



Zemědělská
fakulta
Faculty
of Agriculture

Jihočeská univerzita
v Českých Budějovicích
University of South Bohemia
in České Budějovice

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Katedra potravinářských biotechnologií a kvality zemědělských produktů

Bakalářská práce

Vyhodnocení obsahu ^{137}Cs v houbách a lesních plodech na
území Jihočeského kraje

Autor práce: Jana Hálová

Vedoucí práce: doc. MVDr. Lucie Hasoňová, Ph.D.

České Budějovice
2021

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem autorem této kvalifikační práce a že jsem ji vypracovala pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu použitých zdrojů.

V Českých Budějovicích dne

.....
Podpis

Abstrakt

Sběr a konzumace lesních hub a borůvek patří v České republice mezi velmi oblíbené sezónní aktivity. V důsledku černobylské havárie však tyto suroviny mohou obsahovat zvýšené množství radionuklidů. Cílem práce bylo provést vyhodnocení obsahu ^{137}Cs v borůvkách a houbách nasbíraných v Jihočeském kraji v období 1992 až 2020. Ve vzorcích hub ($n = 318$) a borůvek ($n = 142$) byly analyzovány výsledky měření hmotnostní aktivity ^{137}Cs získané z databáze MonRaS provozované Státním úřadem pro jadernou bezpečnost. Hmotnostní aktivita ^{137}Cs ve vzorcích se pohybovala v širokém rozmezí: pro hříbovité houby dosahovala hodnot od 0,18 do 6430 Bq/kg; pro lupenaté houby od 0,28 do 4040 Bq/kg; pro borůvky od 0,24 do 2046 Bq/kg. Byla potvrzena vyšší schopnost akumulovat radionuklid ^{137}Cs pro houby hříbovité ve srovnání s houbami lupenatými. Vypočtená efektivní dávka způsobená konzumací hub a borůvek byla vyhodnocena jako zanedbatelná a tvořila necelé 1 % obecného limitu pro obyvatelstvo. Přes tyto příznivé výsledky je třeba v podrobném monitoringu surovin pocházejících z přírody pokračovat a zajistit bezpečnost potravinového řetězce.

Klíčová slova: Jihočeský kraj, borůvky, houby, radionuklid ^{137}Cs , hmotnostní aktivita, efektivní dávka

Abstract

The collection and consumption of forest fungi and blueberries are among the most popular seasonal activities in Czech Republic. Due to the Chernobyl accident, however, these raw materials are believed to have contained increased amounts of radionuclides. The aim of the work is to evaluate the content of ^{137}Cs in blueberries and fungi collected from South Bohemian region in the period of 1992 - 2020. Data of ^{137}Cs mass activity obtained from the State Office for Nuclear Safety's MonRas database were re-examined for validation using samples of fungi ($n = 318$) and blueberries ($n = 142$). The results ranged widely as follows: (a) boletes fungus, from 0.18 to 6430 Bq / kg; (b) leafy fungus, from 0.28 to 4040 Bq / kg; and (c) blueberries, from 0.24 to 2046 Bq / kg. Between boletes fungus and leafy fungus, the former was seen to have a higher ability to accumulate the radionuclide ^{137}Cs . The calculated effective dose caused by the consumption of fungi and blueberries was assessed as negligible, amounting only to less than 1% of the general limit for the population. Despite these favorable results, detailed monitoring of raw materials from nature needs to be continued and the safety of the food chain ensured.

Keywords: South Bohemia region, blueberries, fungi, radionuclide ^{137}Cs , mass activity, effective dose

Poděkování

Především děkuji paní doc. MVDr. Lucii Hasoňové, Ph.D., za odborné vedení mé bakalářské práce, za množství cenných připomínek, rad a doporučení. Dále děkuji paní Ing. Evě Šindelkové, CSc., za odborné konzultace a za pomoc při získávání potřebných informací a podkladů, a panu Ing. Janu Matznerovi děkuji za ochotné poskytnutí dat ze své soukromé sbírky. V neposlední řadě patří obrovské poděkování mé rodině a přátelům za podporu.

Obsah

Úvod.....	8
1 Literární přehled.....	9
1.1 Ionizující záření a radiační ochrana.....	9
1.1.1 Veličiny používané v radiační ochraně.....	9
1.1.2 Účinky ionizujícího záření.....	10
1.1.3 Zevní ozáření a ochrana před ním.....	10
1.1.4 Vnitřní ozáření a ochrana před ním.....	11
1.2 Zdroje rozšíření radionuklidů v přírodě.....	12
1.2.1 Přírodní radionuklidy.....	12
1.2.2 Umělé radionuklidy.....	13
1.2.3 Vliv radiační havárie v Černobylu na Českou republiku.....	14
1.3 Monitorování radiační situace na území ČR.....	17
1.3.1 Radionuklidy v životním prostředí.....	17
1.3.2 Radionuklidy v potravním řetězci.....	18
1.4 Přehled obsahu radionuklidů v různých potravinách.....	20
1.4.1 Potraviny s nízkým obsahem radionuklidů.....	20
1.4.2 Potraviny s vyšším obsahem radionuklidů.....	21
1.4.3 Spotřební koš a průměrná efektivní dávka z ingesce.....	22
1.4.4 Zveřejňování údajů o monitorování potravin.....	25
2 Materiál a metodika.....	27
2.1 Cíle práce.....	27
2.2 Odběry a zpracování vzorků borůvek a hub.....	27
2.3 Měření vzorků borůvek a hub.....	28
3 Výsledky a diskuse.....	29

3.1	Výsledky monitorování hmotnostní aktivity ^{137}Cs v borůvkách na území Jihočeského kraje v letech 1992 až 2020	29
3.2	Výsledky monitorování hmotnostní aktivity ^{137}Cs v houbách na území Jihočeského kraje v letech 1992 až 2020	35
3.3	Změny hmotnostní aktivity ^{137}Cs v houbách sbíraných v lokalitě obce Vrábče v letech 1987 až 2019 a v okolí JE Temelín v letech 2002 až 2020	42
3.4	Stanovení efektivní dávky způsobené konzumací hub a borůvek sbíraných v Jihočeském kraji.....	47
	Závěr	50
	Seznam použité literatury.....	52
	Seznam obrázků	59
	Seznam tabulek	60
	Seznam grafů.....	62
	Seznam použitých zkratk.....	63

Úvod

I v současné době se v našem životním prostředí stále nacházejí radionuklidy, které mají svůj původ především ve zkouškách jaderných zbraní a v havárii jaderné elektrárny v Černobyli. Radionuklidy jsou nerovnoměrně obsaženy v půdě, odtud se dostávají přes kořenový systém do rostlin a v rámci potravního řetězce dále do organismu zvířat i člověka. Obsah radionuklidů (především ^{137}Cs) je v potravinách v České republice dlouhodobě sledován. Ve zvýšené míře se ^{137}Cs vyskytuje v lesních plodech, houbách a v mase divokých zvířat. Vysoký a opakovaný příjem radionuklidů v potravinách může zvyšovat pravděpodobnost vzniku nežádoucích účinků ionizujícího záření na člověka.

Sběr a konzumace lesních plodů a hub jsou v České republice velmi populární, proto je důležité sledovat a hodnotit obsah radionuklidů v těchto komoditách. Hodnoty hmotnostní aktivity radionuklidu ^{137}Cs v lesních plodech a houbách jsou velmi variabilní a vzhledem k nerovnoměrnosti černobylského spadu se v různých částech České republiky mohou značně lišit. Jižní Čechy jsou považovány za jednu z čistších oblastí České republiky, avšak především na Šumavě a v Novohradských horách se vyskytují lokality s vyšším obsahem ^{137}Cs v půdě, a tudíž i v lesních plodech a houbách.

Cílem této práce bylo na základě dostupných dat provést vyhodnocení obsahu ^{137}Cs v borůvkách a houbách nasbíraných v Jihočeském kraji, a to v závislosti na druhu, místu sběru a době, která uplynula od havárie v Černobyli.

1 Literární přehled

1.1 Ionizující záření a radiační ochrana

Cílem radiační ochrany je zabránit nebo omezit nežádoucí účinky ionizujícího záření na člověka a životní prostředí. Tohoto cíle lze dosáhnout použitím principů radiační ochrany, především principu zdůvodnění, nepřekročení limitů, optimalizace a zabezpečení (Vyhláška č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje). Každá činnost s ionizujícím zářením musí být zdůvodněna tak, aby její přínos byl vyšší než možná rizika a vynaložené prostředky. Pokud nebudou překročeny stanovené limity ozáření osob, nedojde k poškození zdraví osob. Při optimalizaci činností s ionizujícím zářením se postupuje tak, aby ozáření osob bylo tak nízké, jak lze rozumně dosáhnout se započtením hospodářských a sociálních aspektů. Pokud jsou zdroje ionizujícího záření zabezpečeny proti jejich zneužití a zároveň je s nimi nakládáno v souladu s právními normami, lze je považovat za bezpečné (Klener et al., 2000).

1.1.1 Veličiny používané v radiační ochraně

V radiační ochraně před ionizujícím zářením se používají různé veličiny v souladu s mezinárodními doporučeními (Směrnice Rady 2013/51/Euratom). Mezi základní veličiny patří:

- absorbovaná dávka definovaná jako podíl střední energie předané ionizujícím zářením v objemovém elementu a hmotnosti látky obsažené v tomto objemovém elementu, jednotkou je J/kg, nazvaný gray (Gy);
- ekvivalentní dávka je rovna součinu radiačního váhového faktoru a střední absorbované dávky v orgánu nebo tkáni pro ionizující záření nebo součet takových součinů, jestliže je pole ionizujícího záření složeno z více druhů nebo energií; jednotkou je J/kg, nazvaný sievert (Sv);
- efektivní dávka je součet součinů tkáňových váhových faktorů a ekvivalentní dávky v ozářených tkáních nebo orgánech; jednotkou je J/kg, nazvaný sievert (Sv);
- úvazek efektivní dávky je počítán jako časový integrál příkonu efektivní dávky po dobu τ od příjmu radionuklidu (Klener et al., 2000).

Tkáňové a radiační váhové faktory stanoví příloha č. 2 k vyhlášce č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje.

1.1.2 Účinky ionizujícího záření

Účinky ionizujícího záření se dělí na stochastické a deterministické. První jsou pravděpodobnostní, vznikají v důsledku mutací buněk, mohou se projevit nejen u osoby, která přišla do styku s radionuklidy nebo ionizujícím zářením, ale také v následujících generacích. Tyto účinky nemají specifický klinický obraz a jsou bezprahové, nelze tedy s určitostí říci, od jaké dávky mohou vznikat. Mezi základní stochastické účinky záření patří nádorová onemocnění a genetické mutace (Klener et al., 2000 Švadlenková et al., 1996; Kovalčík, 2014). Účelem radiační ochrany je stochastické účinky omezit na společensky a hospodářsky přijatelnou míru s využitím principů zdůvodnění a optimalizace (Zákon č. 263/2016 Sb., (atomový zákon); Vyhláška č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje).

