouze jako na orientační, a to vzhledem k tomu, že hodnota a_{nv} použité metody je velmi blízko měřeným hodnotám a často jsou naměřené hodnoty nižší než a_{nv} , což zkresluje vyhodnocení. Podrobně jsou výsledky vyhodnocení obsahu ^{90}Sr v půdě uvedeny v Tab. 3.



Obr. 4 Vertikální distribuce ^{90}Sr ve vybraných lokalitách – příklady různých rozdělení v závislosti na hloubce. Světlejší barvou jsou zobrazeny hodnoty nižší než a_{NV}

Tab. 3 Výsledky vyhodnocení obsahu aktivity ^{90}Sr a jeho vertikální distribuce v půdě

Lokalita	$a_{\max} (^{90}\text{Sr})$ [Bq·kg ⁻¹]	h- $a_{\max} (^{90}\text{Sr})$ [cm]	$a_{\text{prům}} (^{90}\text{Sr})$ [Bq·kg ⁻¹]	H- $a_{<\text{anv}} (^{90}\text{Sr})$ [cm]
Hatín	3,14±0,21	0-5	0,41	-
Krašovice	1,62±0,41 1,66±0,49	30-35 40-45	0,30	-
Veltruby	0,73±0,29	5-10	0,04	-
Kyselovice	0,74±0,24	15-20	0,11	-
Ivančice (Letkovice)	1,71±0,38	80-90	0,41	-
Přítluky (Nové Mlýny)	-	-	-	-
Veltrusy	4,26±0,48	70-80	0,60	-

Doplňková analýza vlastností půd

Dle specializované půdní mapy [37] byly určeny půdní typy na odběrových lokalitách, což bylo lokálně ověřeno pomocí půdní sondy. Ve většině případů se jednalo o fluvizem, pouze v lokalitě Ivančice se odběrové místo nachází na rozmezí typů fluvizem modální a černozem luvická. V případě lokalit Krašovice, Hatín, Přítluky a Veltrusy se jedná o fluvizem modální, na odběrových místech Krašovice a Kyselovice se nachází fluvizem glejová. Hladina podzemní vody v profilu nebyla v žádném případě zjištěna. Na stanovišti Přítluky nebylo možné odebrat vzorky z celého půdního profilu, proto jsou výsledky analýz vyhodnoceny pouze do hloubky 70 cm. Fluvizemě jsou půdy vyvinuté v nivách vodních toků z povodňových sediment, dochází tedy k občasnému zaplavení a zvýšení vlhkosti půdy. Půdní druh (USDA) byl v případě lokality Hatín určen jako hlinitý písek, Krašovice jako písčitá hlína, Veltruby a Ivančice hlína prachovitá, Přítluky, Veltrusy a Kyselovice jako hlína.

Obsah humusu v půdě na lokalitě Hatín byl velmi vysoký ve svrchních horizontech (22,6 % humusu v hloubce 0–5 cm), s hloubkou odběru rovnoměrně klesal až na 0,77 % humusu v hloubce 90 - 100 cm. Naměřené hodnoty ^{137}Cs ve svrchní vrstvě lesní půdy v lokalitě Hatín přibližně odpovídají hodnotám zjištěným v lesním humusu ve studii [38] (s přihlédnutím k podílu humusu v analyzované půdě). Rovnoměrný pokles obsahu humusu byl zaznamenán také v případě lokalit Krašovice, Přítluky, Kyselovice, Ivančice a Veltrusy, kde byl však obsah humusu výrazně nižší než v lokalitě Hatín, přesto v případě svrchních horizontů. Klesající obsah humusu s hloubkou půdy je standardní jev, proto byly překvapivé výsledky rozboru půdy v lokalitě Veltruby, kde byl obsah humusu v hloubce 0–5 cm velmi vysoký (9,43 %) a dle očekávání s hloubkou klesal, ale od hloubky 50–60 cm začal opět stoupat a v hloubkách od 80 do 100 cm byl vyšší než 12 %. Jelikož se lokalita nachází v rovině, dá se vyloučit, že by tento jev byl způsobený erozí a transportem materiálu. Jako pravděpodobnější vysvětlení se jeví technický zásah do půdního profilu, případně vlivu zaplavování a vertikálně proměnným obsahem humusu ve vrstvě povodňových hlín. Tyto možné události mohly také ovlivnit distribuci ^{137}Cs v této lokalitě.

4. Závěr

Výsledky sledování vertikální distribuce umělých radionuklidů ^{137}Cs a ^{90}Sr v půdě potvrdily, že kontaminace půdy těmito radionuklidy je v České republice stále měřitelná, přestože od poslední významné depoziční události (havárie v Černobyli) uplynulo již 35 let. Většina

aktivity ^{137}Cs je v půdě pevně vázaná, takže rychlost jeho transportu do hlubších vrstev půdního profilu je jen velmi pomalá a většina zjištěné aktivity ^{137}Cs se nachází v povrchové vrstvě půdy. Zároveň však dochází k rozšiřování kontaminované vrstvy do větší hloubky, kam může pronikat část ^{137}Cs v závislosti na vlastnostech půdy a dalších podmínkách.

Jiná je situace pro ^{90}Sr . Přestože celkově jsou naměřené hodnoty aktivity v půdě pro ^{90}Sr nižší než pro ^{137}Cs a jsou použitou metodou hůře měřitelné, je zřejmé, že ^{90}Sr je v půdě mobilnější a je snáze transportováno do hlubších vrstev a potenciálně může proniknout i do podzemních vod. Je plánováno, že hypotéza o pronikání umělých radionuklidů do podzemních vod bude ověřena analýzou podzemních vod s využitím ultracitlivých metod stanovení.

5. Poděkování

Tento článek byl připraven v rámci projektu „Inovativní metody detekce ultranízkých koncentrací radionuklidů k hodnocení zranitelnosti zdrojů pitné vody při jaderné havárii“, č. VI20192022142, financovaného Ministerstvem vnitra ČR v rámci Bezpečnostního výzkumu České republiky 2015–2022.

6. Literatura

- [1] Y. Izrael, Chernobyl radionuclide distribution and migration, *HEALTH PHYSICS*, roč. 93, č. 5, s. 410–417, 2007, doi: 10.1097/01.HP.0000285092.10598.41.
- [2] E. Hanslík, D. Marešová, a E. Juranová, Vliv atmosférických testů jaderných zbraní a významných jaderných havárií na obsah radioaktivních látek v povrchových vodách na území České republiky, *SOVAK*, roč. 22, č. 10, s. 12–15, 2013.
- [3] E. Van der Stricht a R. Kirchmann, *Radioecology: Radioactivity and ecosystems*. Liège (Belgium): Fortemps, 2001.
- [4] J. Smith a N. A. Beresford, *Chernobyl — Catastrophe and Consequences*, 1. vyd. Berlin, Heidelberg: Springer, 2005. doi: 10.1007/3-540-28079-0.
- [5] V. S. Shirley, E. Browne, a C. M. Lederer, *Table of isotopes*. New York: Wiley, 1978.
- [6] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), Sources and effects of ionizing radiation, VOLUME I: SOURCES, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), New York, Report to the General Assembly, with Scientific Annexes, 2000.
- [7] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), Sources and effects of ionizing radiation, VOLUME II: Effects, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), New York, Report to the General Assembly, with Scientific Annexes, 2000.
- [8] M. De Cort *et al.*, Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident. Office for Official Publications of the European Communities, 1998.

- [9] P. Rulík a J. Helebrant, Mapa kontaminace půdy České republiky ^{137}Cs po havárii JE Černobyl, Státní ústav radiační ochrany, v.v.i., 22 / 2011, 2011.
- [10] Y. Bondar *et al.*, The Distribution of ^{137}Cs , ^{90}Sr , and ^{241}Am in Waterbodies of Different Origins in the Belarusian Part of Chernobyl Exclusion Zone, *Water Air and Soil Pollution*, roč. 226, s. 63, 2015, doi: 10.1007/s11270-015-2354-1.
- [11] V. Kashparov *et al.*, Spatial datasets of radionuclide contamination in the Ukrainian Chernobyl Exclusion Zone, *EARTH SYSTEM SCIENCE DATA*, roč. 10, č. 1, s. 339–353, 2018, doi: 10.5194/essd-10-339-2018.
- [12] Y. Ivanov *et al.*, Migration of Cs-137 and Sr-90 from Chernobyl fallout in Ukrainian, Belarussian and Russian soils, *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL RADIOACTIVITY*, roč. 35, č. 1, s. 1–21, 1997, doi: 10.1016/S0265-931X(96)00036-7.
- [13] M. Sangiorgi, M. Ceballos, G. Iurlaro, G. Cinelli, a M. De Cort, 30 years of European Commission Radioactivity Environmental Monitoring data bank (REMdb) - an open door to boost environmental radioactivity research, *EARTH SYSTEM SCIENCE DATA*, roč. 11, č. 2, s. 589–601, 2019, doi: 10.5194/essd-11-589-2019.
- [14] G. Pröhl, S. Ehlken, I. Fiedler, G. Kirchner, E. Klemm, a G. Zibold, Ecological half-lives of ^{90}Sr and ^{137}Cs in terrestrial and aquatic ecosystems, *Journal of Environmental Radioactivity*, roč. 91, č. 1, s. 41–72, led. 2006, doi: 10.1016/j.jenvrad.2006.08.004.
- [15] S. Chibowski a A. Mitura, STUDIES OF THE RATE OF MIGRATION OF RADIOCESIUM IN SOME TYPES OF SOILS OF EASTERN POLAND, *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, roč. 170, č. 3, s. 193–198, 1995, doi: 10.1016/0048-9697(95)04707-3.
- [16] S. Almgren a M. Isaksson, Vertical migration studies of Cs-137 from nuclear weapons fallout and the Chernobyl accident, *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL RADIOACTIVITY*, roč. 91, č. 1–2, s. 90–102, 2006, doi: 10.1016/j.jenvrad.2006.08.008.
- [17] W. Ruhm, L. Kammerer, L. Hiersche, a E. Wirth, Migration of Cs-137 and Cs-134 in different forest soil layers, *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL RADIOACTIVITY*, roč. 33, č. 1, s. 63–75, 1996, doi: 10.1016/0265-931X(95)00069-M.
- [18] E. Hanslík, D. Marešová, E. Juranová, a B. Sedlářová, Kinetics of H-3, Sr-90 and Cs-137 content changes in hydrosphere in the Vltava River system (Czech Republic), *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL RADIOACTIVITY*, roč. 188, s. 1–10, 2018, doi: 10.1016/j.jenvrad.2017.11.029.
- [19] E. Juranová, E. Hanslík, a D. Marešová, Temporal Development of Radiocaesium and Radiostrontium Concentrations in the Hydrosphere-Methods of Evaluation, *WATER AIR AND SOIL POLLUTION*, roč. 226, č. 10, 2015, doi: 10.1007/s11270-015-2601-5.

- [20] D. Marešová, E. Juranová, a B. Sedlářová, Vliv Jaderné elektrárny Temelín na obsah vybraných radionuklidů v povrchových vodách, *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, roč. 62, č. 4, s. 38–43, srp. 2020.
- [21] E. Hanslík, D. Marešová, E. Juranová, a B. Sedlářová, Změny obsahu radionuklidů v povrchové vodě v okolí Jaderné elektrárny Temelín v období 1990–2016, *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, roč. 59, č. 6, s. 18–23, pro. 2017.
- [22] Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience, International Atomic Energy Agency (IAEA), Vienna, Report of the Chernobyl Forum Expert Group ‘Environment’ Text STI/PUB/1239, 2006.
- [23] N. N. Greenwood, A. Earnshaw, a F. Jursík, *Chemie prvků*. Informatorium, 1993.
- [24] J. Smith, R. Clarke, a R. Saxén, Time-dependent behaviour of radiocaesium: A new method to compare the mobility of weapons test and Chernobyl derived fallout, *Journal of Environmental Radioactivity*, roč. 49, s. 65–83, 2000, doi: 10.1016/S0265-931X(99)00088-0.
- [25] C. Erlinger, H. Lettner, A. Hubmer, W. Hofmann, a F. Steinhäusler, Determination of (137)Cs in the water system of a pre-Alpine lake, *J Environ Radioact*, roč. 100, č. 4, s. 354–360, 2009, doi: 10.1016/j.jenvrad.2009.01.002.
- [26] European Environment Agency (EEA) under the framework of the Copernicus programme, Corine Land Cover (CLC) 2018, Version 2020_20, 2019.
- [27] ČSN EN ISO 10703:2008/Z1 (757630) Kvalita vod - Stanovení objemové aktivity radionuklidů - Metoda spektrometrie záření gama s vysokým rozlišením. Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví (ÚNMZ), 2016.
- [28] Kolektiv autorů, *Metody radiochemického rozboru vod*, Praha, 1973.
- [29] ČSN EN ISO 17892-4 (72 1007) Geotechnický průzkum a zkoušení - Laboratorní zkoušky zemin - Část 4: Stanovení zrnitosti. Český normalizační institut (ČNI), 2017.
- [30] USDA Textural Soil Classification, United States Department of Agriculture, Soil Conservation Service, Study Guide Module 3, 1987.
- [31] ISO 14235:1998 Soil quality — Determination of organic carbon by sulfochromic oxidation. International Organization for Standardization (ISO), 1998.
- [32] Marianna Jagercikova, Sophie Cornu, Christine Le Bas, a Olivier Evrard, Vertical distributions of Cs-137 in soils: a meta-analysis, *Journal of Soils and Sediments*, roč. 15, č. 1, s. 81–95, 2015, doi: 10.1007/s11368-014-0982-5.
- [33] E. Juranová, E. Hanslík, a B. Sedlářová, Vertikální migrace umělých radionuklidů v půdním profilu, in *XXIV. Konzultační dny pro pracovníky vodohospodářských radiologických laboratoří*, Lednice, 2016.

[34] I. Kunes a M. Baláš, TRNOVNÍK AKÁT (ROBINIA PSEUDOACACIA) - JEHO MNOŽENÍ, PĚSTOVÁNÍ A LIKVIDACE: REVIEW BLACK LOCUST (ROBINIA PSEUDOACACIA) - ITS PROPAGATION, SILVICULTURE AND ERADICATION: REVIEW, *Zpravy Lesnického Vyzkumu*, roč. 65, s. 11–19, led. 2020.

[35] D. Bugai, J. Smith, a M. A. Hoque, Solid-liquid distribution coefficients (Kd-s) of geological deposits at the Chernobyl Nuclear Power Plant site with respect to Sr, Cs and Pu radionuclides: A short review, *Chemosphere*, roč. 242, s. 125175, 2020, doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.125175.

[36] Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments, International Atomic Energy Agency (IAEA), Vienna, Text 472, 2010.

[37] České geologická služba (ČGS), Půdní mapa 1 : 50 000.
<https://mapy.geology.cz/pudy/>

[38] H. Pilátová, I. Suchara, P. Rulík, J. Sucharová, J. Helebrant, a M. Holá, Mapy obsahu ^{137}Cs v humusu lesního ekosystému České republiky v roce 2005, Státní ústav radiační ochrany, v.v.i. (SÚRO), Praha, 26/2011, 2011.

ANTHROPOGENIC RADIONUCLIDES IN THE SOIL 35 YEARS AFTER THE CHERNOBYL ACCIDENT

Keywords: Radioactivity; cesium-137; strontium-90; soil; contamination; vertical distribution

Abstract

In the past, the territory of the Czech Republic has been affected by the fallout of artificial radionuclides following nuclear weapons tests and the Chernobyl accident. The paper summarizes the results of monitoring of the vertical anthropogenic radioactivity (^{90}Sr and ^{137}Cs) migration in soil. Samples of soil layers to a depth of 100 cm were taken at selected sites, and then, the content of these artificial radionuclides was determined in these samples. The results showed that ^{137}Cs is retained in the surface layers of the soil and its penetration into deeper layers is slow. In contrast, ^{90}Sr is more mobile and can be found in deeper soil layers.

RADIOAKTIVNÍ UKAZATELE V POVRCHOVÝCH VODÁCH POVODÍ ŘEKY PLOUČNICE

Pavel Stierand¹, Libor Mikl¹

¹*Český hydrometeorologický ústav*

e-mail: pavel.stierand@chmi.cz

ČHMÚ se zabývá systematickým sledováním a hodnocením radiologických ukazatelů v povrchových vodách. V příspěvku jsou popsány změny hodnot radiologických ukazatelů v povrchových vodách v časové řadě od konce 60. let. Vývoj celkové objemové aktivity alfa i beta, aktivity uranu, radia je popsán na charakteristických profilech v místě těžby uranu, zejména v okolí ložiska Stráž pod Ralskem, kde těžba uranu již byla utlumena. Řeka Ploučnice protéká tímto dobývacím územím a ústí do řeky Labe v Děčíně nedaleko hraničního přechodu Hřensko, kde jsou aktivity radiologických ukazatelů též sledovány a dokumentovány. Po ukončení těžby uranu na ložisku Stráž pod Ralskem poklesly koncentrace uranu o 2 řády a povrchové vody na profilu Mimoň - Ploučnice v posledních 5 letech jsou řazeny do třídy I - neznečištěná voda.

RADIOAKTIVNÍ LÁTKY V ŘÍČNÍCH DNOVÝCH SEDIMENTECH NA ÚZEMÍ ČESKÉ REPUBLIKY V OBDOBÍ 2011-2021

Barbora Sedlářová¹, Eva Juranová¹, Diana Marešová¹, Pavel Stierand²

¹Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, veřejná výzkumná instituce

²Český hydrometeorologický ústav

e-mail: barbora.sedlarova@vuv.cz

Klíčová slova: sediment, přírodní radionuklidy, umělé radionuklidy

Abstrakt

V rámci systematického monitoringu povrchových vod sleduje ČHMÚ od roku 1999 radiologické ukazatele v sedimentech a plaveninách. Analýzy zajišťuje od počátku Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, v.v.i. Příspěvek navazuje na předchozí hodnocení umělých a přírodních radionuklidů v sedimentech. Byly hodnoceny výsledky za období 2011 – 2021. Z přírodních radionuklidů byly sledovány radionuklidy uranové řady (uran 238, radium 226, olovo 210), thoriové řady (radium 228 a thorium 228) a dále draslík 40. Znečištění radiem 226, které je důsledkem dřívější těžby a zpracování uranové rudy, bylo posuzováno na základě poměru radia 226 a radia 228. Na neovlivněných profilech byl stanoven poměr méně než 1,5, na ovlivněných profilech více než 1,5. Z umělých radionuklidů bylo stanoveno cesium 137. Jedná se o reziduální znečištění po testech jaderných zbraní a havárie jaderné elektrárny v Černobylu.

1. Úvod

Analýzy říčních dnových sedimentů poskytují cenné informace o postižení geogenního pozadí a umožňují provádět hodnocení antropogenních vlivů. Na výskyt a změny obsahu přírodních radionuklidů v říčních dnových sedimentech na území České republiky měly vliv vypustě důlních vod z těžby a úpravy uranových rud. Intenzivní těžba a úprava uranových rud probíhala v druhé polovině minulého století. O postupném útlumu bylo rozhodnuto v roce 1989 a byly zahájeny sanační práce. Uzavření posledního dolu na těžbu uranu v Rožné na Žďáru proběhlo v roce 2016. Soustavné sledování přírodních radionuklidů bylo prováděno hlavně v povodí řeky Ploučnice [1]. Na základě výsledků sledování kontaminace sedimentů byl zjištěn únik radia 226 v souvislosti s čištěním důlních vod a popsán mechanismus sekundární kontaminace zátopových území radiem 226 [2]. V povodí řeky Labe byly sledovány lokality ovlivněné těžbou uranu vedle málo zatížených nebo nezatížených lokalit. Byly stanoveny poměry hmotnostní aktivity radia 226 a radia 228 zástupců uranové a thoriové přeměnové řady pro klasifikaci kontaminace říčních sedimentů přírodními radionuklidy [3, 4]. Z hlediska umělých radionuklidů byla pozornost věnována především výskytu cesia 137 v říčních dnových sedimentech a to v souvislosti s reziduální kontaminací po testech jaderných zbraní a havárii jaderného reaktoru v Černobylu. Poznatky o výskytu těchto umělých radionuklidů jsou důležité z hlediska posouzení vlivu provozovaných jaderných elektráren [5]. V rámci rozšířeného programu sledování ČHMÚ bylo v období 1999 – 2011 sledováno cca 40 profilů říčních sedimentů a plavenin s frekvencí dvakrát za rok [6, 7]. Od roku 2012 bylo sledování říčních dnových sedimentů redukováno na 10 profilů za rok a od roku 2017 je sledováno 12 profilů za rok. Hodnocení dosažených výsledků za období 2011-2021 je předmětem příspěvku.

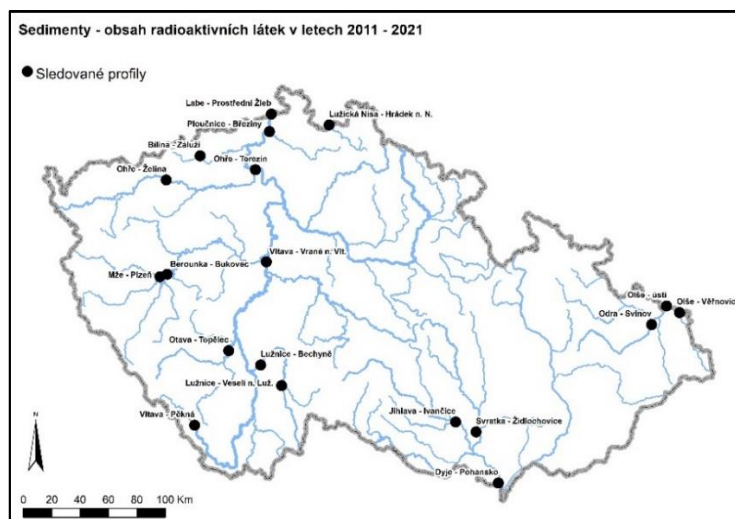
2. Metodika

Říční dnové sedimenty byly odebírány pracovníky ČHMÚ ve spolupráci se vzorkaři Povodí Labe, státní podnik. Gamaspektrometrické analýzy byly zajišťovány laboratoří VÚV TGM, v.v.i. V roce 2011 byly naposledy odebrány sedimenty ze 41 odběrových míst. Následně v období 2012 – 2016 byl monitoring omezen na 10 profilů s četností jednou za rok. Od roku 2017 se sleduje 12 profilů s četností jednou za rok. Bohužel v celém období sledování nebyl vždy shodný výběr profilů tabulka č. 1. Z roku 2011 byly zařazeny do hodnocení pouze ty profily, které byly v následujících letech v zájmu sledování. Vybrané profily jsou uvedeny na mapce obrázek č. 1.

Tabulka č. 1 Seznam sledovaných profilů a jejich monitorování v období 2011-2021

Povodí	profil	sledované období	Povodí	profil	sledované období
Vltava	Vltava – Vrané *	2014-2019	Labe	Ploučnice - Březiny *	2011-2021
				Labe - Prostřední Žleb *	2011-2021
	Vltava - Pěkná	2011-2012		Lužická Nisa - Hrádek nad Nisou *	2011-2021
	Berounka - Bukovec	2011, 2020,2021	Morava	Dyje – Pohansko *	2011, 2017-2021
	Mže - Plzeň *	2013-2019		Jihlava - Ivančice *	2011, 2017-2021
	Otava – Topělec *	2011, 2013-2021		Svratka - Židlochovice *	2013-2021
	Lužnice - Veselí nad Lužnicí *	2013-2020	Odra	Odra - Svinov	2011, 2012
	Lužnice - Bechyně (SM)	2021		Olše - ústí *	2014-2021
Ohře	Bílina - Záluží	2011, 2012		Olše - Věřňovice	2011-2013
	Ohře - Terezín *	2011-2021			
	Ohře - Želina	2012, 2013			

Pozn: * profily, u kterých byl hodnocen trend vývoje hmotnostní aktivity cesia 137



Obrázek č. 1 Sledované profily v období 2011 – 2021 z hlediska radiologických ukazatelů v říčních dnových sedimentech

Stanovení radionuklidů emitujících záření gama ve vzorcích sedimentů bylo provedeno podle SOP RA-6 Stanovení radionuklidů emitujících záření gama podle ČSN EN ISO 10 703 (75 7630) [8].

Pro stanovení byly použity gamaspektrometrické trasy s polovodičovými detektory GR 3018, GR 3019, s relativní účinností 30 % a s rozlišením FWHM 1,8, resp. 1,9 keV pro pík kobaltu 60 s energií 1332 keV. Vyhodnocení bylo provedeno pomocí softwaru Genii 2000.