Deterministické účinky vznikají v důsledku smrti buňky, jsou prahové, mají specifický klinický obraz a se vzrůstající dávkou vzrůstá i míra poškození. Deterministické účinky jsou např. radiační dermatitida nebo nemoc z ozáření, která má několik stadií se vzrůstající dávkou, a to krevní, střevní a nervové (Klener et al., 2000). Účelem radiační ochrany je zcela vyloučit deterministické účinky ozáření, čehož lze dosáhnout zajištěním nepřekročení limitů, které jsou pro obyvatelstvo stanoveny na 1 mSv za rok (Zákon č. 263/2016 Sb., (atomový zákon); Vyhláška č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje).

1.1.3 Zevní ozáření a ochrana před ním

Zevní (neboli externí) ozáření je způsobeno zdroji ionizujícího záření, které se nacházejí vně člověka. Zevní ozáření mohou způsobit různé typy záření: záření alfa jsou kladně nabitě heliové částice; záření beta je většinou tvořeno elektrony, méně často pozitrony; záření gama jsou fotony o různé vlnové délce a energii (Strebl et al., 1995; Korobova, 1998; Ulmann, 2009).

Před zevním ozářením je možné se chránit třemi základními způsoby: časem, vzdáleností a stíněním (Štoll, 2010). Obecně platí:

- čím kratší je čas, po který se člověk nachází v blízkosti zdroje, tím menší je dávka, kterou obdrží;

-
- čím větší je vzdálenost od zdroje, tím je intenzita zdroje nižší, přičemž klesá proporcionálně druhé mocnině vzdálenosti;
 - čím silnější je vrstva stínícího materiálu, tím je intenzita zdroje a obdržená dávka nižší.

Pokud je třeba vykonávat činnosti poblíž zdroje, je vhodné použít stínění z vhodných materiálů. Různé druhy záření mají různou pronikavost, kdy např. alfa záření lze odstínit tenkou vrstvou papíru; beta záření lehkými materiály, např. hliníkem; gama záření těžkými materiály, např. olovem, betonem (Shaw et al., 2005; Ulmann, 2009).

Před zevním ozářením by bylo třeba se chránit v případě radiační havárie s únikem radionuklidů. Vznik radiační havárie je sice málo pravděpodobný, ale zcela jej nelze vyloučit. Plánování ochrany obyvatelstva pro případ radiační havárie je zavedeno v tzv. zóně havarijního plánování (ZHP) v okolí českých jaderných elektráren na základě vypracovaných havarijních plánů (SÚJB, 2020a). Důležitou součástí plánované ochrany před zevním ozářením je ukrytí v budovách, pokud možno dobře utěsněných, popřípadě následná evakuace nebo dokonce přesídlení, pokud nelze zajistit nepřekročení stanovených referenčních hodnot ozáření v období následujícím po radiační havárii (Vyhláška č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje).

1.1.4 Vnitřní ozáření a ochrana před ním

Radionuklidy se ze životního prostředí dostávají do organismu člověka buď s potravou (ingesce) nebo vdechnutím (inhalace) a mohou způsobit vnitřní (neboli interní) ozáření (Klener et al., 2000).

Některé radionuklidy se zabudovávají v organismu místo přirozených prvků. Označují se jako biogenní radionuklidy. Příkladem je cesium, které nahrazuje draslík ve svalech, nebo stroncium, které nahrazuje vápník v kostní tkáni. Dalším biogenním radionuklidem je radioaktivní jód, který se hromadí ve štítné žláze a může způsobit poruchy její činnosti. Biogenní radionuklidy mohou být z těla vyloučeny přirozenými vylučovacími procesy nebo jejich radioaktivním rozpadem (Klener et al., 2000, Rafferty et al., 2000; Matisov et al., 2014).

Vzhledem k možným negativním účinkům vnitřního ozáření je nezbytná ochrana proti němu. Ochrana před ingescí radionuklidů se provádí kontrolou obsahu

radionuklidů v potravinách a pitné vodě a vyloučením ze zásobování obyvatelstva potravin a vody, které nesplňují příslušné požadavky na obsah radionuklidů (SÚJB, 2018). V běžné situaci je obsah radionuklidů v ovzduší zanedbatelný a není třeba přijímat žádná ochranná opatření proti jejich vdechnutí (SÚJB, 2020b).

V ZHP se plánuje a zajišťuje pro případ radiační havárie tzv. jódová profylaxe, tedy podání tablet jodidu draselného s neaktivním jódem na ochranu štítné žlázy. Ukrytí a případná ochrana dýchacích cest jsou také významnou ochranou před vnitřní kontaminací. Dýchací cesty je možné před vdechnutím radionuklidů ochránit např. respirátorem nebo dýchacím přístrojem s filtrem. V případě radiační havárie by byla zavedena také regulace spotřeby potravin a vody z místních kontaminovaných zdrojů (SÚJB, 2020a).

1.2 Zdroje rozšíření radionuklidů v přírodě

Radionuklidy se dělí na přírodní, které se vyskytují nezávisle na činnosti člověka, a umělé, které vznikají v důsledku činnosti člověka.

1.2.1 Přírodní radionuklidy

Přírodní radionuklidy se dělí podle mechanismu vzniku a původu na kosmogenní a terestrální. Kosmogenní radionuklidy vznikají působením kosmického záření na stabilní prvky zejména ve vnějším obalu Země. Vznikají tak např. ^{14}C , ^3H , ^7Be , ^{22}Na . Terestrální radionuklidy se dále dělí na primordiální a sekundární. Primordiální radionuklidy vznikly v raných stádiích vesmíru, mají dlouhý poločas rozpadu, více než 10^8 roků, a vyskytují se na Zemi ve významném množství. Jedná se např. o ^{238}U , ^{235}U , ^{232}Th , ^{40}K . Sekundární radionuklidy vznikají rozpadem z primordiálních radionuklidů a tvoří rozpadové řady. Rozpadové řady jsou čtyři: uran-radiová vycházející od ^{238}U , thoriová od ^{232}Th , aktiniová od ^{235}U a neptuniová od ^{237}Np ; poslední z nich se v přírodě nenachází (Kubica et al., 2004; Konstiainen, 2007; Ulmann, 2009).

Primordiálním radionuklidem, který netvoří rozpadovou řadu a je obsažen prakticky ve všech předmětech včetně lidského těla, je draslík. Radioaktivní draslík ^{40}K tvoří zhruba 0,012 % přírodního draslíku. Koncentrace draslíku ^{40}K v těle je prakticky stejná u všech osob, a to na úrovni okolo 55 Becquerelů (Bq) na kg hmotnosti, což odpovídá průměrné roční efektivní dávce 0,17 mSv (SÚJB, 2020b).

Od přírodních radionuklidů člověk obdrží průměrnou roční dávku mezi 1 až 3 mSv v závislosti na místě, kde žije (Tabulka 1). V oblastech s extrémně vysokým přírodním pozadím se roční dávka pohybuje kolem 20 mSv a více. Na této dávce se podílí především radioaktivní plyn radon, vznikající v uranové rozpadové řadě. Průměrná roční efektivní dávka z přírodního záření je celosvětově přibližně 2,4 mSv, přičemž polovinu tvoří vnitřní ozáření z radonu přijatého do těla inhalací (UNEP, 2016). Kontrole přítomnosti radonu v budovách a v pitné vodě je věnována v České republice (ČR) velká pozornost. Státní úřad pro jadernou bezpečnost (SÚJB) připravil Národní akční plán pro regulaci ozáření obyvatel z radonu a ve spolupráci s řadou dalších ministerstev jej naplňuje (SÚJB, 2019a).

Tabulka 1: Průměrná roční efektivní dávka (mSv) světové populace ze zevního a vnitřního ozáření od přírodních radionuklidů (UNEP, 2016)

SLOŽKA OZÁŘENÍ		ROČNÍ EFEKTIVNÍ DÁVKA	
ozáření	radionuklidy	průměr	extrémní hodnoty
zevní	kosmogenní	0,38	2,0
	terestrální	0,46	4,3
vnitřní	kosmogenní	0,01	0,01
	terestrální bez radonu	0,3	0,6
	radon (inhalace)	1,2	>10,0
	radon (ingesce)	0,005	0,1
Celkem		2,4	> 17

1.2.2 Umělé radionuklidy

Umělé radionuklidy se na rozdíl od přírodních dříve na Zemi nevyskytovaly. Jsou zde v důsledku cíleného přínosného využívání jejich radioaktivních vlastností (např. v jaderné energetice, v medicíně k diagnostice a léčení), ale také ne zcela přínosného využití ve vojenském průmyslu (použití zbraní hromadného ničení a jejich testování), nemalou roli hrají i nechtěné havárie při těchto činnostech. V současné době jsou největším zdrojem znečištění životního prostředí umělými radionuklidy zkoušky

jaderných zbraní v atmosféře prováděné v 50. a 60. letech minulého století (Bunzl et al., 1999) a těžké havárie jaderných zařízení, především v roce 1986 v Černobylu (Suchara et al., 2011). Havárie ve Fukušimě v roce 2011 sice byla v souladu s materiálem Mezinárodní agentury pro atomovou energii (IAEA, 2012) hodnocena také nejvyšším (tj. 7.) stupněm mezinárodní stupnice INES (The International Nuclear Event Scale) (SÚJB, 2016), ale radiační situaci na našem území téměř neovlivnila (Suchara et al., 2011; Mihalík et al., 2014 (Wagner, 2015)). Maximální hodnoty objemové aktivity ^{137}Cs detekované v ovzduší na území ČR byly $720 \mu\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ (Rulík et al. 2014).

1.2.3 Vliv radiační havárie v Černobylu na Českou republiku

Od havárie v Černobylu v dubnu 1986 uplynulo již více než 30 let a bylo publikováno mnoho údajů o příčinách vzniku i následcích této havárie, která výrazně ovlivnila radiační situaci v celé řadě evropských zemí (ČSKAE, 1980; Kunz, 1987; ČSKAE, 1988; Drábová et al., 1988; IAEA, 1991; IAEA, 1996; Pietrzak-Flis, 1998; SÚJB, 1996; Prouza, 2006).

První signály o příchodu vzdušných kontaminovaných mas na území tehdejší Československé socialistické republiky (ČSSR) byly zjištěny v průběhu noci z 29. na 30. dubna 1986. Na základě měření byly provedeny velmi konzervativní odhady dávek obyvatelstvu a jejich časového vývoje. Odhadnuté dávky byly nižší než v mezinárodních dokumentech doporučené hodnoty (ICRP, 1984), při kterých je třeba pro ochranu obyvatelstva přijímat neodkladná ochranná opatření, kterými jsou především jódomová profylaxe, ukrytí nebo evakuace (Směrnice Rady 2013/51/Euratom).

Velká pozornost byla věnována následným ochranným opatřením, především kontrole obsahu radioaktivních látek v potravinách. V prvních dnech byla očekávána kontaminace mléka a čerstvé listové zeleniny, popřípadě zeleného krmiva, a to především jódem ^{131}I . Bylo doporučeno krmit dojnice suchým krmivem ze starších zásob tak, aby se zabránilo překročení zásahové úrovně 1000 Bq/l pro obsah ^{131}I v mléce. Mléko s vyššími hodnotami bylo vyřazeno z přímé konzumace, mohlo být, ale využito na výrobu např. dlouho zrajících sýrů. Vzhledem ke krátkému poločasu rozpadu ^{131}I (přibližně 8 dní) toto využití mléka nepředstavovalo zdravotní rizika.