Vzorky sedimentů byly sušeny při 105 °C, drceny a sítovány přes síto 0,2 mm. Zhomogenizovaný vzorek byl uzavřen v Marinelliho nádobě o objemu 450 ml nebo masťovce 80 ml. Měřicí nádoba byla hermeticky uzavřena a utěsněna tmelem. Takto připravené vzorky byly skladovány po dobu 30 dnů, z důvodu dosažení radioaktivní rovnováhy mezi vybranými radionuklidy uranové a thoriové řady. Doba měření byla 24 h. Výsledky gamaspektrometrické analýzy v sedimentech byly vyjádřeny v Bq/kg pro sušinu vzorku s nejistotou měření na hladině 2 sigma. Nejmenší detekovatelná hmotnostní aktivita a_{ND} byla udávána na hladině významnosti $\alpha = \beta = 0,05$. Detekční limity pro dobu měření 24 hodin byly 2 Bq/kg pro radium 226, olovo 210, radium 228, thorium 228, 5 Bq/kg pro uran 238, 10 Bq/kg pro draslík 40 a 0,5 Bq/kg pro cesium 137.

Pro hodnocení výskytu přírodních radionuklidů v říčních dnových sedimentech byla uplatněna klasifikace kontaminace izotopy radia podle poměru hmotnostních aktivit radia 226 a radia 228, rozdělená do 5 tříd. Přehled je uveden v tabulce č. 2. [4, 6, 7]

Tabulka č. 2 Klasifikace kontaminace říčních dnových sedimentů izotopy radia do tříd čistoty I-V na základě poměru hmotnostních aktivit radia 226 a radia 228 [4, 6, 7]

$\frac{a_{226Ra}}{a_{228Ra}}$	Třída čistoty	Charakteristika
$\leq 1,5$	I	přírozený výskyt přírodních radionuklidů
$>1,5 - 2,0$	II	slabé znečištění odpady uranového průmyslu, těžbou uhlí, průmyslovými odpady
$>2,0 - 5,0$	III	znečištění odpady uranového průmyslu
$>5,0 - 10,0$	IV	silné znečištění odpady uranového průmyslu
>10	V	velmi silné znečištění odpady uranového průmyslu

Vývoj hmotnostní aktivity cesia 137 v čase na jednotlivých profilech (tabulka č. 1) byl hodnocen s použitím rovnice kinetiky 1. řádu. Byl stanoven efektivní poločas pro jednotlivé profily [9].

$$\ln a_{137Cs} = -\lambda_{ef} \cdot t + q \quad (\text{rovnice kinetiky 1. řádu})$$

$$T_{ef} = \ln 2 / \lambda_{ef} \quad (\text{efektivní poločas})$$

kde a_{137Cs} je hmotnostní aktivita cesia 137, (Bq/kg)
 λ_{ef} efektivní (pozorovaná) rychlostní konstanta pro pokles hmotnostní aktivity cesia 137, (1/r)
 t doba sledování, (r)
 q přirozený logaritmus hmotnostní aktivity cesia 137 v sedimentu na počátku pozorování, (Bq/kg)
 T_{ef} efektivní poločas poklesu hmotnostní aktivity cesia (r).

Statistická významnost závislosti byla ověřena s použitím Pearsonova koeficientu a t testu.

3. Výsledky a jejich hodnocení

Přírodní radionuklidy

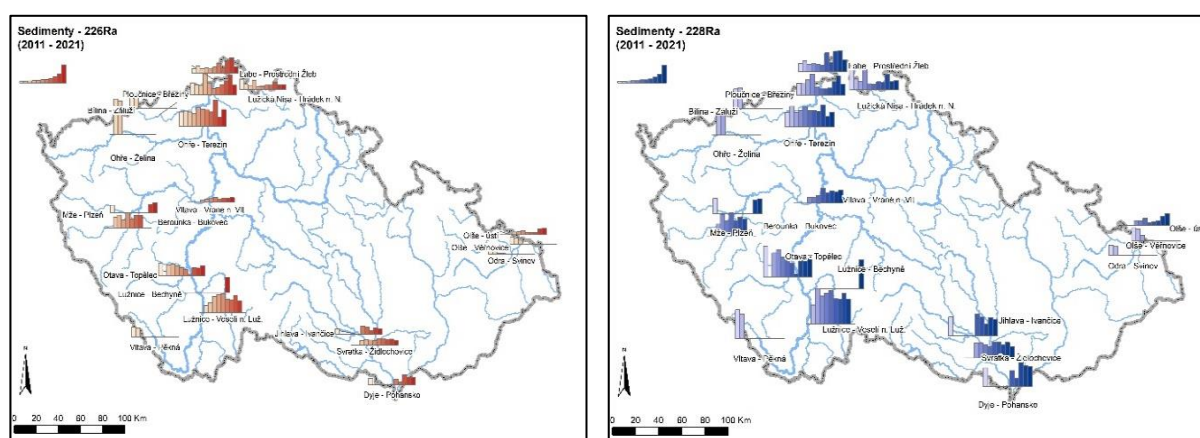
Z přírodních radionuklidů byly sledovány radionuklidy uranové řady (uran 238, radium 226, olovo 210), thoriové řady (radium 228, thorium 228) a draslík 40.

V říčních dnových sedimentech pro celé území ČR ve sledovaném období 2011 – 2021 bylo hodnoty hmotnostních aktivit radionuklidů uranové řady: pro uranu 238 v rozmezí 10,4–191 Bq/kg s průměrnou hodnotou 61,0 Bq/kg a mediánem 49,4 Bq/kg. Pro radium 226 bylo rozmezí hodnot 12,9–330 Bq/kg s průměrnou hodnotou 83,5 Bq/kg a mediánem 71,2 Bq/kg. Pro olovo 210 bylo rozmezí hodnot 13,7–70 Bq/kg s průměrnou hodnotou 98,4 Bq/kg a mediánem 73,6 Bq/kg. Pro radionuklidy thoriové řady bylo: pro radium 228 rozmezí hodnot 10,0–130 Bq/kg s průměrnou hodnotou 55,1 Bq/kg a mediánem 55,5 Bq/kg, pro thorium 228 bylo rozmezí hodnot 10,6–179 Bq/kg s průměrnou hodnotou 65,6 Bq/kg a mediánem 60,4 Bq/kg. Pro draslík 40 bylo rozmezí hodnot 156–1102 Bq/kg s průměrnou hodnotou 586 Bq/kg a mediánem 584 Bq/kg. Přehled je uveden v tabulce 3. Hodnoty hmotnostní aktivity radionuklidů uranové řady nad 100 Bq/kg byly pozorovány v povodí Ohře na profilu Ohře Želina, Ohře Terežín, v povodí Vltavy na profilu Lužnice Veselí nad Lužnicí, Mže Plzeň a v povodí Labe na profilu Ploučnice Březiny. Oproti tomu nejnížší hodnoty hmotnostních aktivit radionuklidů uranové i thoriové řady byly pozorovány na profilech v povodí Odry. Průměrné hmotnostní aktivity byly 21,7 Bq/kg pro uran 238, 36,8 Bq/kg radium 226, 36,1 Bq/kg olovo 210, 27,0 Bq/kg radium 228,

33,8 Bq/kg thorium 228. Výskyt radia 226 a radia 228 ve sledovaných dnových sedimentech na území ČR v letech 2011 a 2021 je uveden na mapkách obrázků č. 2.

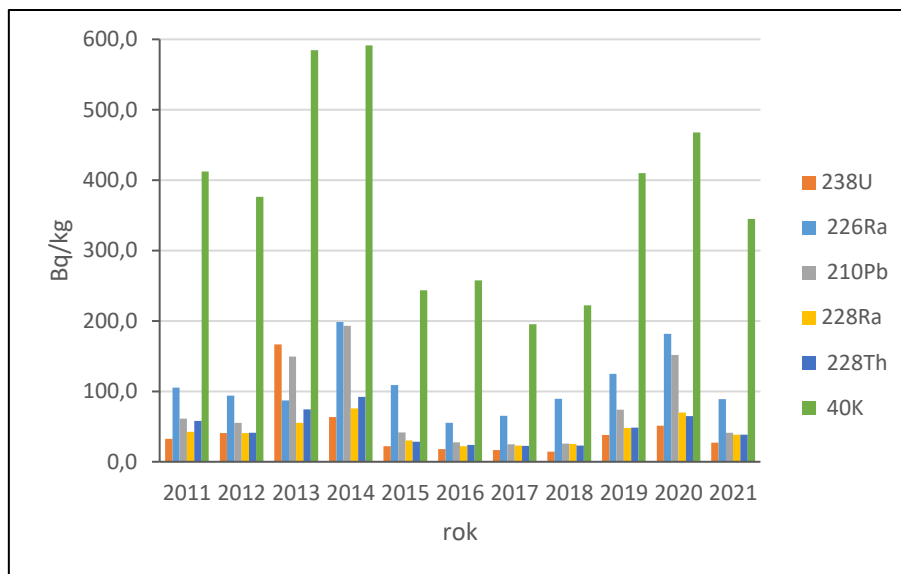
Tabulka č. 3 Průměr, medián, maximální a minimální hodnoty hmotnostních aktivit uranu 238, radia 226, olova 210, radia 228, thoria 228 a poměry hmotnostních aktivit radia 226 a radia 228 v říčních dnových sedimentech na území ČR v období 2011 – 2021 pro všechny sledované profily

2011-2021	a_{238U} Bq/kg	a_{226Ra} Bq/kg	a_{210Pb} Bq/kg	a_{228Ra} Bq/kg	a_{228Th} Bq/kg	a_{40K} Bq/kg	$\frac{a_{226Ra}}{a_{228Ra}}$
průměr	61,0	83,5	98,4	55,1	65,6	586	1,55
medián	49,4	71,2	73,6	55,5	60,4	584	1,39
max	191	330	270	130	179	1102	3,59
min	10,4	12,9	13,7	10,0	10,6	156	0,70



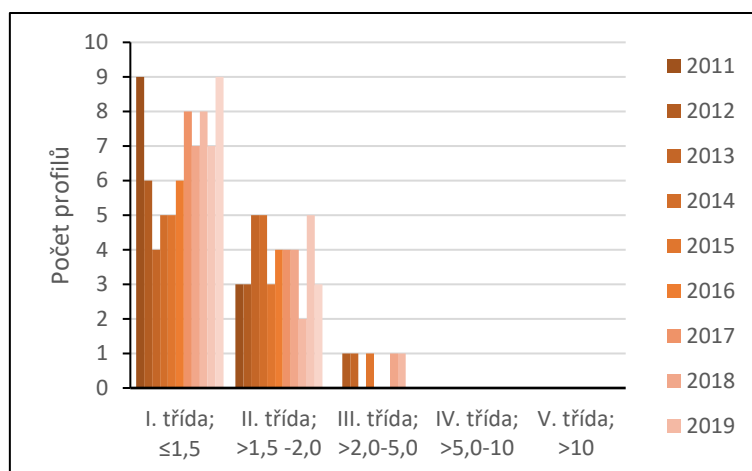
Obrázek č. 2 Výskyt radia 226 a radia 228 v říčních dnových sedimentech na území ČR v období 2011 – 2021

V hodnoceném období byly sledovány změny hmotnostních aktivit přírodních radionuklidů především na profilech Lužnice Veselí nad Lužnicí a Ploučnice Březiny. Na profilu Lužnice Veselí nad Lužnicí se v roce 2013 hodnoty radionuklidů uranové a thoriové řady zvýšily na cca dvojnásobek k předešlému roku, u hodnoty hmotnostní aktivity draslík 40 došlo k poklesu cca o třetinu k předešlému roku. Jak je uvedeno na obrázku č. 3, na profilu Ploučnice Březiny byly pozorovány zvýšené hodnoty hmotnostních aktivit uranu 238 a olova 210 v roce 2013, radia 226 a opakovaně olova 210 v roce 2014. Do roku 2016 následoval pokles hmotnostních aktivit radionuklidů uranové a thoriové řady a následně byl pozorován trend nárůstu hmotnostních aktivit do roku 2020. Stejně změny zvýšení a snížení hmotnostní aktivity byly pozorovány u draslíku 40. Důvodem výrazných změn hmotnostních aktivit radionuklidů v roce 2013 mohly být červencové povodně [10]. Změny hmotnostních aktivit radionuklidů na profilu Ploučnice Březiny oproti ostatním sledovaným profilům mohou být způsobeny charakterem toku, jeho průtoky a souvisejícím vlivem přívalových dešťů.



Obr. 3 Vývoj hmotnostních aktivit na profilu Ploučnice Březiny

V předchozích studiích [4, 6, 7] pro hodnocení ovlivnění hydrosféry lidskou činností byly stanoveny poměry izotopů radia 226 a radia 228 (tabulka č. 2). Stejné hodnocení bylo aplikováno i pro období 2011 – 2021. Z výsledků vyplynulo, že ve sledovaném v období 2011 – 2021 nebyly identifikovány žádné profily IV. a V. třídy, tj. silně a velmi silně znečištěné odpady uranového průmyslu. Jeden profil Ohře Želina byl zařazen do III. třídy čistoty, odpovídající profilu znečištěnému odpady uranového průmyslu. Výsledky poměrů izotopů radia 226 a 228 u profilů Ohře Terežín a Ploučnice Březiny převažovaly ve II. třídě čistoty, minimálně v jednom roce se zařazením do III. třídy čistoty. Profily Berounka Bukovec, Mže Plzeň, Labe Prostřední Žleb, Olše ústí a Olše Věřňovice byly zařazeny do II. třídy, tj. slabě znečištěné odpady uranového průmyslu, těžbou uhlí, průmyslovými odpady. Ostatní profily byly zařazeny do I. třídy. Zastoupení v jednotlivých třídách je zřejmé z obrázku č. 4. Samotné hodnoty hmotnostních aktivit přírodních radionuklidů nemusejí podávat informaci o znečištění hydrosféry lidskou činností. U profilů Olše ústí a Olše Věřňovice, ačkoli hmotnostní aktivity přírodních radionuklidů uranové a thoriové řady byly naměřené řádově nejnižší v rámci celé ČR (viz. průměrné hodnoty uvedené výše), poměry izotopů radia 226 a 228 byly větší než 1,5 a byly řazeny do II. třídy čistoty, tj. slabě znečištěné odpady uranového průmyslu, těžbou uhlí, průmyslovými odpady. Také průměrná hmotnostní aktivita draslíku na profilech řeky Olše 330 Bq/kg byla nižší oproti celorepublikovému průměru 586 Bq/kg (tabulka č. 3). Naproti tomu u profilu Lužnice Veselí nad Lužnicí byly hmotnostní aktivity přírodních radionuklidů nad celorepublikovým průměrem (tabulka č. 3) s průměrnou hodnotou hmotností aktivity radia 226 a radia 228, 127 Bq/kg a 102 Bq/kg. Přesto poměry izotopů radia 226 a 228 nepřesáhly hodnotu 1,5 a profil je řazen do I. třídy čistoty s přirozeným výskytem přírodních radionuklidů.



Obrázek č. 4 Zastoupení říčních dnových sedimentů ve třídách čistoty I-V stanovených podle hodnot podílů hmotnostních aktivit radia 226 a radia 228

Pro určení geogenního pozadí lze provést hodnocení pouze profilů zařazených do I. třídy čistoty, které nejsou ovlivněny uranovým průmyslem, těžbou uhlí a průmyslovými odpady. Přehled pro jednotlivé radionuklidy uranové a thoriové řady a draslíku 40 je uveden v tabulce č. 4.

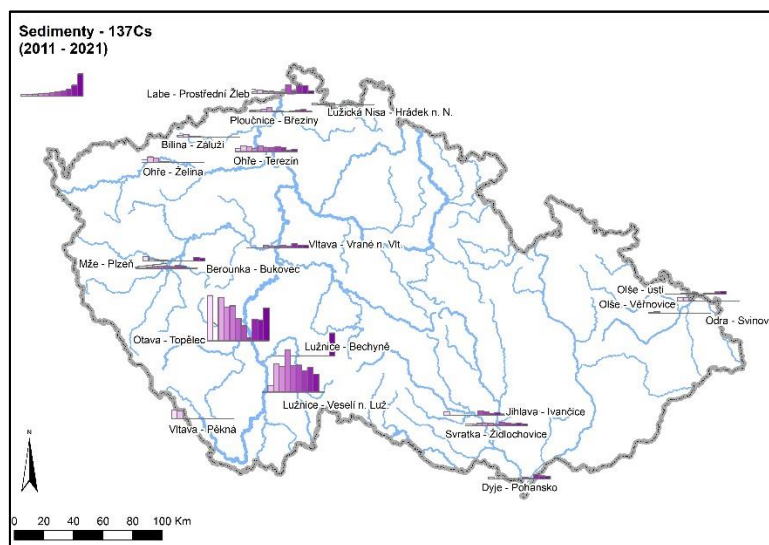
Tabulka č. 4 Průměr, medián, maximální a minimální hodnoty hmotnostních aktivit uranu 238, radia 226, olova 210, radia 228, thoria 228 a poměry hmotnostních aktivit radia 226 a radia 228 v říčních dnových sedimentech na území ČR v období 2011 – 2021 pro profily třídy čistoty I.

2011-2021	a_{238U} Bq/kg	a_{226Ra} Bq/kg	a_{210Pb} Bq/kg	a_{228Ra} Bq/kg	a_{228Th} Bq/kg	a_{40K} Bq/kg	$\frac{a_{226Ra}}{a_{228Ra}}$
průměr	57,7	66,3	90,8	61,3	74,4	696	1,08
medián	46,6	55,3	68,9	56,2	63,9	673	1,03
max	151	175	267	130	179	1102	1,49
min	12,5	12,9	15,7	11,5	12,7	156	0,70

Umělé radionuklidy

Z umělých radionuklidů bylo stanoveno cesium 137. Jedná se o reziduální znečištění po testech jaderných zbraní v atmosféře a po havárii v jaderné elektrárně v Černobylu v roce 1986. Poločas přeměny cesia 137 je 30,2 [11]. Rozmezí hmotnostních aktivit cesia 137 v říčních dnových sedimentech pro celé území ČR ve sledovaném období 2011 – 2021 bylo 0,43-118 Bq/kg s průměrnou hodnotou 16,4 Bq/kg a mediánem 6,52 Bq/kg. Výskyt cesia 137 ve dnových říčních sedimentech je uveden na mapce obrázek č. 6. Rozdíly kontaminace na jednotlivých sledovaných profilech odpovídají rozdělení depozici cesia 137 v půdách v ČR po havárii v jaderné elektrárně v Černobylu [12]. Nejvyšší hodnoty byly naměřeny v povodí Vltavy na profilech Otava Topělec s hodnotou 118 Bq/kg v roce 2011 a Lužnice Veselí nad Lužnicí s hodnotou 111 Bq/kg v roce 2015. Na uvedených profilech se hmotnostní aktivity cesia 137 pohybují řádově v desítkách Bq/kg. Na ostatních profilech v ČR jsou hodnoty řádově jednotky Bq/kg. Na profilu Labe Prostřední Žleb byly naměřeny zvýšené hodnoty hmotnostní aktivity cesia 137 (20,5-22,6) Bq/kg v letech 2017, 2019 a 2020. Vývoj hmotností koncentrace cesia 137 byl hodnocen na 12 profilech (Tabulka č. 1). Na žádném profilu nebyl vyhodnocen statisticky významný trend poklesu nebo nárůstu hmotnostních aktivit. Klesající trend (nebyl ale statisticky významný) byl vyhodnocen na profilech Ploučnice Březina, Lužická Nisa

Hrádek nad Nisou, Otava Topělec, Jihlava Ivančice a Ohře Terezín s efektivními poločasy 5,8 r, 5,8 r, 6,7 r, 8,5 r a 10,3 r.



Obrázek č. 6 Výskyt cesia 137 v říčních dnových sedimentech na území ČR v období 2011 – 2021

4. Závěr

Vyhodnocení zastoupení přírodních a umělých radionuklidů v říčních dnových sedimentech bylo provedeno na základě výsledků gamaspektrometrických analýz vzorků odebraných na 19 profilech z celého území ČR v období 2011 až 2021. Všechny profily nebyly sledovány pravidelně každý rok. Dvanáct profilů bylo sledováno minimálně 8 let po sobě. Podle poměru zastoupení izotopů radia 226 a 228 byl vyhodnocen jeden profil ve III. třídě čistoty, odpovídající profilu znečištěnému odpady uranového průmyslu. Sedm profilů bylo zařazeno do II. třídy, tj. slabě znečištěné odpady uranového průmyslu, těžbou uhlí, průmyslovými odpady, z toho u dvou profilů byl stanoven poměr izotopů radia 226 a 228 odpovídající III. třídě minimálně v jednom roce v období sledování. U další 11 profilů byl zjištěn přirozený výskyt přírodních radionuklidů. Z výsledků těchto neovlivněných profilů bylo stanoveno geogenní pozadí radionuklidů uranové řady uranu 238, radia 226 a olova 210 odpovídající mediánu hmotnostních aktivit 46,6 Bq/kg, 55,3 Bq/kg a 68,9 Bq/kg. Pro radionuklidy thoriové řady radia 228 a thoria 228 jsou to hodnoty hmotnostních aktivit 56,2 Bq/kg a 63,9 Bq/kg a pro draslík 40 je to hodnota 673 Bq/kg (tabulka č. 4). Hodnoty geogenního pozadí pro radium 226 a radium 228 odpovídají stanovenému geogennímu pozadí z předchozích studií [4, 6, 7]. Z umělých radionuklidů bylo stanoveno cesium 137 s průměrnou hodnotou 16,4 Bq/kg a mediánem 6,52 Bq/kg, který lépe reprezentuje celorepublikovou depozici. Trend poklesu hmotnostní aktivity cesia 137 v sedimentech byl pozorován na 5 profilech s efektivním poločasem (5,8 – 10,3) r, tento trend ale nebyl statisticky významný. Časové řady vývoje obsahu radioaktivních látek v říčních sedimentech mohou být dobrými podklady pro hodnocení změn v souvislosti s klimatickými extrémami.

Literatura

- [1] Hanslík, E. a kol: Vliv těžby uranových rud na vývoj kontaminace hydrosféry Ploučnice v období 1966-2000. Praha : VÚV TGM, 2002, edice Výzkum pro praxi, sešit 45.
- [2] Hanslík, E. a kol.: Migrace radionuklidů v Ploučnici. Zpráva VÚV T.G.M. Praha, 1991
- [3] Beneš, P., John, J., Šebesta, F.: Projekt Labe – Analýzy kontaminace říčních sedimentů v povodí Labe radionuklidy. Zpráva VÚV T.G.M. Praha, 1993
- [4] Hanslík, E., Kalinová, E., Jedináková-Křížová, V. Activity Ratio $^{226}\text{Ra}/^{228}\text{Ra}$ as Indicator of River Bottom Sediment Radioactive Contamination due to Uranium Mining and Milling in Czechia [CD-ROM]. CSIRO Australia, 2005.
- [5] Hanslík, E., Marešová, D., Desortová, B.: Behaviour of selected radiological, biological, and physico-chemical indicators of the hydrosphere and their changes related to the operation of the nuclear power plant Temelín. Praha : VUV TGM, v.v.i., 2016, 135 s., ISBN 978-80-87402-53-5.
- [6] Hanslík, E., Kalinová, E., Brtvová, M., Ivanovová, D., Sedlářová, B., Svobodová, J., Jedináková-Křížová, V., Rieder, M., Medek, J., Forejt, K., Vondrák, L., Jahn, K., Jusko, J.: Radium isotope in river sediments of Czech Republic, *Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters*, 2005, 35(3):177-184
- [7] Hanslík, E., Marešová, D., Juranová, E.: Natural and Artificial Radionuclides in River Bottom Sediments and Suspended Matter in the Czech Republic in the Period 2000-2010, *Journal of Environmental Protection*, 2014, 5, 114-119
- [8] ČSN EN ISO 10703, Jakost vod - Stanovení objemové aktivity radionuklidů - Metoda spektrometrie záření gama s vysokým rozlišením, ÚNMZ, 2016
- [9] Smith, J.T., Bereford, N.A. Chernobyl Catastrophe and Consequences. Chichester, UK: Praxis Publishing, 2005, ISBN 3-540-23866-2
- [10] POVODĚŇ V ČESKÉ REPUBLICE V ČERVNU 2013 Editoři: Jan Daňhelka, Jan Kubát, Petr Šercl, Radek Čekal. Vydalo nakladatelství Český hydrometeorologický ústav, Praha 2014 1. vydání, 86 stran, náklad 1200 výtisků Vytiskla tiskárna Petr Pacner – Firma PIP, Konopova 431/6, 155 00 Praha 5 - Řeporyje ISBN 978-80-87577-41-7, https://www.chmi.cz/files/portal/docs/reditel/SIS/publikace/Povodne_2013.pdf
- [11] Lederer, C.M. and Shirley, V.S., Table of isotopes, 7th ed., New York: J. Willey&Sons, 1978.
- [12] Rulík, P., Helebrant, J.: *Mapa kontaminace půdy České republiky ^{137}Cs po havárii JE Černobyl* [online]. 22 / 2011. B.m.: Státní ústav radiační ochrany, v.v.i. 2011 [vid. 2021-08-19]. *Zprávy k černobylské havárii jaderné elektrárny v roce 1996*. Dostupné z: <https://www.suro.cz/cz/publikace/chernobyl/plosna-aktivita-radionuklidu-zjistena-ve-vzorcich-odebranych-pu>