Vyšší objemová aktivita ^{131}I se vyskytovala také v ovčím mléce, proto chovatelům ovcí, kteří konzumovali větší množství ovčího mléka a výrobků z něho, byl vydán neaktivní jód (Hůlka a Malátová, 2006).

Byl očekáván nárůst obsahu radionuklidů cesia (^{134}Cs a ^{137}Cs) také v mase a měřeními byly potvrzeny zvýšené hodnoty. Opatření však nebylo třeba vzhledem k naměřeným hodnotám přijímat. V červnu 1986 byl proveden průzkum kontaminace půd (Bučina et al., 1988; Kliment a Bučina, 1988), bylo odebráno celkem 800 vzorků a byla stanovena plošná aktivita radionuklidů, následně byly odhadnuty prostorové distribuce a celkové aktivity radionuklidů na našem území (Malátová, 1988; Hůlka a Malátová, 2006).

Odhad průměrné efektivní dávky obyvatelstvu ČSSR v důsledku černobylské havárie za rok 1986 byl 0,26 mSv, což je přibližně desetina dávky obdržené průměrným občanem z inhalace radonu za rok a zároveň méně než průměrná dávka obdržená při lékařském vyšetření za rok (Tabulka 2). Efektivní dávka v důsledku černobylské havárie s časem narůstá a je především způsobena biogenními radionuklidy v těle osob. Tak v roce 2001, tedy 15 let po černobylské havárii, byla průměrná efektivní dávka odhadnuta na 0,5 mSv (Drábová et al., 2001).

Tabulka 2: Podíl jednotlivých typů ozáření na roční efektivní dávce průměrného obyvatele ČSSR v roce 1986 (Drábová et al., 2001)

TYP OZÁŘENÍ	PRŮMĚRNÁ EFEKTIVNÍ DÁVKA (mSv)	PODÍL TYPU OZÁŘENÍ (%)
vnitřní ozáření přírodními radionuklidy v těle člověka	0,24	6
zevní ozáření terestriálními radionuklidy	0,46	11
zevní ozáření kosmogenními radionuklidy	0,38	9
ozáření při lékařském vyšetření (rentgen apod.)	0,30	7
vnitřní ozáření z inhalace od radonu	2,50	61

celkové ozáření z Černobylu za první rok po havárii	0,26	6
Celkem	4,14	100

Součet dávky ze zevního a vnitřního ozáření obyvatel ČSSR v roce 1986 v důsledku černobylské havárie byl roven 260 μSv a představoval asi 6 % z celkové roční efektivní dávky. Dávka ze zevního ozáření v důsledku černobylské havárie se rovnala 107,5 μSv a tvořila 42 % z celkové dávky, dávka z vnitřního ozáření se rovnala 152,5 μSv a tvořila 58 % (Tabulka 3). Inhalace radionuklidu ^{131}I měla nejvyšší podíl na dávce z vnitřního ozáření, ingesce radionuklidů ^{134}Cs a ^{137}Cs pak druhý nejvyšší podíl (Hůlka a Malátová, 2006).

Tabulka 3: Obdržené dávky průměrného obyvatele ČSSR v roce 1986 z inhalace a ingesce radionuklidů (Hůlka a Malátová, 2006)

RADIONUKLID	OBRŽENÁ DÁVKA [μSv]	
	INHALACE	INGESCE
Jód ^{131}I	94	2
Jód ^{132}I a telur ^{132}Te	16	0
Ruthenium ^{103}Ru	0,7	0
Cesium ^{137}Cs	2,5	21
Cesium ^{134}Cs	1,8	14,5
Celkem	115	37,5

Výskyt a množství umělých radionuklidů v životním prostředí jsou úzce spjaty s poločasem rozpadu jednotlivých radionuklidů. Poločas rozpadu je definován jako čas, po uplynutí kterého se aktivita radionuklidu sníží na polovinu. V současné době jsou měřitelné především radionuklidy s delším poločasem rozpadu, např. ^{137}Cs a ^{90}Sr , oba radionuklidy mají poločas rozpadu blízký 30 roků (Ulmann, 2009).

Velký vliv na množství radionuklidů v životním prostředí má také schopnost radionuklidů migrovat nebo se vázat na různé sloučeniny. Radionuklid ^{90}Sr je pouze slabě vázán v půdě a ve vodním prostředí je značně mobilní (Ratliff et al., 2020). Velké množství tohoto radionuklidu uvolněného při havárii v Černobylu oteklo do povrchových vod (Bugai et al., 1996; Bugai et al., 2012). Radionuklid ^{137}Cs má mnohem menší mobilitu a je dosti pevně vázán především na půdy s vyšším obsahem jílu (IAEA, 2010). Rychlost průniku do hloubky radionuklidu ^{137}Cs v lesní půdě je velmi pomalá 1 – 2 mm za rok (Fujiyoshi et al., 2011) a souvisí s množstvím vody v lesním ekosystému (Fesenko et al., 2001; Fesenko et al., 2002).

1.3 Monitorování radiační situace na území ČR

Monitorování radiační situace na území ČR se provádí dlouhodobě. V dubnu 1986 byla usnesením vlády založena Celostátní radiační monitorovací síť, která se po černobylské havárii začala velmi rychle rozvíjet do současné podoby. Radiační monitorování bylo podřízeno hygienickým stanicím, kde byla zřízena oddělení hygieny záření. Následně tato oddělení přešla pod vedení SÚJB jako Regionální centra (RC) v 7 bývalých krajských městech.

Monitorování radiační situace na území ČR je upraveno zákonem č. 263/2016 Sb., atomový zákon, vyhláškou č. 360/2016 Sb., o monitorování radiační situace, a vyhláškou č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje. V roce 2018 byl zpracován a vydán Národní program monitorování (NPM) v návaznosti na výše uvedené legislativní zdroje (SÚJB, 2018).

Do národních právních předpisů byly zapracovány požadavky z evropské legislativy (Směrnice Rady 2013/51/Euratom; Směrnice Rady 2013/59/Euratom).

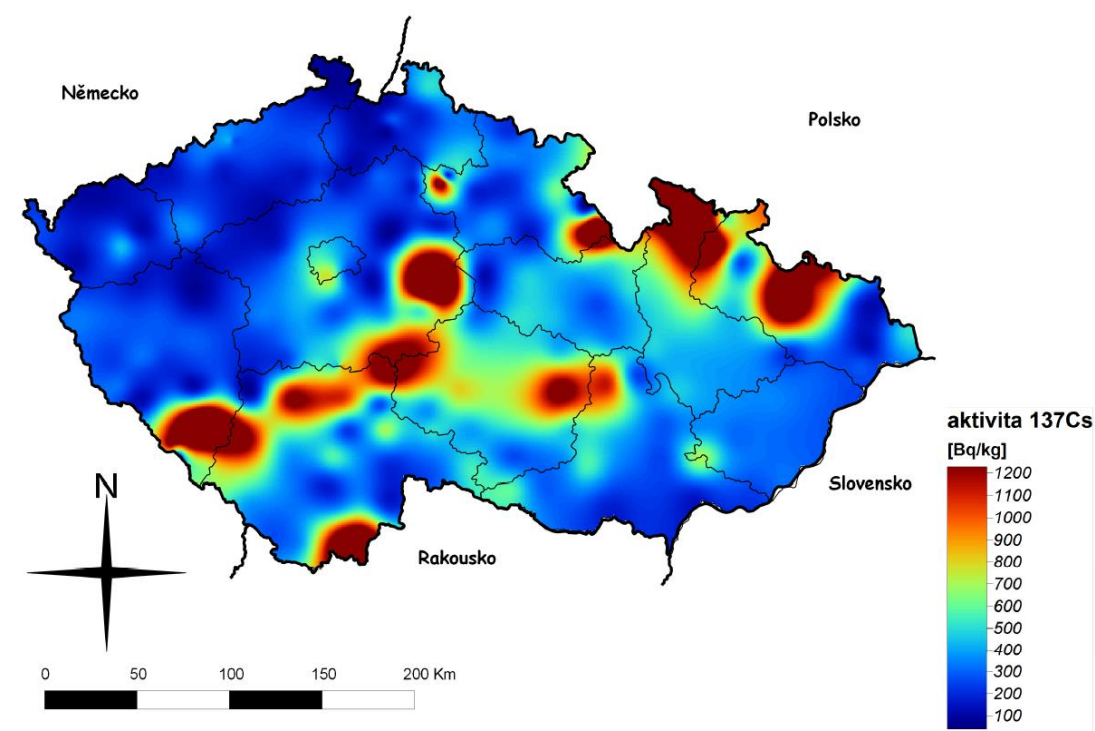
1.3.1 Radionuklidy v životním prostředí

Obsah umělých radionuklidů v životním prostředí je sledován především v ovzduší, ve vodách a v půdě. Zjišťovány jsou zejména tzv. klíčové radionuklidy, tedy dlouhodobé radionuklidy, které jsou v životním prostředí v důsledku výše popsanych příčin. Mezi tyto klíčové radionuklidy patří především ^{137}Cs a ^{90}Sr . Pro kontrolu správnosti nastavení měřicích přístrojů je sledován také přírodní radionuklid ^{40}K (SÚJB, 2018; SÚJB, 2020b).

V okolí českých jaderných elektráren jsou monitorovány navíc další radionuklidy, které se vyskytují ve výpustech nebo které by mohly být případně součástí neplánovaného úniku do životního prostředí. Jedná se především o ^3H ve vodách a celou řadu gama spektrometricky měřitelných i krátkodobých radionuklidů v ovzduší (SÚJB, 2018).

Aktivity měřených radionuklidů jsou vztaženy na hmotnost nebo objem měřeného vzorku, popřípadě u vzorků půdy na plochu, ze které byl proveden odběr.

Obsah ^{137}Cs v půdách je vysoce variabilní a značně závisí na množství počernobylských srážek (Pilátová et al., 2011a; Pilátová et al., 2011b). Nejvíce bylo kontaminováno území (Obrázek 1) v pásu od severní Moravy přes Českomoravskou vrchovinu až do jižních Čech, kde při průchodu kontaminovaných vzdušných mas došlo k intenzivním srážkám (Rulík a Helebrant, 2011).