Radioactive substances in the river sediments in the territory of the Czech Republic in the period 2011 - 2021

Keywords: sediment, nature radionuclides, artificial radionuclides

Abstract

As part of the systematic monitoring of surface waters, the CHMI has been monitoring radiological indicators in sediments since 1999. The analyzes have been provided by the Water Research Institute T. G. Masaryka, p.r.i. The results for the period 2011 - 2021 were evaluated. Of the natural radionuclides, radionuclides of the uranium series (uranium 238, radium 226, lead 210), thorium series (radium 228 and thorium 228) and potassium 40 were monitored. The impact of previous uranium ore mining and processing was assessed on the basis of the ratio of radium 226 to radium 228. On unaffected profiles the ratio was determined to be less than 1.5, on affected profiles more than 1.5. Of the artificial radionuclides were determined caesium 137. It is a residual pollution after tests of nuclear weapons and the accident at the Chernobyl nuclear power plant.

RADON V JEZEŘE = ODHAD MNOŽSTVÍ PODZEMNÍ VODY

Petr Porcal^{1,2}

¹Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav, České Budějovice,

²Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta, Katedra biologie ekosystémů

e-mail: porcal@hbu.cas.cz

Abstrakt

V roce 2020 byla realizována bilanční studie aktivity radonu v Plešném jezeře a jeho přítocích s cílem zpřesnění odhadu zdrojů podzemní vody. Bilance je založena na kvantifikaci zdrojů, monitorování množství vody odtékající z jezera a koncentrace olova ve vrchních vrstvách sedimentů. Během přednášky budou představeny prvotní výsledky.

Metodika

Bilance je založena na kontinuálním měření odtoku z Plešného jezera pomocí automatické meteorologické stanice Hydrobiologického ústavu Biologického centra AV ČR, v.v.i. a na pravidelném měření průtoku ve třech známých povrchových přítocích do jezera. Množství radonu bylo stanovováno v třítydenním intervalu v odtoku, povrchových přítocích, v podzemní vodě, v hladinovém vzorku a podél hloubkových profilů v nejhlubším místě jezera (17 m) a v přítokové části jezera (10 m).

Bilance

Bilance radonu byla vypočtena podle rovnice:

$$Q_{podz}C_{podz} + Q_{povrch}C_{povrch} + F_{sed}A_{sed} - F_{hlad}A_{hlad} - \lambda_{Rn}V(C_{jezero}) = 0$$

Kde Q_{podz} je přítok podzemní vody ($m^3 s^{-1}$), C_{podz} je koncentrace radonu v podzemní vodě ($Bq m^{-3}$), Q_{povrch} je přítok povrchové vody ($m^3 s^{-1}$), C_{povrch} je koncentrace radonu v povrchových přítocích ($Bq m^{-3}$), F_{sed} je tok Rn ze sedimentu, A_{sed} je plocha dna jezera ($38069 m^2$), kde je předpokládána sedimentace, F_{hlad} je emanace radonu do atmosféry, A_{hlad} je plocha hladiny ($72320 m^2$), λ_{Rn} je rychlostí konstanta rozpadu Rn v jezeře, V je objem jezera ($553338 m^3$) a C_{jezero} je průměrná koncentrace v jezeře ($Bq m^{-3}$). Objem a plochy jednotlivých hloubek byly převzaty z (Šobr and Jánský 2016).

Emanace radonu do atmosféry (F_{hlad}) byla vypočtena s pomocí odhadu rychlosti větru nad hladinou založené na údajích z nejblížejších meteorologických stanic (Černá v Pošumaví a Churáňov) podle postupu popsání v (Arnoux et al. 2017).

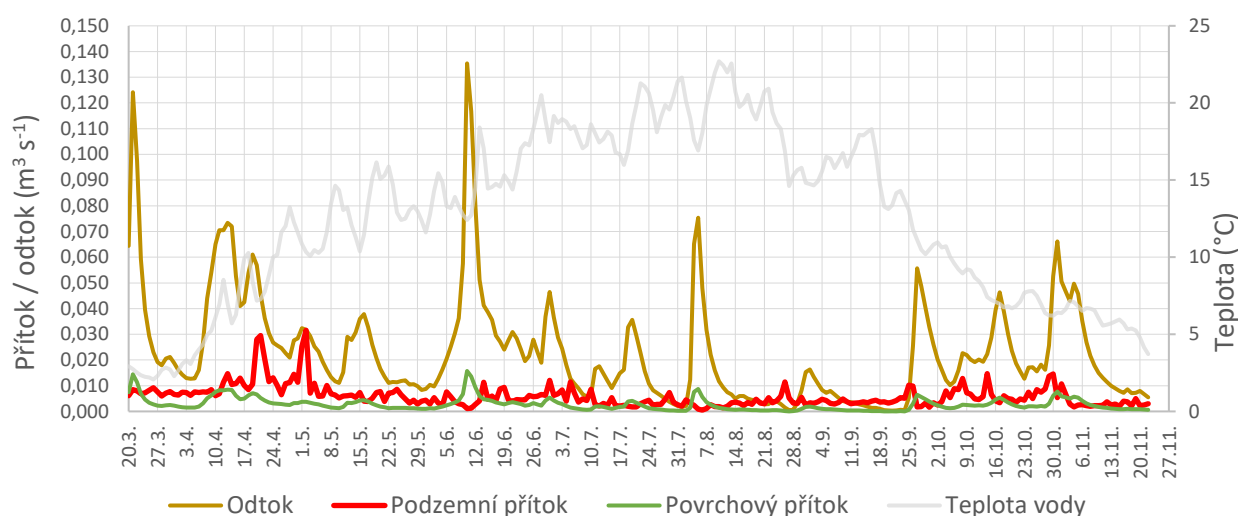
Tok radonu ze sedimentu byl vypočten z rovnovážné koncentrace Rn v sedimentu a nade dnem s použitím difuzního koeficientu $1 \cdot 10^{-9} m^2 s^{-1}$ podle (Kluge et al. 2012, Corbett et al. 1997).

Pokles aktivity R_n v jezeře byl počítán na základě rychlostní konstanty rozpadu R_n a změny koncentrace R_n v jednotlivých hloubkách jezera.

Bilance byla počítána v denním kroku, chybějící hodnoty byly doplněny lineární interpolací sousedních změřených hodnot. Průtok v povrchových přítocích byl odhadnut v poměru k odtoku na základě jejich poměru k odtoku ve dnech vzorkování.

Výsledky a diskuse

Odhad množství podzemních vod přitékajících do Plešného jezera byl proveden od jarního tání až do podzimního míchání. V daném období odtékalo z Plešného jezera 0,3 až 135 l s⁻¹, povrchový přítok byl 0,1 až 13 l s⁻¹ a přítok podzemní vody byl 0,5 až 31,5 l s⁻¹ (Obr. 1).



Obrázek 1 – Množství přitékající a odtékající vody z Plešného jezera; teplota vzduchu.

Součet maximálního přítoku podzemní vodou a povrchovými přítoky neodpovídá maximálnímu odtoku. To je způsobeno tím, že v Obr. 1 je znázorněn pouze přítok známými a vzorkovanými povrchovými přítoky. V době jarního tání a v deštivém období se významně uplatňuje povrchový přítok po celém okraji jezera i množství srážek dopadající na hladinu.

Největší přítok podzemní vody byl zaznamenán v konci dubna a na počátku května, kdy jsou patrné dva velké vrcholy. Tyto vrcholy následují po období výrazného vzrůstu teploty, kdy docházelo k výraznému tání sněhu. V dalších měsících již nedocházelo k tak výraznému nárůstu přítoku podzemních vod. V srpnu dokonce došlo velmi výraznému poklesu přítoku podzemní vody, který byl ukončen výraznými srážkami.

Metoda využití radonu jako přírodní stopovací látky je vhodná pro odhad množství podzemních vod, má však některá omezení. Metoda je vhodná jen pro oblasti s přirozeně zvýšeným uvolňováním R_n z podloží, jinak dochází k limitaci při stanovení R_n ve vodě. Pro hrubý odhad je vhodné zvolit období roku s typickým průběhem průtoku pro danou lokalitu a vyhnout se extrémům, což v případě šumavského jezera je období jarního tání.

Poděkování

Tato bilance byla podpořena grantem 22-05421S Grantové agentury ČR.

Literatura:

- Arnoux, M., E. Gibert-Brunet, F. Barbecot, S. Guillon, J. Gibson & A. Noret (2017) Interactions between groundwater and seasonally ice-covered lakes: Using water stable isotopes and radon-222 multilayer mass balance models. *Hydrological Processes*, 31, 2566-2581.
- Corbett, D., W. Burnett, P. Cable & S. Clark (1997) Radon tracing of groundwater input into Par Pond, Savannah River Site. *Journal of Hydrology*, 203, 209-227.
- Kluge, T., C. von Rohden, P. Sonntag, S. Lorenz, M. Wieser, W. Aeschbach-Hertig & J. Ilmberger (2012) Localising and quantifying groundwater inflow into lakes using high-precision Rn-222 profiles. *Journal of Hydrology*, 450, 70-81.
- Šobr, M. & B. Janský (2016) The morphometric parameters of glacial lakes in the Bohemian Forest. *Silva Gabreta*, 22, 31-61.

STANOVENÍ RADONU RN-222 VE VODĚ: 25 LET OVĚŘOVÁNÍ MĚŘIDEL

Tomáš Soukup

Český metrologický institut – OI Praha, Radiová 1a, 102 00 Praha 10
e-mail: tsoukup@cmi.cz

Klíčová slova: radon, legální metrologie, souborná data

Abstrakt

Národní legislativa předepisuje Českému metrologickému institutu provádět metrologickou kontrolu měřidel, významných i z hlediska ochrany zdraví a životního prostředí. V roce 1997 byl sestrojen a validován etalon objemové aktivity radonu ^{222}Rn a následně byla měřidla ověřována. Za posledních 25 let vznikla rozsáhlá databáze ověřovacích zkoušek.

Úvod

Po schválení Zákona o metrologii v roce 1990 se mezi státem regulovaná měřidla („stanovená měřidla“) zařadila i měřidla významná z hlediska ochrany zdraví a životního prostředí. V prováděcím Výměru Federálního úřadu pro normalizaci a měření byla zařazena měřidla objemové aktivity radonu jen vágně a bez měřidel pro dodávanou vodu. Mezi stanovená měřidla byla zařízení na stanovení obsahu radonu ve vodě zařazena později a pro ČMI s ním i požadavek sestrojení etalonu pro OA radonu ve vodě.

1. Požadavky na etalon

Základním technologickým požadavkem bylo zamezit pronikání rádia do roztoku. Zde je nutné zmínit jméno Ing. Havelky, který tento problém vyřešil. Výroba a validace trvala asi rok.

Kromě obvyklého požadavku na etalon (stabilita zdroje) bylo nutné zajistit stabilní rozpouštění a difusi radonu ve vodě, minimalizovat jeho difusi do konstrukčních materiálů, zajistit homogenitu výsledného etalonového roztoku a jednoduchou obsluhu. Metrologické navázání bylo od počátku na etalon aktivity ^{226}Ra ČMI. Přenos byl prováděn zpočátku přes spektrometrii γ dceřiných produktů radioaktivní přeměny v geometrii „koule“, kontrola stability později přes α záření v kapalném scintilátoru.