Obrázek 1: Hmotnostní aktivita ^{137}Cs v humusu odebraném v roce 1995 – plošné zobrazení (Pilátová, 2011a)

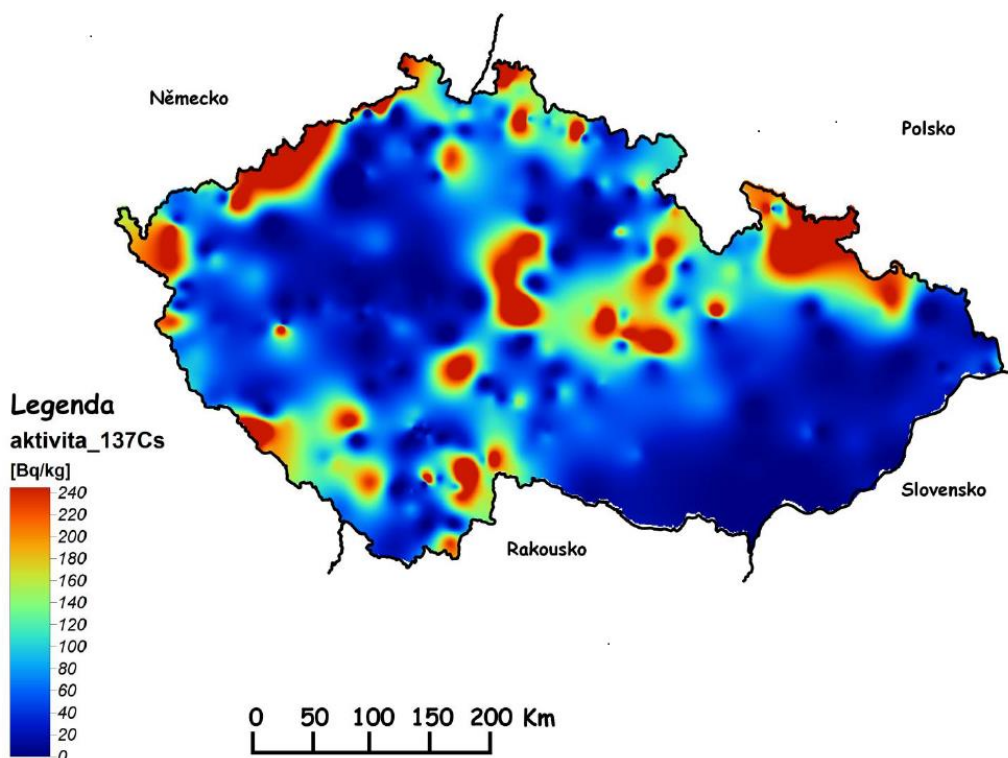
1.3.2 Radionuklidy v potravním řetězci

Z životního prostředí se radionuklidy dostávají také do potravního řetězce, např. usazováním radionuklidů z ovzduší na nadzemních částech rostlin, přestupem do rostlin z půdy s vodou a živinami, přičemž přestupové koeficienty z půdy jsou

o několik řádů nižší než přímé usazování z ovzduší. S rostlinnými krmivy se radionuklidy dostávají do těla hospodářských zvířat (IAEA, 2010).

Měření obsahu radionuklidů především hmotnostní nebo objemové aktivity ^{137}Cs v potravním řetězci se provádí ve vzorcích mléka, masa, obilovin, ovoce, zeleniny, popřípadě ve smíšené celodenní stravě, ale také v lesních plodech, houbách a mase divoce žijících zvířat (SÚJB, 2018).

Vysoká variabilita obsahu ^{137}Cs v některých potravinách je způsobena nerovnoměrným radioaktivním spadem po černobylské havárii na území ČR. Některá místa byla spadem zasažena více nebo několikrát, pokud ještě byl průchod kontaminovaných vzdušných mas doprovázen silnějšími srážkami a na území se neprováděly žádné úpravy půdního pokryvu, na takových místech je vysoká kontaminace půdy i v současné době (Pilátová et al., 2011). Oblasti s vyšším obsahem ^{137}Cs v houbách (Obrázek 2) přibližně odpovídají výše zmíněným oblastem s vyšším obsahem ^{137}Cs v půdách v pásu od severní Moravy k jižním Čechám. Uvedené aktivity ^{137}Cs v půdách jsou přibližně pět krát vyšší než příslušné aktivity ^{137}Cs v houbách (Škrkal et al., 2012a; Škrkal et al., 2012b).



Obrázek 2: Hmotnostní aktivita ^{137}Cs ve všech houbách na území ČR v letech 2004-2012 – plošné zobrazení (Škrkal et al., 2012a)

1.4 Přehled obsahu radionuklidů v různých potravinách

Na monitorování potravin se na celém území ČR podílejí následující organizace: SÚJB, Státní ústav radiační ochrany (SÚRO), Státní veterinární ústav Praha a Olomouc (SVÚ), Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti (VÚLHM), Státní zemědělská a potravinářská inspekce (SZPI), Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský (ÚKZÚZ), které jsou zařazeny do monitorování v souladu s NPM (SÚJB, 2018).

1.4.1 Potraviny s nízkým obsahem radionuklidů

Obsah ^{137}Cs v základních potravinách, především v mléce, masě, obilovinách, ovoci a zelenině, je v současné době velmi nízký. Ve vyhlášce č. 360/2016 Sb., o monitorování radiační situace, je stanovena pro ^{137}Cs nejmenší detekovatelná aktivita (NDA) na hodnotu 0,1 Bq/kg (popřípadě 0,1 Bq/l). Hodnota NDA je podmíněna použitými měřicími zařízeními. Při měření se stanovuje hodnota nejmenší významné aktivity (NVA), která je odvozena od konkrétních podmínek měření na daném zařízení, tedy na čase měření, množství vzorku a použité geometrii měření. NVA je přibližně rovna polovině NDA (SÚJB, 2018; SÚJB, 2020b).

Na úrovni NDA nebo pod touto hodnotou je v současné době v ČR obsah ^{137}Cs (Tabulka 4) v konzumním mléce, obilovinách, ovoci a zelenině. V sušeném mléce je obsah ^{137}Cs roven nejvýše jednotkám Bq/kg. V hovězím masě dosahují hodnoty obsahu ^{137}Cs většinou desetin Bq/kg, ostatní druhy masa mají nižší obsah ^{137}Cs než maso hovězí. V rybách je obsah ^{137}Cs závislý na druhu: dravé ryby mají obsah ^{137}Cs vyšší než např. ryby býložravé (SÚJB, 2020b).

Tabulka 4: Přehled naměřených aktivit ^{137}Cs v základních potravinách (v Bq/kg, resp. Bq/l) v roce 2019 na území ČR (SÚJB, 2020b)

POTRAVINA	NEJVYŠŠÍ HODNOTA AKTIVITY ^{137}Cs	POČET MĚŘENÍ
mléko kravské – konzumní	0,09	18
mléko kravské – sušené	1,71	16
maso hovězí	2,00	4
maso vepřové	0,11	4

maso drůbeží	0,05	4
ryby	0,50	8
mouka	0,19	14
vločky ovesné	1,06	14
zelí	0,02	7
rajčata	0,09	7
cibule	0,07	7
mrkev	0,02	7
jablka	0,06	15
obilí	0,25	44
brambory	0,08	14

1.4.2 Potraviny s vyšším obsahem radionuklidů

Radionuklid ^{137}Cs se ve větší míře nachází v houbách, lesních plodech a mase divoce žijících zvířat. Celkově je obsah ^{137}Cs v těchto komoditách vyšší v oblastech s vyšší kontaminací půdy (Pilátová et al., 2011).

V čerstvých houbách (Tabulka 5) byla maximální aktivita radionuklidu ^{137}Cs rovna 100 Bq/kg, průměrná hodnota v sušených houbách po přepočtu na čerstvou hmotnost byla 118 Bq/kg (SÚJB, 2020b). Hodnoty měření hub provedených v letech 2004 až 2011 byly v rozmezí od jednotek do stovek Bq/kg (Škrkal et al., 2012a; Škrkal et al., 2012b; Škrkal et al., 2013). V lesních plodech, především v borůvkách, se hmotnostní aktivita ^{137}Cs pohybuje od jednotek do desítek Bq/kg (Červinková, 2017a; Červinková, 2017b). Maso divokých prasat dosahuje maximálních hodnot obsahu ^{137}Cs řádově až tisíců Bq/kg (Škrkal et al., 2015; SÚJB, 2019b; SÚJB, 2020b).

Tabulka 5: Přehled naměřených aktivit ^{137}Cs v houbách, lesních plodech a mase divokých prasat (v Bq/kg) v roce 2019 na území ČR (SÚJB, 2020b)

POTRAVINA	NEJVYŠŠÍ HODNOTA AKTIVITY ^{137}Cs	POČET MĚŘENÍ
maso divokých prasat	7256	276
lesní plody čerstvé	17	21

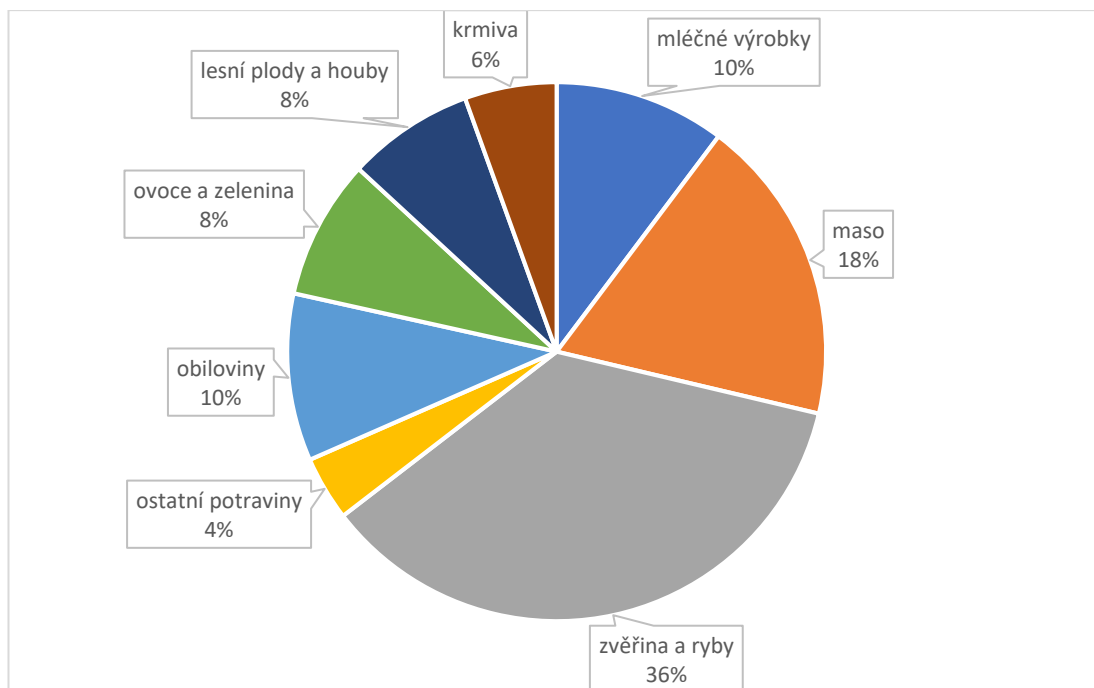
houby čerstvé	100	17
lesní plody sušené	217	15
houby sušené	16187	30

Houby mají většinou rozsáhlé podhoubí, které jim umožňuje využívat živiny z velké plochy, společně s živinami však přijímají také v půdě obsažené ^{137}Cs (Škrkal et al., 2012a; Škrkal et al., 2012b; Škrkal et al., 2013). Borůvky hojně využívají houbové podhoubí při získávání živin, proto obsahují více ^{137}Cs než jiné lesní plody, které podhoubí nevyužívají (Červinková, 2017a). Divoká prasata díky svým stravovacím návykům přijímají ve větší míře radionuklid ^{137}Cs , který se akumuluje v jejich svalech (Škrkal et al., 2015).

1.4.3 Spotřební koš a průměrná efektivní dávka z ingesce

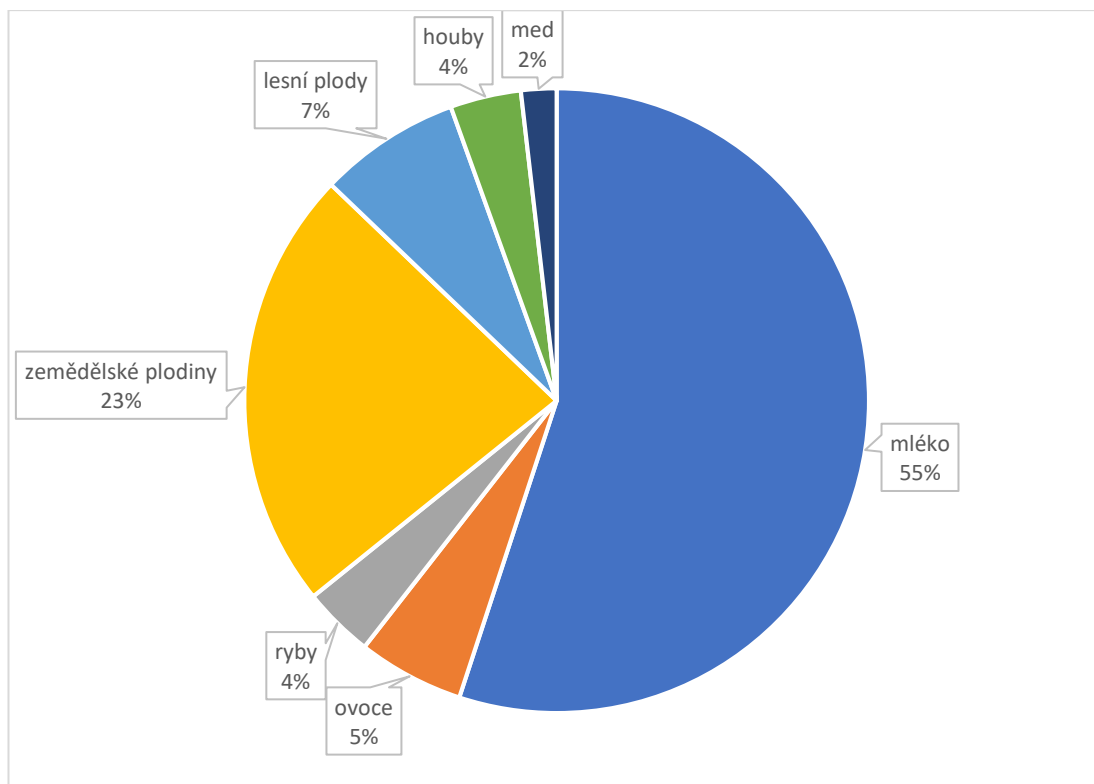
Počty vyšetřených vzorků jednotlivých potravin jsou stanoveny na základě údajů spotřeby potravin pro průměrného obyvatele ČR a svojí skladbou přibližně odpovídají spotřebnímu koši zveřejňovanému ve statistické ročence Spotřeba potravin Českého statistického úřadu (ČSÚ, 2020).

Počet vzorků jednotlivých druhů odebíraných a měřených potravin je stanoven v NPM. Odebírány jsou především vzorky masa, včetně zvěřiny a ryb, dále mléčných výrobků, obilovin, ovoce, zeleniny, lesních plodů a hub. Tak např. v roce 2019 bylo celkem odebráno 906 vzorků potravin a krmiv (Graf 1), největší podíl vzorků (více než 30 %) tvořily ryby a zvěřina, především maso divokých prasat z oblasti Šumavy. Houby a lesní plody byly představeny 70 vzorky a tvořily tedy přibližně 8 % z celkového počtu vzorků v roce 2019 (SÚJB, 2020b).



Graf 1: Podíly odebíraných vzorků z celkového počtu (n = 906) v roce 2019 na území ČR (SÚJB, 2020b)

Kromě výše uvedených organizací provádí v okolí jaderných elektráren Temelín a Dukovany monitoring vzorků potravního řetězce také společnost ČEZ, a. s., podle schváleného programu monitorování okolí v ZHP. Počty odebíraných a měřených vzorků potravin a krmiv v ZHP se meziročně příliš nemění, odebírány jsou především vzorky mléka, zemědělských plodin a krmiv, v menší míře také ovoce, zelenina, lesní plody a houby. Tak např. v roce 2019 bylo odebráno 109 vzorků potravin a krmiv v ZHP obou elektráren, převážnou část vzorků (55 %) tvořily vzorky kravského mléka odebírané přímo v kravínech v ZHP (Graf 2). Podíl lesních plodů tvořil 7 % a houby byly zastoupeny 4 % z celkového počtu těchto vzorků (SÚJB, 2020b).



Graf 2: Podíly odebíraných vzorků z celkového počtu (n = 109) v roce 2019 v okolí jaderných elektráren (SÚJB, 2020b)

V současné době se v ČR v běžných potravinách vyskytuje ^{137}Cs ve velmi nízkých hodnotách, popřípadě je pod mezí detekce. V méně významných potravinách, je obsah ^{137}Cs vyšší, avšak kromě masa divokých prasat většinou nepřesahuje 600 Bq/kg (SÚJB, 2019b; SÚJB, 2020b).

Hodnota 600 Bq/kg pro obsah ^{137}Cs v potravinách byla stanovena jako maximální povolená míra kontaminace potravin po černobylské havárii (Nařízení rady (ES) č. 616/2000). V souladu se současnými mezinárodními doporučeními (Nařízení Rady (Euratom) 2016/52) pro případné další havárie jsou pro obsah ^{137}Cs stanoveny maximálně přípustné hodnoty kontaminace potravin od 400 Bq/kg pro kojeneckou výživu až po 12500 Bq/kg pro méně významné potraviny.

Stanovení potenciálního zdravotního rizika při konzumaci potravin obsahujících radionuklidy se provádí výpočtem průměrné roční efektivní dávky z ingesce jednotlivých potravin (IAEA, 2001; Červinková, 2017b) s využitím vztahu:

$$E_{\text{ing}} = A \times m \times h_{\text{ing}}$$

kde:

E_{ing} je roční efektivní dávka způsobená ingescí daného produktu [Sv/rok];

A je hmotnostní aktivita ^{137}Cs , kterou produkt v nativním stavu obsahuje [Bq/kg];

m je roční spotřeba produktu v nativním stavu průměrným konzumentem [kg/rok];

h_{ing} je konverzní faktor pro přepočet příjmu ^{137}Cs požitím na efektivní dávku, který je roven pro dospělé osobu $1,3 \times 10^{-8}$ Sv/Bq (Vyhláška č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje).

Celková roční efektivní dávka způsobená ingescí je potom rovna součtu efektivních dávek od jednotlivých potravin dle spotřebního koše (ČSÚ, 2020). Pro posouzení možného rizika se tato vypočtená celková dávka porovnává s limitem ozáření pro obyvatelstvo stanoveným na 1 mSv (Vyhláška č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje).

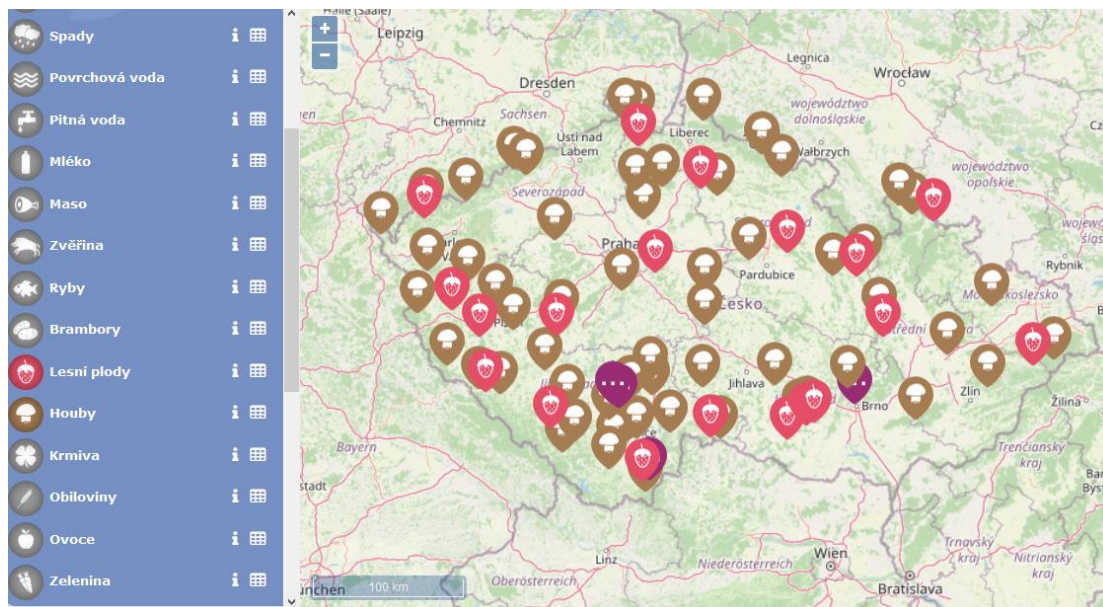
Obsah radionuklidu ^{137}Cs v potravním řetězci je také možné stanovit nepřímo měřením vyloučeného ^{137}Cs s močí za 24 hodin, popřípadě měřením osob na celotělovém počítací. Průměrná hodnota aktivity ^{137}Cs v těle člověka v roce 2019 byla odhadnuta na základě těchto měření na 22 Bq (SÚJB, 2020b).

Pro osoby, které konzumovaly větší množství potravin se zvýšeným obsahem ^{137}Cs , např. myslivci se zvýšenou konzumací zvěřiny, byl roční příjem ^{137}Cs odhadnut na 890 Bq, což je 40 krát více než průměr (SÚJB, 2020b). Přepočtem aktivity na dávku s použitím konverzního faktoru pro ingesci ^{137}Cs byla získána hodnota 12 μSv . Ve srovnání s ročním limitem 1 mSv je tato hodnota několika násobně nižší a nepředstavuje zdravotní riziko (Rulík et al., 2011; Škrkal et al., 2017).

1.4.4 Zveřejňování údajů o monitorování potravin

SÚJB provozuje informační systém „MonRaS“, který slouží k příjmu, zpracování, archivaci a zveřejňování dat z monitorování radiační situace na území ČR. Jedná se o informační systém s veřejně přístupnou webovou aplikací na adrese <https://www.sujb.cz/monitorovani-radiacni-situace/>. Data jsou přístupná v zobrazení na mapovém podkladu, formou tabulek a grafů, a to včetně historických dat.