Etalonové zařízení bylo zcela unikátní a z prvků, vyrobených v ČMI, byla sestavena dvě podobná zařízení pro laboratoře ve světě.

2. Požadavky na ověřování

Metoda ověřování byla určena požadavkem zákona o metrologii v článku 3c): stanoví měřidla s ohledem na jejich význam pro ochranu zdraví. Ochranu zdraví upravovala tehdejší vyhláška č. 373/2002 Sb. a určovala „mezni hodnoty, kdy... se nesmí voda dodávat“ (tab. 5). Předmětem ověření je tedy kontrola jednotnosti měřidel a měření dodávané vody. Zkouška musí co nejvíce odpovídat skutečnému postupu zjišťování vlastností dodávané vody. Tedy včetně odběru a

přenosu vzorku do měřidla. Zkouška samotného měřidla nenaplní požadavek kontroly vlastností dodávané vody.

Konstrukce etalonového zdroje co nejlépe (ačkoliv samozřejmě ne dokonale) umožňuje splnit tento požadavek na zkoušku.

3. Zavedené metody měření objemové aktivity radonu ve vodě

Původní postupy, které byly běžné na počátku ověřování měřidel, byly dvě. Jsou uvedené v České technické normě ČSN 75 7624 Kvalita vod – Stanovení radonu 222.

Jednoduché měření gama záření z dceřiných produktů proměny radonu (radionuklidů ^{214}Pb a ^{214}Bi), které jsou ve vzorku v radioaktivní rovnováze s ^{222}Rn . Tato metoda byla zavedena pečlivě verifikována Ing. Vlčkem na pracovišti v Hradci Králové (nyní laboratoř SÚRO). Velmi dobré výsledky tato metoda vykazuje při použití velkého studnového detektoru s NaI(Tl), který kdysi vyráběla TESLA Přemyslení. Jednoduchá manipulace se vzorkem (vlastně po odběru už žádná) je vyvážena značným rizikem úniku radonu během ustanovení radioaktivní rovnováhy. Obzvláště obtížné je vyloučit difuzi do polymerních materiálů. Varianta této metody s použitím polovodičového detektoru nebyla nikdy příliš rozšířena.

Druhá původní obvyklá metoda je měření radonu, převedeného z vzorku vody do scintilační Lucasovy komory. Dva postupy převedení jsou uvedeny ve zmíněné technické normě, metoda cirkulačního převedení nebo nasátí vzdušiny s radonem do evakuované komory. Pro odběr bývají používány skleněné vzorkovnice bez rizika úniku radonu, zato převádění do Lucasovy komory může být zdrojem chyb a vyžaduje pečlivou práci a zkušenost.

Další metody byly používány později. Měření detekcí alfa částic v kapalném scintilátoru se vyznačuje vysokou citlivostí na alfa částice, postačí proto s velmi malým objemem vzorku, ale manipulace a také interpretace je ještě obtížnější. Měření elektretovým dozimetrem nad hladinou vody vykazuje horší stabilitu, měření ionizační komorou je obdobou měření Lucasovými komorami.

Jedním z důvodů vypracování této práce byla má zvědavost, jestli se výsledky z těchto metod výrazně liší a jaká je časová závislost výsledků (tj. jak se projeví zkušenost a rutina z měření).

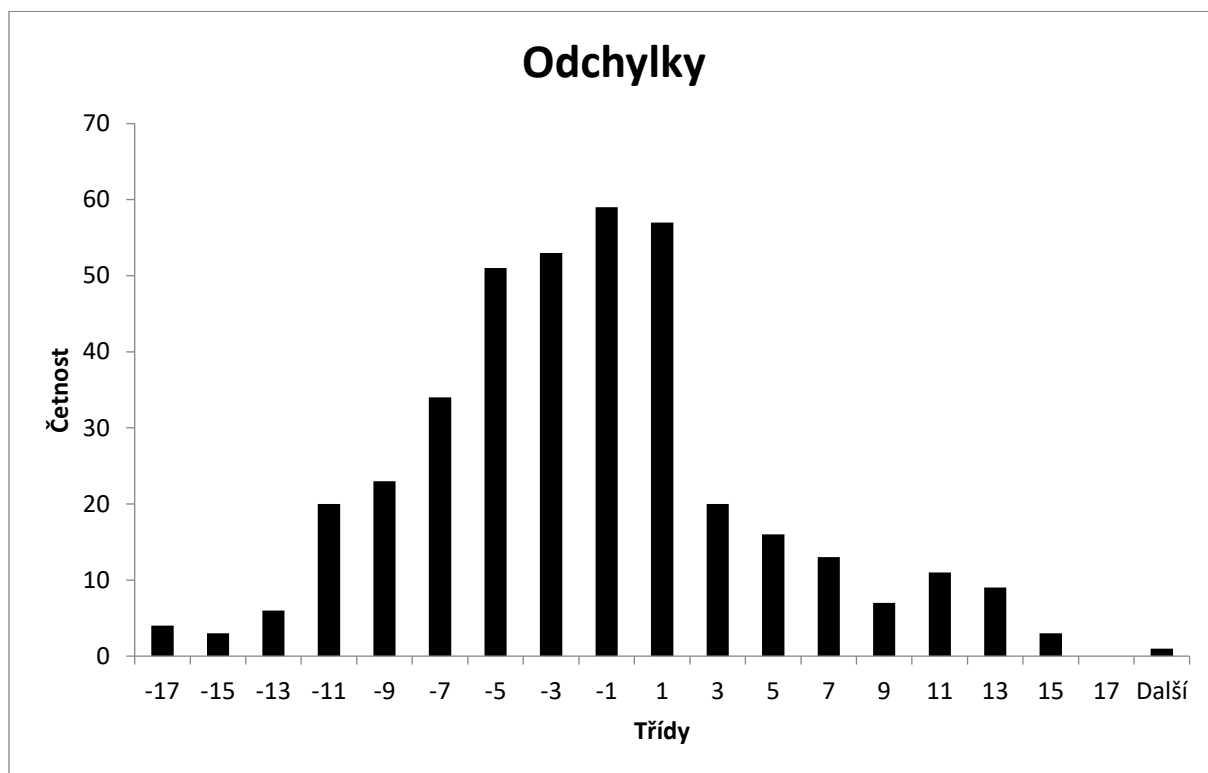
4. Souhrn dat za 25 let

Zkoušek pro ověření stanoveného měřidla se zúčastnilo 48 laboratoří (některé změnily název a některé byly zrušeny), zpracováno bylo 390 výsledků (některé laboratoře použily více měřidel). Soubor výsledků se stal zdrojem pro další statistické zpracování, jeho výsledky budou uvedeny v ústní prezentaci.

Pro zajímavost uvedu jen několik příkladů v příložené tabulce. Jsou uvedeny střední hodnoty odchylek (%) a rozptyl rozdělení, a střední hodnoty absolutních hodnot odchylek s rozptylem. Žádná z metod zjevně není přednostní. Z uvedeného histogramu rozložení odchylek lze usoudit, že vliv úniku radonu má určitý význam, ale ani tento původní předpoklad nelze objektivně doložit.

Tab. 1 rozložení relativních chyb měření podle metody

metoda	všechny	scintilační	gama
odchylka	-2,6 (6,2)	-1,0 (4,5)	-1,3 (3,7)
abs. odchylka	5,3 (4,1)	2,5 (3,8)	1,8 (3,5)
počet	390	158	137



Obr. 1 histogram rozložení odchylek při ověřovacích zkouškách

5. Závěr

Za 25 let ověřování měřidel objemové aktivity radonu ve vodě bylo provedeno téměř 400 zkoušek měřidel. Primárním účelem těchto zkoušek je dohled na dodržení zákona. Vzhledem k rozsahu získaných dat byla provedena jejich analýza s nadějí, že výsledky poskytnou doporučení pro zlepšení měření. Toto přání nebylo vyplněno, zdá se, že hlavním ponaučením je věnovat měření dostatečnou péči. Pomocníkem může být také seznam platných technických norem, uvedených na konci článku.

Literatura

- [1] ČSN EN ISO 13164-1 Kvalita vod - Radon-222 - Část 1: Obecné zásady
- [2] ČSN EN ISO 13164-2 Kvalita vod - Radon-222 - Část 2: Metoda spektrometrie záření gama
- [3] ČSN EN ISO 13164-1 Kvalita vod - Radon-222 - Část 3: Emanometrická metoda
- [4] ČSN EN ISO 13164-1 Kvalita vod - Radon-222 - Část 4: Dvufázová kapalinová scintilační metoda

[5] ČSN 75 7624 Kvalita vod – Stanovení radonu 222

Determination of radon Rn-222 in water: 25 years of meter verification

Keywords: radon, legal metrology, comprehensive data

Abstrakt v angličtině

National legislation prescribes the Czech Metrology Institute (CMI) to perform metrological inspection of measuring instruments, which are also important from the point of view of health and environmental protection. In 1997, the standard for the volume activity of radon ^{222}Rn was constructed and validated, and subsequently the meters were verified. An extensive database of verification tests has been created over the last 25 years.

NORMY PRO STANOVENÍ RADIOAKTIVNÍCH LÁTEK VE VZORCÍCH VODY A SOUVISEJÍCÍ NORMY

Lenka Fremrová¹, Barbora Sedlářová²

¹Sweco Hydroprojekt a.s., Tábořská 31, 140 16 Praha 4,

²Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, veřejná výzkumná instituce, Podbabská
30, 160 62 Praha 6,
e-mail: lenka.fremrova@sweco.cz

Klíčová slova: norma; radioaktivní látka; stanovení; radiační mimořádná situace; odběr vzorků

Abstrakt

Referát obsahuje přehled platných norem pro stanovení radioaktivních látek ve vodách. Jsou uvedeny informace o nové normě ČSN EN ISO 22017 pro rychlá měření radioaktivity při radiační mimořádné situaci, o revizi normy ČSN 75 7626 pro stanovení polonia 210 a o připravované ČSN 75 7628 pro stanovení radia 228 srážecí metodou. Referát obsahuje také seznam norem pro odběr vzorků vod.

Přehled norem, které se používají pro stanovení radioaktivních látek ve vzorcích vody, je uveden v tabulce 1.

Tabulka 1 – Normy pro stanovení radioaktivních látek ve vzorcích vody

Označení normy (třídící znak)	Název normy	Měsíc a rok vydání	Měsíc a rok vydání změ- ny normy	Poz- námka
ČSN EN ISO 17294-2 (75 7388)	Kvalita vod – Použití hmotnostní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP-MS) – Část 2: Stanovení vybraných prvků včetně izotopů uranu	03.2017		
ČSN EN ISO 14911 (75 7392)	Jakost vod – Stanovení rozpuštěných kationtů Li^+ , Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Mn^{2+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Sr^{2+} a Ba^{2+} chromatografií iontů – Metoda pro vody a odpadní vody	07.2000		
ČSN 75 7600	Kvalita vod – Stanovení radionuklidů – Obecná ustanovení	06.2013		
ČSN EN ISO 22017 (75 7605)	Kvalita vod – Návod pro rychlá měření radioaktivity při radiační mimořádné situaci	05.2021		
ČSN EN ISO 11704 (75 7608)	Kvalita vod – Měření celkové objemové aktivity alfa a celkové objemové aktivity beta – Kapalinová scintilační měřicí metoda	08.2019		V

Označení normy (třídící znak)	Název normy	Měsíc a rok vydání	Měsíc a rok vydání změ- ny normy	Poz- námka
----------------------------------	-------------	--------------------------	--	---------------