Data z měření hub a lesních plodů za poslední dva roky jsou zobrazena v mapě (Obrázek 3). Podrobnosti o době a místě odběru, včetně změřených hodnot, jsou dostupné v přehledových tabulkách v levé části menu, popřípadě u jednotlivých míst proklikem z mapy.



Obrázek 3: Přehled zveřejněných dat o měření hub a lesních plodů v roce 2019 a 2020 (SÚJB, 2020)

2 Materiál a metodika

2.1 Cíle práce

Cílem práce bylo provést vyhodnocení obsahu ^{137}Cs v borůvkách a houbách nasbíraných v Jihočeském kraji v letech 1992 až 2020 a posoudit nebezpečnost jejich konzumace pro zdraví osob na základě porovnání efektivní dávky z ingesce těchto hub a borůvek s limity ozáření obyvatelstva.

Cíl práce se skládá z následujících dílčích úkolů:

1. stanovení hmotnostní aktivity ^{137}Cs v borůvkách, přehled monitorování borůvek na území Jihočeského kraje v letech 1992 až 2020 na základě dostupných dat z databáze SÚJB „MonRaS“;
2. stanovení hmotnostní aktivity ^{137}Cs v houbách, přehled monitorování hub na území Jihočeského kraje v letech 1992 až 2020 na základě dostupných dat z databáze SÚJB „MonRaS“;
3. sledování změn hmotnostní aktivity ^{137}Cs v houbách sbíraných v lokalitě obce Vrábče v Jihočeském kraji v letech 1987 až 2019 na základě dat z archivu pana Ing. Jana Matznera a v houbách z okolí jaderné elektrárny Temelín v letech 2002 až 2020 na základě dat z databáze „MonRaS“;
4. stanovení efektivní dávky způsobené konzumací hub a borůvek sbíraných v Jihočeském kraji.

2.2 Odběry a zpracování vzorků borůvek a hub

Zpracovávaným materiálem byly vzorky borůvek a různých druhů hub. Vzorky byly sbírány v lesích na území Jihočeského kraje. Oblastí zájmu byly především následující lokality: Předhoří Šumavy a Novohradských hor, Šumava, Novohradské hory a Jihočeské pánve. Odběry byly prováděné pracovníky SÚJB nebo SÚRO v Českých Budějovicích v letech 1992 až 2020. Vzorky odebrané pracovníky VÚLHM byly dostupné od roku 2004 do roku 2020.

Sběr vzorků borůvek byl prováděn v období od konce června a v průběhu července, popřípadě srpna, podle jejich dozrání v jednotlivých letech na různých stanovištích. Sběr hub byl prováděn v letních a podzimních měsících a byl závislý na klimatických podmínkách v daném roce.

Vzorky borůvek byly odebírány ručně bez použití pomůcek typu „česáčků“. Borůvky byly ukládány do vhodné nádoby, nejlépe přímo do měřicí Marinelliho nádoby o objemu 500 ml. Vzorky hub byly odebírány v množství kolem půl kg, pokud možno stejného druhu nebo alespoň odděleně houby hřibovité a lupenaté. Vzorky hub byly uloženy do vhodných obalů, např. papírových sáčků. Všechny vzorky byly řádně označeny s uvedením druhu vzorku, času a místa odběru, popřípadě byl pořízen elektronický záznam o odběru pomocí QR-kódu. Pro převoz do měřicí laboratoře byly většinou použity přenosné boxy.

Vzorky hub a borůvek odebrané pracovníky z RC v Českých Budějovicích se předávaly do laboratoře SÚRO v Českých Budějovicích. Vzorek byl v laboratoři zaevidován v laboratorním systému, byl zvážen a případně zpracován. Zpracování vzorků spočívalo v nakrájení hub a převedení do měřicí nádoby, pokud se měření provádělo v nativním stavu. Pokud bylo třeba houby sušit, byly nakrájené vzorky umístěny do sušárny při teplotě 50 °C na 24 hodin. Následně byla zaznamenána hmotnost usušeného vzorku hub a vzorek byl převeden do měřicí nádoby. Vzorky borůvek se většinou neupravovaly, měřily se v nativním stavu, pouze se před měřením zvažily.

Vzorky odebrané VÚLHM byly sušeny, a to jak houby, tak i borůvky, a byly předávány k měření do laboratoře SVÚ Praha, včetně všech potřebných údajů o vzorku.

2.3 Měření vzorků borůvek a hub

Hmotnostní aktivita radionuklidu ^{137}Cs ve vzorcích hub a borůvek se stanovovala s pomocí polovodičové spektrometrie gama. Vzorky v příslušné měřicí nádobě byly umístěny na detektor s vysokým rozlišením vyrobený z čistého germania (HPGe) v ověřené geometrii měření. Změřená spektra byla vyhodnocena programem GENIE. Přímo měřenou veličinou byl počet impulsů v jednotlivých energetických kanálech, vyhodnocovanou veličinou byla hmotnostní aktivita ^{137}Cs a pro kontrolu správnosti měření také ^{40}K . Pro vzorky borůvek a hub byla postačující doba měření 24 hodin pro dosažení potřebných hodnot NDA, stanovených na 0,1 Bq/kg. Výsledky byly zapsány do LabSys. Všechna měření byla prováděna na ověřených nebo kalibrovaných přístrojích.

3 Výsledky a diskuse

Průměrná roční spotřeba hub a lesních plodů v ČR se podle údajů ČSÚ v posledních deseti letech příliš nemění. Spotřeba hub mírně vzrostla v posledních dvou letech a dosáhla 3 kg, spotřeba lesních plodů kolísá kolem 2 kg na osobu a rok (ČSÚ, 2020). Tato spotřeba sice není příliš vysoká, avšak vzhledem k vyššímu obsahu radionuklidu ^{137}Cs v lesních plodech a houbách a jeho velmi nerovnoměrnému rozšíření na území ČR, je třeba jeho obsah pravidelně monitorovat. Na základě informací o obsahu radionuklidu ^{137}Cs je možné posoudit případná zdravotní rizika ze zvýšené konzumace hub a lesních plodů obsahujících tento radionuklid.

Podle údajů z databáze MonRaS bylo na území ČR v období 1992–2020 odebráno a změřeno celkem 1581 vzorků hub a 758 vzorků lesních plodů, z toho 318 (20 %), resp. 207 (27 %) vzorků bylo odebráno na území Jihočeského kraje. Počty odebraných vzorků v jednotlivých letech na území Jihočeského kraje byly, s ohledem k přírodním podmínkám výskytu hub a lesních plodů, značně nerovnoměrné.

3.1 Výsledky monitorování hmotnostní aktivity ^{137}Cs v borůvkách na území Jihočeského kraje v letech 1992 až 2020

Z celkového počtu 207 vzorků lesních plodů tvořily největší podíl borůvky (68 %), naopak nejmenší podíl (2 %) tvořily vzorky směsné (Tabulka 6). Hmotnostní aktivita ^{137}Cs v borůvkách se pohybovala ve velmi širokém rozpětí od 0,24 do 2046 Bq/kg, s geometrickým průměrem 10,8 Bq/kg, resp. aritmetickým průměrem 70,3 Bq/kg. V ostatních lesních plodech byl obsah radionuklidu ^{137}Cs velmi nízký, často se nacházel pod NVA, průměry se většinou pohybovaly pod 1 Bq/kg, vliv místa odběru a období se neprojevil.

Tabulka 6: Hodnoty hmotnostní aktivity (Bq/kg) radionuklidu ^{137}Cs ve vzorcích lesních plodů sbíraných v Jihočeském kraji v letech 1992 až 2020

Druh lesních plodů	n	%	Hmotnostní aktivita (Bq/kg)			
			GP	AP	Min.	Max.
Borůvky	142	68	10,8	70,3	0,24	2046
Bezinky	12	6	0,07	0,08	< 0,02	0,2
Jeřabiny	18	9	0,08	0,13	< 0,02	1,0
Šípky	24	12	0,08	0,40	< 0,03	7,9
Maliny/ostružiny	7	3	0,14	0,17	< 0,05	0,4
Směs lesních plodů	4	2	0,88	1,76	0,14	5,0
Celkem	207	100				

Vysvětlivky: n – počet vzorků, AP – aritmetický průměr, GP – geometrický průměr, Min. – minimální hodnota, Max. – maximální hodnota

Z celkového počtu 142 vzorků borůvek byla nadpoloviční část (59 %) měřena v laboratoři SÚRO České Budějovice. V jednotlivých letech období 1992 až 2020 byl odebrán vždy alespoň jeden vzorek. Výjimku představoval rok 2000, ve kterém se nepodařilo odebrat žádný vzorek borůvek. Naopak v roce 2002 bylo odebráno 6 vzorků (Tabulka 7). Průměrná hmotnostní aktivita ^{137}Cs ve vzorcích borůvek se pohybovala od 1,9 Bq/kg (shodně v letech 2004 a 2009) do 269 Bq/kg (v roce 1994). Nejvyšší změřená hodnota 2046 Bq/kg byla zjištěna v roce 1994, nejnižší 2,3 Bq/kg v roce 2004.

Tabulka 7: Průměrná a maximální hmotnostní aktivita ^{137}Cs (Bq/kg čerstvé hmotnosti) vzorků borůvek měřených SÚRO a odebraných v Jihočeském kraji v jednotlivých letech 1992 až 2020

Rok	n	AP (Bq/kg)	Max. (Bq/kg)	Rok	N	AP (Bq/kg)	Max. (Bq/kg)
1992	1	37	37	2008	3	4,3	6,2
1993	1	42	42	2009	4	1,9	3,2
1994	6	269	2046	2010	4	8,8	27
1995	4	244	1830	2011	4	3,5	5,9
1996	3	158	260	2012	4	5,1	8,8
1999	2	230	259	2013	3	3,3	3,9

2001	1	3,9	3,9	2014	4	7,3	17
2002	6	207	567	2015	3	5,2	10
2003	2	10,5	15	2016	3	3,0	5,0
2004	2	1,9	2,3	2017	3	4,9	12
2005	3	9,0	14	2018	3	3,9	8,5
2006	4	12,2	34	2019	3	4,6	7,4
2007	5	99	290	2020	3	2,2	3,4

Vysvětlivky: SÚRO – Státní ústav radiální ochrany, AP – aritmetický průměr, Max. – maximální hodnota v daném roce, n – počet vzorků v daném roce

Vzorky borůvek odebrané VÚLHM v období 2004 – 2020 a měřené v laboratoři SVÚ Praha představovaly 41 % z celkového analyzovaného počtu 142 vzorků. V roce 2009, 2010 a 2011 byl odebrán pouze jeden vzorek borůvek, zatímco v roce 2004 dokonce sedm vzorků (Tabulka 8). Hodnoty hmotnostní aktivity radionuklidu ^{137}Cs byly uvedeny v Bq/kg sušiny a bylo třeba je pro porovnání přepočítat na čerstvou hmotnost borůvek. Pokud nebyl znám přesný usychací poměr (podíl čerstvé a suché hmotnosti) pro určitý vzorek, byly pro borůvky použity průměrné hodnoty usychacího poměru 7:1 (IAEA, 2010; Červinková, 2017). Obsah ^{137}Cs se v průběhu let příliš v čase neměnil a pohyboval se kolem celkové průměrné hodnoty 17 Bq/kg, v roce 2011 byla dokonce zjištěna hodnota pod NVA. Aritmetický průměr se pohyboval v rozmezí od 5,9 Bq/kg v roce 2009 do 34,4 Bq/kg v roce 2020. Nejvyšší změřená hodnota 70,3 Bq/kg byla dosažena v roce 2014.

Tabulka 8: Průměrná a maximální hmotnostní aktivita ^{137}Cs (Bq/kg čerstvé hmotnosti) vzorků borůvek měřených SVÚ a odebraných VÚLHM v Jihočeském kraji v jednotlivých letech 2004 až 2020

Rok	N	AP (Bq/kg)	Max. (Bq/kg)	Rok	n	AP (Bq/kg)	Max. (Bq/kg)
2004	7	17,1	29,3	2013	3	18,0	31,3
2005	4	16,4	36,1	2014	4	22,6	70,3
2006	5	11,0	20,2	2015	4	23,5	52,4
2007	6	17,7	28,8	2016	2	10,4	13,1
2008	6	8,5	29,5	2017	3	23,5	48,4
2009	1	5,9	5,9	2018	4	21,6	30,9

2010	1	19,2	19,2	2019	2	8,9	11,1
2011	1	< 0,1	< 0,1	2020	3	34,4	49,5
2012	2	28,3	49,5	AP za celé období 17 Bq/kg			

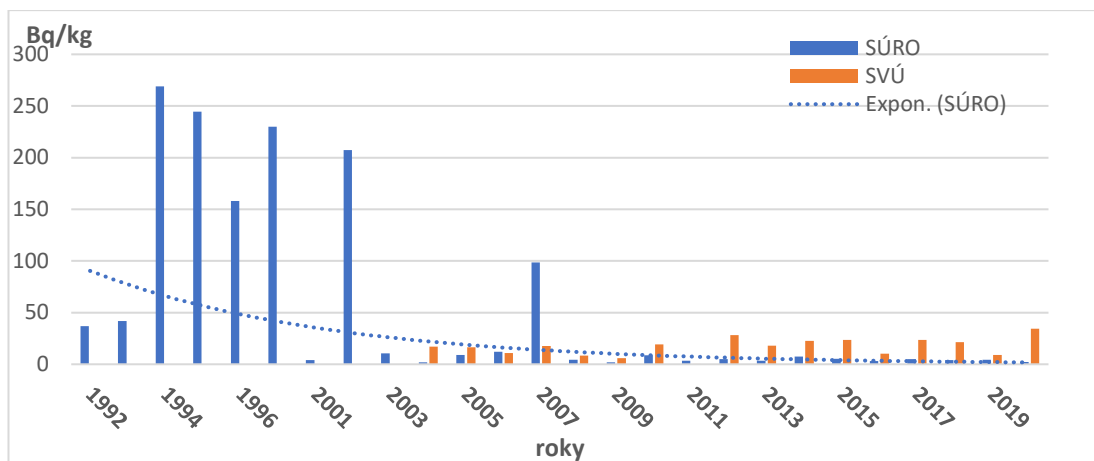
Vysvětlivky: SVÚ – Státní veterinární ústav Praha, VÚLHM – Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, AP – aritmetický průměr, Max. – maximální hodnota v daném roce, n – počet vzorků v daném roce

Vrbová (2017) zjistila v oblasti Šumavy aktivitu ^{137}Cs v borůvkách v rozmezí od 13,6 do 44,6 Bq/kg, což představuje dobrou shodu s výsledky zjištěnými SVÚ a SÚRO ve stejném roce.

K podobným výsledkům dospěla na území Jeseníků Červinková (2012) s naměřenou hmotnostní aktivitou ^{137}Cs v borůvkách v rozmezí od 15,6 do 86,5 Bq/kg, s aritmetickým průměrem 53,8 Bq/kg. Pro šípky byla zjištěna maximální hodnota obsahu ^{137}Cs 1,5 Bq/kg, s průměrem 0,22 Bq/kg. Ostatní lesní plody většinou vykazovaly hodnoty pod NVA (Červinková, 2012).

Calabrese et al. (2018) stanovovali v roce 2013 hmotnostní aktivitu ^{137}Cs u borůvek importovaných z Ukrajiny do Itálie. Naměřené hodnoty se pohybovaly v rozmezí od 5 do 350 Bq/kg. V této studii rovněž prováděli analýzu výrobků z borůvek v italské obchodní síti v letech 2015–2017. Obsah ^{137}Cs byl v rozmezí od 3 do 225 Bq/kg v přepočtu na čerstvé plody borůvek. Lze předpokládat, že zjištěné vyšší hodnoty jsou způsobeny původem borůvek z Ukrajiny, kde byl černobylský spad vyšší než na území ČR (Kenigsberg et al., 1996; Smith et al., 2005).

Obsah ^{137}Cs v borůvkách měl ve sledovaném období 1994 – 2020 klesající tendenci (Graf 3). Je pravděpodobné, že tento pokles je způsoben přirozeným fyzikálním rozpadem radionuklidu ^{137}Cs v životním prostředí. Podobný pokles aktivity ^{137}Cs popisují rovněž Tecl et al. (2004) nebo Kaňková (2007).



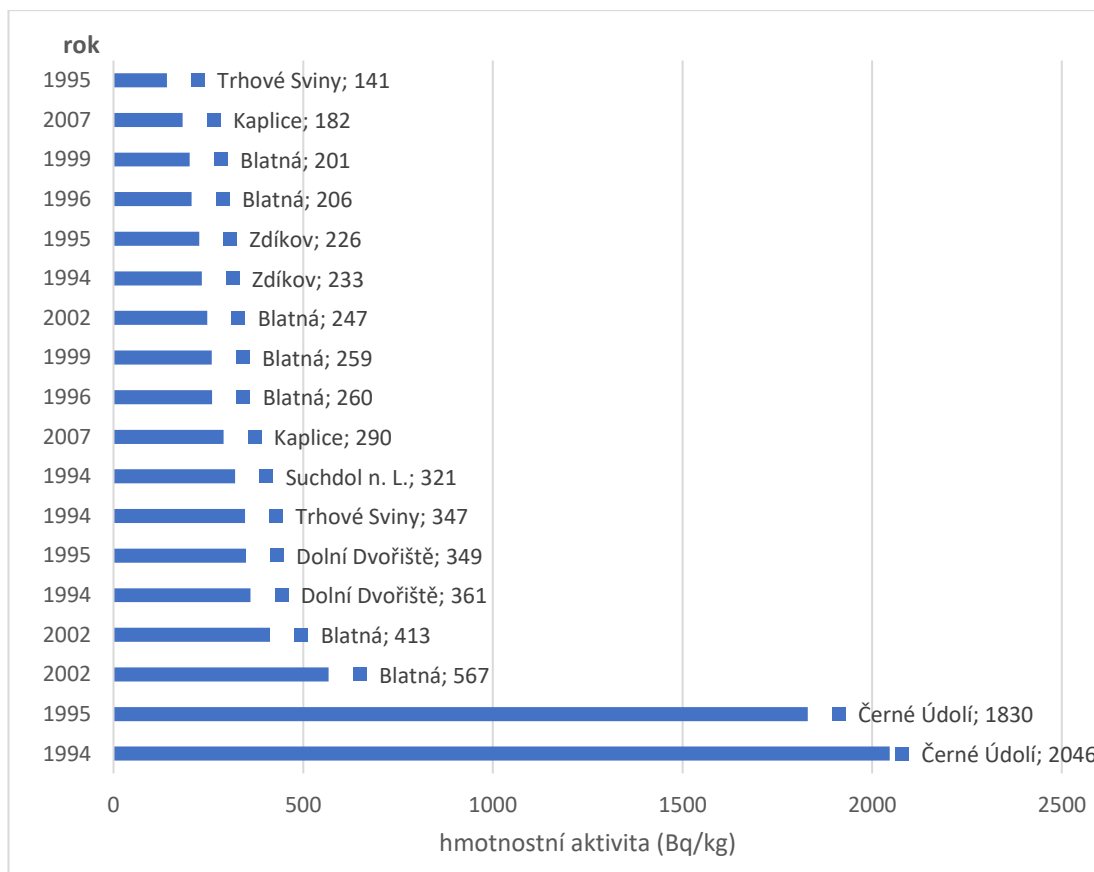
Graf 3: Pokles průměrné hmotnostní aktivity ^{137}Cs (Bq/kg) v borůvkách odebraných v Jihočeském kraji v letech 1992 až 2020

Od roku 1994 byl pokles průměrných ročních hodnot hmotnostní aktivity ^{137}Cs v borůvkách průkazný, až na určité výkyvy, které ale mohou být způsobeny různými místy odběru s různou aktivitou ^{137}Cs v půdě.

Průzkum půd provedený v roce 1995 prokázal, že k oblastem, které byly nejvíce kontaminovány černobylským spadem, patří jižní Čechy a severní Morava (Pilátová et al., 2011a). Hodnoty obsahu ^{137}Cs v půdě dosahovaly 545 Bq/kg (geometrický průměr – GP) a 718 Bq/kg (aritmetický průměr – AP). Pro srovnání v celé ČR byl GP 336, resp. AP 441 Bq/kg. Opakovaný průzkum v roce 2005 potvrdil původní vyšší kontaminaci uvedených oblastí (Pilátová et al., 2011b).