ČSN EN ISO 10704 (75 7609)	Kvalita vod – Měření celkové objemové aktivity alfa a celkové objemové aktivity beta – Metoda přímé depozice tenké vrstvy	10.2019		V
ČSN 75 7610	Kvalita vod – Stanovení celkové objemové aktivity alfa srážecí metodou	01.2021		
ČSN 75 7611	Kvalita vod – Stanovení celkové objemové aktivity alfa	01.2020		
ČSN 75 7612	Jakost vod – Stanovení celkové objemové aktivity beta	05.2020		
ČSN 75 7613	Kvalita vod – Rychlá metoda stanovení celkové objemové aktivity beta	09.2014		
ČSN 75 7614	Jakost vod – Stanovení uranu	08.1998	05.2005	
ČSN 75 7615	Kvalita vod – Rychlá metoda stanovení celkové objemové aktivity alfa	02.2017		
ČSN EN ISO 9697 (75 7616)	Kvalita vod – Měření celkové objemové aktivity beta – Metoda tlusté vrstvy	12.2019		V
ČSN EN ISO 9696 (75 7617)	Kvalita vod – Měření celkové objemové aktivity alfa – Metoda tlusté vrstvy	06.2018		V
ČSN EN ISO 13164-1 (75 7618)	Kvalita vod – Radon-222 – Část 1: Obecné zásady	08.2020		V
ČSN EN ISO 13164-2 (75 7618)	Kvalita vod – Radon-222 – Část 2: Metoda spektrometrie záření gama	08.2020		V
ČSN EN ISO 13164-3 (75 7618)	Kvalita vod – Radon-222 – Část 3: Emanometrická metoda	08.2020		V
ČSN EN ISO 13164-4 (75 7618)	Kvalita vod – Radon-222 – Část 4: Dvoufázová kapalinová scintilační metoda	08.2020		V
ČSN EN ISO 13165-1 (75 7619)	Kvalita vod – Radium-226 – Část 1: Kapalinová scintilační metoda	08.2020		V
ČSN EN ISO 13165-2 (75 7619)	Kvalita vod – Radium-226 – Část 2: Emanometrická metoda	08.2020		V
ČSN EN ISO 13165-3 (75 7619)	Kvalita vod – Radium-226 – Část 3: Zkušební metoda používající spolusrážení a spektrometrii záření gama	08.2020		V
ČSN EN ISO 22908 (75 7621)	Kvalita vod – Radium 226 a radium 228 – Kapalinová scintilační měřicí metoda	08.2020		V
Označení normy (třídící znak)	Název normy	Měsíc a rok vydání	Měsíc a rok vydání změny normy	Poznámka

TNV 75 7621	Jakost vod – Stanovení radia 228 srážecí metodou	02.2006		
ČSN 75 7622	Kvalita vod – Stanovení radia 226	02.2018		
ČSN 75 7623	Jakost vod – Stanovení radia 226 emanometricky bez koncentrování	03.2009		
ČSN 75 7624	Kvalita vod – Stanovení radonu 222	02.2019		
ČSN 75 7625	Jakost vod – Stanovení radonu 222 kapalinovou scintilační měřicí metodou	03.2010		
ČSN 75 7626	Kvalita vod – Stanovení polonia 210	01.2022		
ČSN 75 7627	Kvalita vod – Stanovení olova 210	10.2015		
ČSN EN ISO 10703 (75 7630)	Kvalita vod – Radionuklidy emitující záření gama – Metoda spektrometrie záření gama s vysokým rozlišením	02.2022		
ČSN EN ISO 22515 (75 7634)	Kvalita vod – Železo 55 – Kapalinová scintilační měřicí metoda	12.2021		V
ČSN EN ISO 9698 (75 7635)	Kvalita vod – Tritium – Kapalinová scintilační měřicí metoda	12.2019		
ČSN EN ISO 13162 (75 7636)	Kvalita vod – Uhlík 14 – Kapalinová scintilační měřicí metoda	12.2021		V
ČSN EN ISO 13160 (75 7637)	Kvalita vod – Stroncium 90 a stroncium 89 – Kapalinová scintilační metoda nebo metoda proporcionalního počítání	02.2022		V
ČSN EN ISO 13161 (75 7638)	Kvalita vod – Polonium 210 – Zkušební metoda spektrometrií záření alfa	03.2021		V
ČSN EN ISO 13163 (75 7639)	Kvalita vod – Olovo 210 – Kapalinová scintilační měřicí metoda	12.2019		V
ČSN EN ISO 22125-1 (75 7640)	Kvalita vod – Technecium 99 – Část 1: Kapalinová scintilační měřicí metoda	06.2020		V
ČSN EN ISO 22125-2 (75 7640)	Kvalita vod – Technecium 99 – Část 2: Metoda hmotnostní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP-MS)	06.2020		V
V – norma zavedená do soustavy ČSN vyhlášením ve Věstníku Úřadu pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví				

Pro stanovení radioaktivních látek ve vzorcích vody se používají převážně tzv. „čisté“ ČSN, tj. normy zpracované v České republice. V praxi se používají také mezinárodní normy ISO, které byly převzaty jako evropské normy a potom byly zavedeny do soustavy ČSN překladem (ČSN EN ISO 17294-2, ČSN EN ISO 14911, ČSN EN ISO 10703, ČSN EN ISO 9698 a ČSN EN ISO 22017). Podle normy ČSN EN ISO 14911 je možno stanovit draslík 40. V přehledu jsou uvedeny také normy, které byly zavedeny do soustavy ČSN vyhlášením ve Věstníku Úřadu pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví (jsou označeny V). Tyto normy jsou k dispozici pouze v anglickém originálu. Soubor norem doplňuje jedna odvětvová technická norma vodního hospodářství (TNV).

V roce 2021 byla zpracována norma **ČSN EN ISO 22017 Kvalita vod – Návod pro rychlá měření radioaktivity při radiační mimořádné situaci**. Tato norma poskytuje zkušební laboratořím návod umožňující používat rychlé zkušební metody pro vzorky vody, které mohou být kontaminovány v důsledku radiační mimořádné události. Při mimořádné události se má brát v úvahu:

zohlednění specifického kontextu prováděných zkoušek, např. potenciálně vysoké úrovně kontaminace;

- pokud je to možné, používání nebo úprava zkušebních metod pro stanovení radionuklidů, které byly zavedeny během obvyklých situací, aby byly výsledky získány rychle, nebo u běžně nepoužívaných zkoušek používání specifických rychlých zkušebních metod, které laboratoř dříve validovala, např. pro stanovení ^{89}Sr ;
- příprava zkušební laboratoře tak, aby byla schopna měřit velký počet potenciálně kontaminovaných vzorků.

Měření se provádějí za účelem minimalizace rizika pro obyvatelstvo tak, že se kontroluje kvalita dodávané vody. Při mimořádných událostech se výsledky zkoušek často porovnávají s operačními zásahovými úrovněmi.

Zásadním prvkem rychlé analýzy může být používání běžných metod, ale s redukováným celkovým časem. Cílem těchto rychlých měření často bývá zkontrolovat neobvyklé úrovně radioaktivity ve zkoušeném vzorku, identifikovat přítomné radionuklidy a jejich objemové aktivity a porovnat hodnoty se zásahovými úrovněmi. Za takových okolností validační parametry hodnocené při běžném používání (např. reprodukovatelnost a preciznost) nemohou být použitelné pro modifikovanou rychlou metodu. Kvůli okolnostem vznikajícím po mimořádné události však modifikovaná metoda může být vhodná pro daný účel, ačkoliv musí být vypočítány nejistoty spojené s výsledky zkoušky a tyto nejistoty mohou být větší než u běžných analýz.

Prvními kroky analytického přístupu jsou obvykle screeningové metody založené na metodách pro stanovení celkové objemové aktivity alfa a celkové objemové aktivity beta (úprava ČSN EN ISO 10704 a ČSN EN ISO 11704) a na spektrometrii záření gama (úprava ČSN EN ISO 10703). Pokud je potřeba, jsou potom upraveny a používány zkušební metody pro specifické radionuklidy (například měření ^{90}Sr podle ISO 13160). Tato norma odkazuje na vydané dokumenty ISO a také na národní normy (ČSN 75 7613, ČSN 75 7615 a další národní normy).

V roce 2021 zpracovali členové technické komise č. 104 *Kvalita vod*, subkomise *Radiologické metody* revizi normy **ČSN 75 7626 Kvalita vod – Stanovení polonia 210**. Tato norma platí pro stanovení objemové aktivity polonia 210 (^{210}Po) ve vodách sorpční metodou. Metoda je určena ke stanovení objemové aktivity ^{210}Po ve vzorcích s velmi nízkou koncentrací nerozpuštěných látek, např. ve vzorcích podzemních a pitných vod. Pro stanovení ^{210}Po ve vodě je využito jeho selektivní sorpce na scintilátoru $\text{ZnS}(\text{Ag})$ v kyselém prostředí s hodnotou pH 2,0 až 2,2 a proměřování odezvy impulzů.

V roce 2022 připravují členové technické komise č. 104 *Kvalita vod*, subkomise *Radiologické metody* revizi normy **TNV 75 7621** a její transformaci na **ČSN 75 7628 Kvalita vod – Stanovení radia 228 srážecí metodou**. Norma TNV 75 7621 byla vydána v únoru 2006 a je již zastaralá. Vzhledem k významu stanovení radia 228 je potřebné transformovat normu TNV 75 7621 na ČSN a aktualizovat její text.

Radium 228 se stanovuje v rámci doplňujícího rozboru systematického měření obsahu přírodních radionuklidů v pitné vodě pro veřejnou spotřebu a v balené vodě. A to v případě, kdy objemová aktivita radia 226 převyší vyšetřovací úroveň celkové objemové aktivity alfa. Požadavek kontroly systematického měření vychází z atomového zákona č. 263/2016 Sb., ve znění pozdějších předpisů a ze související vyhlášky č. 422/2016 Sb. o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje. Konkrétní limit ve vyhlášce pro radium 228 není, ale v Doporučení SÚJB „Měření a hodnocení obsahu přírodních radionuklidů v pitné vodě pro veřejnou spotřebu a v balené vodě“ je radium 228 uvedeno v seznamu radionuklidů, který laboratoře stanovují v rámci doplňujícího rozboru při překročení vyšetřovacích úrovní pro celkovou objemovou aktivitu alfa a beta.

Text normy je potřebné uvést do souladu s platnými normami:

ČSN EN ISO 80000-10:2020 Veličiny a jednotky – Část 10: Atomová a jaderná fyzika

ČSN 75 7600:2013 Kvalita vod – Stanovení radionuklidů – Obecná ustanovení

ČSN EN ISO 5667 a ČSN ISO 5667 (soubor) Kvalita vod – Odběr vzorků.

Při revizi normy budou uvedeny nové výsledky z mezilaboratorního porovnání zkoušek.

Názvosloví a značky používané v radiologických normách musí být v souladu s obecnými normami:

ČSN ISO 80000-1:2011 (01 1300) Veličiny a jednotky – Část 1: Obecně

ČSN EN ISO 80000-10:2020 (01 1300) Veličiny a jednotky – Část 10: Atomová a jaderná fyzika.

Statistické termíny v radiologických normách by měly být v souladu s dokumenty:

ČSN ISO 3534-1:2010 (01 0216) Statistika – Slovník a značky – Část 1: Obecné statistické termíny a termíny používané v pravděpodobnosti

ČSN ISO 3534-2:2010 (01 0216) Statistika – Slovník a značky – Část 2: Aplikovaná statistika

TNI 01 0115:2009 Mezinárodní metrologický slovník - Základní a všeobecné pojmy a přidružené termíny (VIM) (česká verze dokumentu ISO/IEC GUIDE 99:2007).

Při stanovení radioaktivních látek ve vzorcích vody je nezbytné dodržovat příslušné postupy odběrů vzorků. Pro tento účel jsou k dispozici normy uvedené v tabulce 2.

Tabulka 2 – Normy pro odběr vzorků vod

Označení normy (třídící znak)	Název normy	Měsíc a rok vydání
ČSN EN ISO 5667-1 (75 7051)	Jakost vod – Odběr vzorků – Část 1: Návod pro návrh programu odběru vzorků a pro způsoby odběru vzorků	08.2007
ČSN EN ISO 5667-3 (75 7051)	Kvalita vod – Odběr vzorků – Část 3: Konzervace vzorků vod a manipulace s nimi	01.2019
ČSN ISO 5667-4 (75 7051)	Kvalita vod – Odběr vzorků – Část 4: Návod pro odběr vzorků z jezer a vodních nádrží	06.2018
Označení normy (třídící znak)	Název normy	Měsíc a rok vydání
ČSN ISO 5667-5 (75 7051)	Jakost vod – Odběr vzorků – Část 5: Návod pro odběr vzorků pitné vody z úpraven vody a z vodovodních sítí	05.2008

ČSN EN ISO 5667-6 (75 7051)	Kvalita vod – Odběr vzorků – Část 6: Návod pro odběr vzorků z řek a potoků	03.2017; Změna Z1 - 11.2020
ČSN ISO 5667-7 (75 7051)	Jakost vod – Odběr vzorků – Část 7: Pokyny pro odběr vzorků vody a páry v kotelnách	02.1996
ČSN ISO 5667-8 (75 7051)	Jakost vod – Odběr vzorků – Část 8: Pokyny pro odběr vzorků srážek	01.1996
ČSN ISO 5667-10 (75 7051)	Kvalita vod – Odběr vzorků – Část 10: Návod pro odběr vzorků odpadních vod	07.2021
ČSN ISO 5667-11 (75 7051)	Kvalita vod – Odběr vzorků – Část 11: Návod pro odběr vzorků podzemních vod	07.2012
ČSN ISO 5667-12 (75 7051)	Kvalita vod – Odběr vzorků – Část 12: Návod pro odběr vzorků dnových sedimentů z řek, jezer a z oblastí ústí řek	08.2018
ČSN EN ISO 5667-13 (75 7051)	Jakost vod – Odběr vzorků – Část 13: Návod pro odběr vzorků kalů	11.2011
ČSN EN ISO 5667-14 (75 7051)	Kvalita vod – Odběr vzorků – Část 14: Návod pro prokazování a řízení kvality odběru vzorků vod a manipulace s nimi	03.2017
ČSN EN ISO 5667-15 (75 7051)	Jakost vod – Odběr vzorků – Část 15: Pokyny pro konzervaci a manipulaci se vzorky kalu a sedimentu	03.2010
ČSN ISO 5667-17 (75 7051)	Jakost vod – Odběr vzorků – Část 17: Návod pro odběr vzorků nerozpuštěných látek z velkých objemů vzorku	05.2010
ČSN ISO 5667-21 (75 7051)	Jakost vod – Odběr vzorků – Část 21: Návod pro odběr vzorků pitné vody dodávané cisternami nebo jinými způsoby než vodovodní sítí	08.2011
ČSN EN ISO 19458 (75 7801)	Jakost vod – Odběr vzorků pro mikrobiologickou analýzu	04.2007

Dostupnost norem

Na stránkách Úřadu pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví (ÚNMZ) (www.unmz.cz) je dostupný Věstník Úřadu pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví. Ve věstníku jsou zveřejňovány informace o vydaných i připravovaných normách. Na stránkách České agentury pro standardizaci (ČAS) (www.agentura-cas.cz) jsou uvedeny informace o prodeji norem.

Technical standards for determination of radioactive substances in water and related technical standards

Keywords: technical standard; radioactive substance; determination; radiological emergency situation; sampling

Abstract: The paper contains a list of technical standards for determination of radioactive substances in water. Information are given about new technical standard ČSN EN ISO 22017 for rapid radioactivity measurements in radiological emergency situation, about revision of ČSN 75 7626 for determination of polonium 210 and about ČSN 75 7628 for determination of 228 by coprecipitation method (in preparation). The paper also contains a list of technical standards for sampling of water.



Analysis of Radioactivity in Drinking Water



PerkinElmer provides analytical solutions to determine gross alpha and gross beta, tritium, radon as well as other radionuclides in water intended for human consumption.

Our analytical solution for drinking water analysis is based on the European Directive 2013/51/EURATOM, outlining the requirements for the protection of the health of the general public with regard to radioactive substances in water intended for human consumption. It lays down parametric values, frequencies, and methods for monitoring radioactive substances.

Each Member State should establish monitoring programs to check that water intended for human consumption meets the requirements of this directive.

It is vital the methods used to analyse the quality of water intended for human consumption, ensure the results obtained are both reliable and comparable.

Right Instruments, Right Assay setup, Right training, Right maintenance and service repairs

The PerkinElmer advantage:

- One partner for your instruments, reagents, standards and consumable needs
- From basic familiarization training to complete comprehensive assay setup and support
- Frequent instrument and assay trainings organized in our PerkinElmer training academy's
- From customized maintenance contracts to OneSource Full Laboratory Services

PerkinElmer, Inc.
 940 Winter Street
 Waltham, MA 02451 USA
 P: (800) 762-4000 or
 (+1) 203-925-4602
www.perkinelmer.com



For a complete listing of our global offices, visit www.perkinelmer.com/ContactUs
 Copyright ©2012, PerkinElmer, Inc. All rights reserved. PerkinElmer® is a registered trademark of PerkinElmer, Inc. All other trademarks are the property of their respective owners.



Bankovní spojení: Komerční banka Praha 6, Swift kod: KOMBCZPPXXX
 Konto: CZK 318243-061/0100, USD 19-6564470267/0100, EUR 19-6558920217/0100
 IBAN: CZK CZ9401000000000318243061, USD CZ3201000000196564470267, EUR: CZ5901000000196558920217
 DIČ(VAT ID): CZ44850867 – Zapsáno u Městského soudu v Praze, odd. C, vložka 6327
 Webová stránka: <http://www.cpce.net>



PerkinElmer Analytical Solutions Scheme for Drinking Water

Gross α activity	- Gross alpha: 0.04 Bq/L 40% of parametric value
Gross β activity	- Gross beta: 0.4 Bq/L 40% of parametric value
Tritium (H-3)	- H-3: 10 Bq/L 10% of parametric value
Radon-222 (Rn-222)	- Rn-222: 10 Bq/L 10% of parametric value
Natural radionuclides	U-238, U-234, Ra-226, Ra-228, Pb-210, Po-210, C-14
Artificial radionuclides	C-14, Sr-90, Pu-239/Pu-240, Am-241, Co-60, Cs-134, Cs-137, I-131

From total activity screening to single radionuclide complementary analyses

**Quantulus GCT- Ultra Low Level
Liquid Scintillation Spectrometer**



The combined
PerkinElmer
Quantulus GCT and
NexION ICP-MS provide
you with the most
complete and
comprehensive
solution.

**NexION 2000 - ICP Mass
Spectrometer**



Alan De Raedemaeker | Reagents & Radiometric Detection Sales Development Manager – EMEA/GCC
PerkinElmer | Discovery & Analytical Solutions

Phone: +32 (2) 719 8005 | Mobile: +32 (0)473 474845 | E-mail: alan.derademaeker@perkinelmer.com

PerkinElmer, Inc.
940 Winter Street
Waltham, MA 02451 USA
P: (800) 762-4000 or
(+1) 203-925-4602
www.perkinelmer.com

PerkinElmer
For the Better

For a complete listing of our global offices, visit www.perkinelmer.com/ContactUs
Copyright ©2012, PerkinElmer, Inc. All rights reserved. PerkinElmer® is a registered trademark of PerkinElmer, Inc. All other trademarks are the property of their respective owners.



Bankovní spojení: Komerční banka Praha 6, Swift kód: KOMBCZPPXXX
Konto: CZK 318243-061/0100, USD 19-6564470267/0100, EUR 19-6558920217/0100
IBAN: CZK CZ9401000000000318243061, USD CZ3201000000196564470267, EUR: CZ5901000000196558920217
DIC(VAT ID): CZ44850867 – Zapsáno u Městského soudu v Praze, odd. C, vložka 6327
Webová stránka: <http://www.cpce.net>



Měřicí sestavy pro měření ionizujícího záření

Srdcem našich nových měřicích sestav je moderní digitální mnohakanálový analyzátor EMPOS MCA4K, který je měřidlem schváleného typu. V kombinaci s vhodnou sondou/sondami, stíněním, geometrií měření a softwarem dodáváme měřicí systém na míru konečnému uživateli v souladu s konkrétními legislativními požadavky.



EMPOS EMS-7 Rn

Nizkopozadová gama spektrometrická souprava pro měření objemové aktivity radonu ^{222}Rn ve vzorcích vody odebraných z vodního zdroje do PET lahev o objemu 1000 ml, 500 ml nebo 250 ml, v souladu s požadavky normy ČSN 75 7624 (čl. 6) nebo STN EN ISO 13164-2.

Měření nevyžaduje radiochemickou úpravu odebraného vzorku vody, je prováděno gama spektrometricky pomocí analyzátoru EMPOS MCA4K a scintilačního detektoru NaI(Tl) 3x3". Je měřena aktivita dceřiných produktů ^{222}Rn emitujících záření gama (^{214}Pb , ^{214}Bi). Nízkého detekčního limitu je dosaženo použitím stínícího kontejneru o tloušťce olova min. 80 mm.

EMPOS EMS-1 SH

Nizkopozadová gama spektrometrická souprava pro měření obsahu přírodních radionuklidů ve stavebních hmotách a kontrolu jejich mezních hodnot. Stanovení hmotnostní aktivity ^{226}Ra , ^{232}Th / ^{232}Th , ^{40}K a indexu hmotnostní aktivity pomocí analyzátoru EMPOS MCA4K a scintilačního detektoru NaI(Tl) 2x2". Software založený na 6-komponentní analýze naměřeného gama spektra.

EMPOS EMS-1 TV

Nizkopozadová gama spektrometrická souprava pro měření radioaktivity tavbových vzorků oceli pro stanovení hmotnostní aktivity ^{60}Co .

Alfa-beta automaty EMPOS EMS-3 a EMS-3.2

Automatizované měření celkové alfa aktivity a celkové beta aktivity radionuklidů ve vzorcích sedimentů, odpadků, prášků, stěrů, rostlin nebo v pevných látkách. Umožňují stanovení radioaktivity materiálů a předmětů z životního prostředí, biologických a biochemických vzorků, kontrolu radioaktivní kontaminace potravin, půdy, pitné a odpadní vody (ve formě odpadků). Stanovení aktivity přírodního uranu U_{nat} , ^{210}Po , ^{226}Ra , ^{241}Am , resp. ^{40}K , ^{210}Pb , ^{90}Sr , aj. v odebraných vzorcích v závislosti na volbě měřicí metody, použitím etalonu nebo standardu a zvolené radiochemické přípravy vzorku.

Nabízíme ekvivalentní náhradu průtokového proporcionálního detektoru POB302 scintilačními sondami s novými alfa a beta detektory $\phi 50$ mm, bez nutnosti použití metanu.

ČSN 75 7611 Jakost vod - Stanovení celkové objemové aktivity alfa (odst. č. 4 a č. 5)

ČSN 75 7612 Kvalita vod - Stanovení celkové objemové aktivity beta

ČSN 75 7626 Jakost vod - Stanovení polonia Po-210

Slovenské normy: STN 75 7600, STN 75 7611 a STN 75 7612



EMPOS MCA4K – mnohakanálový analyzátor

Analyzátor určený pro fyzikální aplikace a rutinní měření v průmyslu a laboratorních provozech, pracovištích hygieniků a vodo hospodářů, kde je vyžadována snadnost obsluhy a přitom možnost nastavovat parametry algoritmu analýzy amplitudy pulsů a dalších parametrů měření. Diagnostika vstupního signálu i v průběhu měření interním digitálním osciloskopem a zpětné měření nastaveného vysokého napětí pro sondu.

EMPOS EMS-8

Měřicí souprava pro emanometrické stanovení objemové aktivity ^{222}Rn ve vzorcích vody převedením ^{222}Rn do scintilační Lucas komory. Měření objemové aktivity ^{222}Rn ve vodách podle ČSN 75 7624 nebo STN 75 7628, měření půdního radonu a radonu v okolním vzduchu. Měření objemové aktivity ^{226}Ra ve vodách.



Jako doplněk měřicích sestav dodáváme i olovem stíněné manipulační pomůcky, laminární boxy, stíněné trezory, aplikační stolky, stíněné kazety a stínění injekčních stříkaček.

Zakázková výroba olověného stínění a kontejnerů, dodávky nových scintilačních sond a detektorů, Lucas komor. Repase scintilačních sond a přístrojů staršího typu, upgrade software.

Školení osob pro obsluhu používaných měřicích sestav.

Provádění kalibrací, oprav, servisu a údržby dodávaných přístrojů, optimalizace měření, odborné analýzy.

Firma EMPOS, s.r.o. je v souladu se zákonem o metrologii č. 505/1990 Sb. registrovaným subjektem pro opravy a montáž stanovených měřidel v oblasti atomové a jaderné techniky podle Osvědčení o registraci č. 100-OR-0004-21, které vydal Český metrologický institut 28.1.2021, používá dohodnutou značku zn. 1/21 004. <https://www.empos.cz/attachments/0/0c2c714c48f48391a924c74f025ee46f.pdf>

Radionuklidy a ionizující záření ve vodním hospodářství

Termín konání: 7. – 8. 6. 2022

Sborník konference, kolektiv autorů

Termín vydání: červenec 2022

1. vydání

ISBN 978-80-02-02982-3