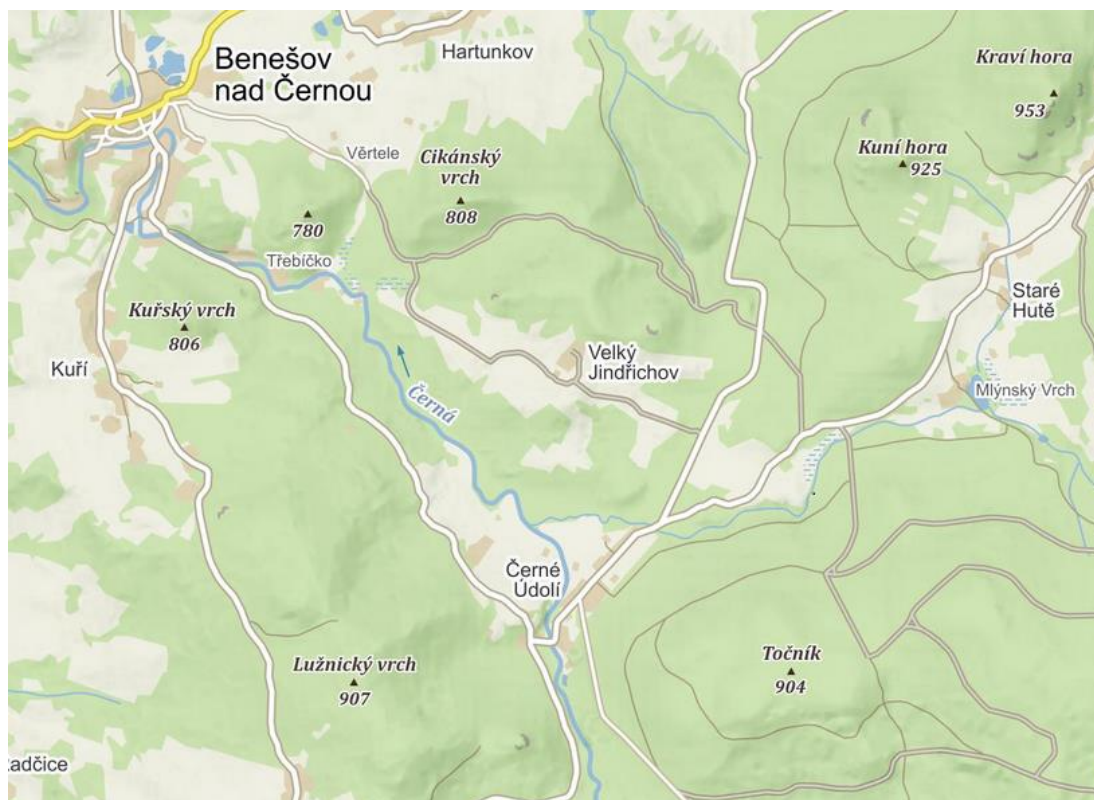
Červinková (2012) vyhodnocovala aktivitu ^{137}Cs v borůvkách a v půdě pod borůvkám a našla korelaci (0,92) mezi těmito hodnotami pro oblast Jeseníků.

Ve sledovaném období 1992 – 2020 byla u 18 vzorků borůvek (13 %) zjištěna hmotnostní aktivita ^{137}Cs přesahující hodnotu 100 Bq/kg (Graf 4). Maximální hodnoty 2046 a 1830 Bq/kg byly zjištěny v letech 1994 a 1995 v borůvkách pocházejících z Novohradských hor, místo odběru Černé údolí (Obrázek 4). Obě uvedené hodnoty několikanásobně přesáhly nejvyšší povolenou úroveň kontaminace potravin 600 Bq/kg přijatou po havárii v Černobylu (Nařízení rady (ES) č. 616/2000).



Graf 4: Hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs v borůvkách odebraných v Jihočeském kraji v období 1992 až 2020, které překročily 100 Bq/kg

Místo odběru se dříve určovalo podle nejbližší obce nebo katastrálního území, pouze v posledních letech se používá přesnější zaměření geografických souřadnic. Odběrová místa se stejným názvem obce mohou být ve skutečnosti i ve vzdálenosti několika km a změřené hodnoty obsahu ^{137}Cs mohou být rozdílné. Nerovnoměrnost černobylského spadu ^{137}Cs , kdy i v nevelké vzdálenosti se obsah ^{137}Cs v půdě může značně lišit, potvrzuje Pilátová et al. (2011a).



Obrázek 4: Černé údolí v Novohradských horách

3.2 Výsledky monitorování hmotnostní aktivity ^{137}Cs v houbách na území Jihočeského kraje v letech 1992 až 2020

Z celkového počtu 318 vzorků lesních hub nasbíraných na území Jihočeského kraje tvořily největší podíl houby hříbovité a lupenaté (40 %, resp. 20 %) (Tabulka 9). Nespecifikované houby (33 %) byly zastoupeny houbami hříbovitými a lupenatými v poměru 2 : 1. Hmotnostní aktivity ^{137}Cs ve vzorcích hub se pohybovaly ve velmi širokém rozpětí od hodnot pod NVA do 4040 Bq/kg u lupenatých hub, od 0,18 do 6430 Bq/kg u hříbovitých hub.

Tabulka 9: Hodnoty hmotnostní aktivity (Bq/kg) radionuklidu ^{137}Cs ve vzorcích hub na území Jihočeského kraje v letech 1992 až 2020

Druh hub	n	%	Hmotnostní aktivita (Bq/kg)			
			GP	AP	Min.	Max.
Hřibovité	131	40	55,8	402	0,18	6430
Lupenaté	63	20	10,1	503	< 0,28	4040
Nespecifikované	105	33	36,0	137	2,10	1113
Směs	15	5	4,5	11,8	0,42	59,3
Jiné	4	2	62,4	579	< 0,04	943
Celkem	318	100				

Vysvětlivky: AP – aritmetický průměr; GP – geometrický průměr; n – počet vzorků; Min. – minimální hodnota; Max. – maximální hodnota

Houby hřibovité obsahovaly více radionuklidu ^{137}Cs než houby lupenaté. Průměrné hodnoty (GP) hmotnostní aktivity ^{137}Cs ve vzorcích hřibovitých hub byly až 5 x vyšší ve srovnání se vzorky lupenatých hub. Také nejvyšší změřené hodnoty dosahovaly vyšších hodnot u hub hřibovitých.

Škrkal et al. (2013) také zjistili vyšší obsah ^{137}Cs v hřibovitých houbách než v lupenatých. Geometrický průměr hmotnostní aktivity ^{137}Cs pro hřibovité houby byl více než 10 x vyšší než pro lupenaté houby. Ve sledovaném období 2004 až 2011 pro vzorky z území celé ČR byly zjištěny hodnoty pro hřibovité houby 46,5 Bq/kg, resp. 4 Bq/kg pro lupenaté (Škrkal et al., 2012a; 2012b).

Z celkového počtu 318 vzorků hub bylo 213 (67 %) měřeno v laboratoři SÚRO České Budějovice. Zatímco v letech 1992 a 1993 byl ročně odebrán pouze jeden vzorek hub, nejvyšší počet 24 vzorků byl odebrán v roce 2005 (Tabulka 10). Průměrná hmotnostní aktivita ^{137}Cs ve vzorcích hub se pohybovala v rozmezí od 3,9 Bq/kg v roce 2015 do 2927 Bq/kg v roce 1994. Nejvyšší změřená hodnota 6430 Bq/kg byla zjištěna v roce 1994.

Tabulka 10: Průměrná a maximální hmotnostní aktivita ¹³⁷Cs (Bq/kg čerstvé hmotnosti) vzorků hub měřených SÚRO a odebraných v Jihočeském kraji v jednotlivých letech 1992 až 2020

Rok	n	AP (Bq/kg)	Max. (Bq/kg)	Rok	n	AP (Bq/kg)	Max. (Bq/kg)
1992	1	895	895	2007	19	269	950
1993	1	246	246	2008	5	25	87
1994	10	2927	6430	2009	7	4,3	15
1995	9	1674	3860	2010	11	48	155
1996	2	86	165	2011	6	24	74
1997	4	791	2700	2012	7	56	134
1998	3	93	194	2013	3	59	84
1999	2	521	1024	2014	10	78	232
2000	9	41	148	2015	2	3,9	8
2001	4	72	220	2016	5	27	87
2002	8	93	223	2017	10	12	34
2003	4	443	1768	2018	15	19	59
2004	4	484	1610	2019	9	33	100
2005	24	487	2063	2020	14	16	55
2006	9	163	1284				

Vysvětlivky: SÚRO – Státní ústav radiální ochrany, AP – aritmetický průměr, Max. – maximální hodnota v daném roce, n – počet vzorků v daném roce

Vzorky odebrané VÚLHM v období 2004 – 2020 a měřené v laboratoři SVÚ Praha tvořily 33 % z celkového počtu 318 vzorků hub. Nejmenší počet vzorků (3 vzorky) byl odebrán v roce 2008, naopak nejvíce vzorků (13 vzorků) bylo odebráno v průběhu roku 2010 (Tabulka 11). Ve sledovaném období se průměrné hodnoty pohybovaly od 37 do 350 Bq/kg, s celkovou průměrnou hodnotou 137 Bq/kg. Nejvyšší změřená hodnota 1669 Bq/kg byla zjištěna v roce 2016.

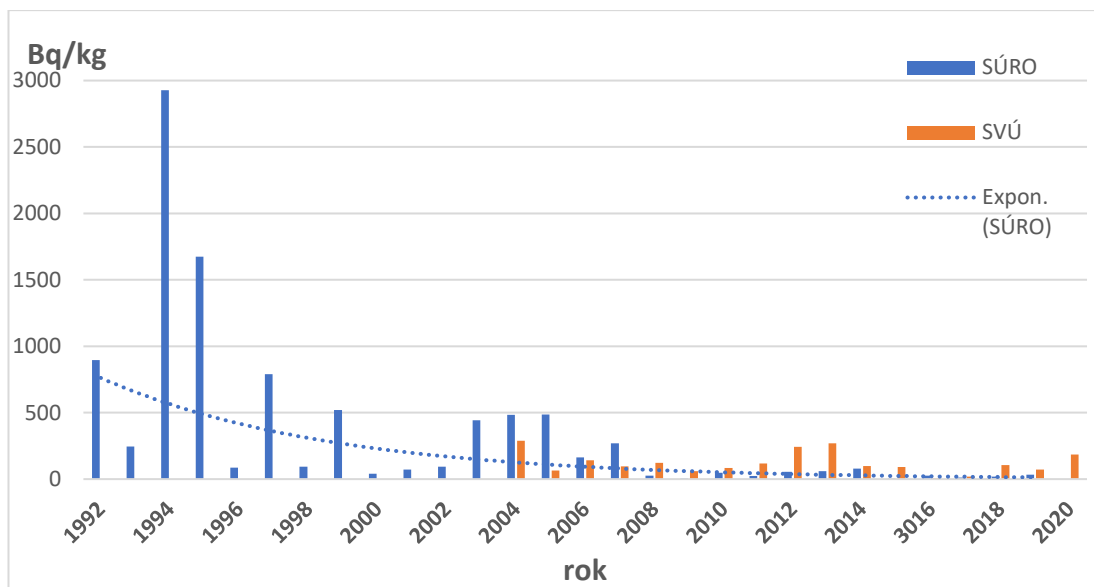
Výsledky byly uvedeny v Bq/kg sušiny a bylo nutné dopočítat hodnoty hmotnostní aktivity ¹³⁷Cs na čerstvou hmotnost vzorku hub. Pokud nebyl znám přesný usychací poměr pro určitý vzorek hub, byly použity průměrné hodnoty usychacího poměru 10:1 (IAEA, 2010; Škrkal et al., 2013).

Tabulka 11: Průměrná a maximální hmotnostní aktivita ^{137}Cs (Bq/kg čerstvé hmotnosti) vzorků hub měřených SVÚ a odebraných VÚLHM v Jihočeském kraji v jednotlivých letech 2004 až 2020

Rok	N	AP (Bq/kg)	Max. (Bq/kg)	Rok	n	AP (Bq/kg)	Max. (Bq/kg)
2004	8	288	585	2013	4	134	234
2005	8	65	179	2014	3	59	138
2006	6	141	322	2015	5	228	888
2007	7	97	348	2016	5	350	1669
2008	3	123	279	2017	5	54	211
2009	5	60	89	2018	5	37	79
2010	13	84	457	2019	6	166	858
2011	8	117	264	2020	5	91	188
2012	5	244	985	AP za celé období 137 Bq/kg			

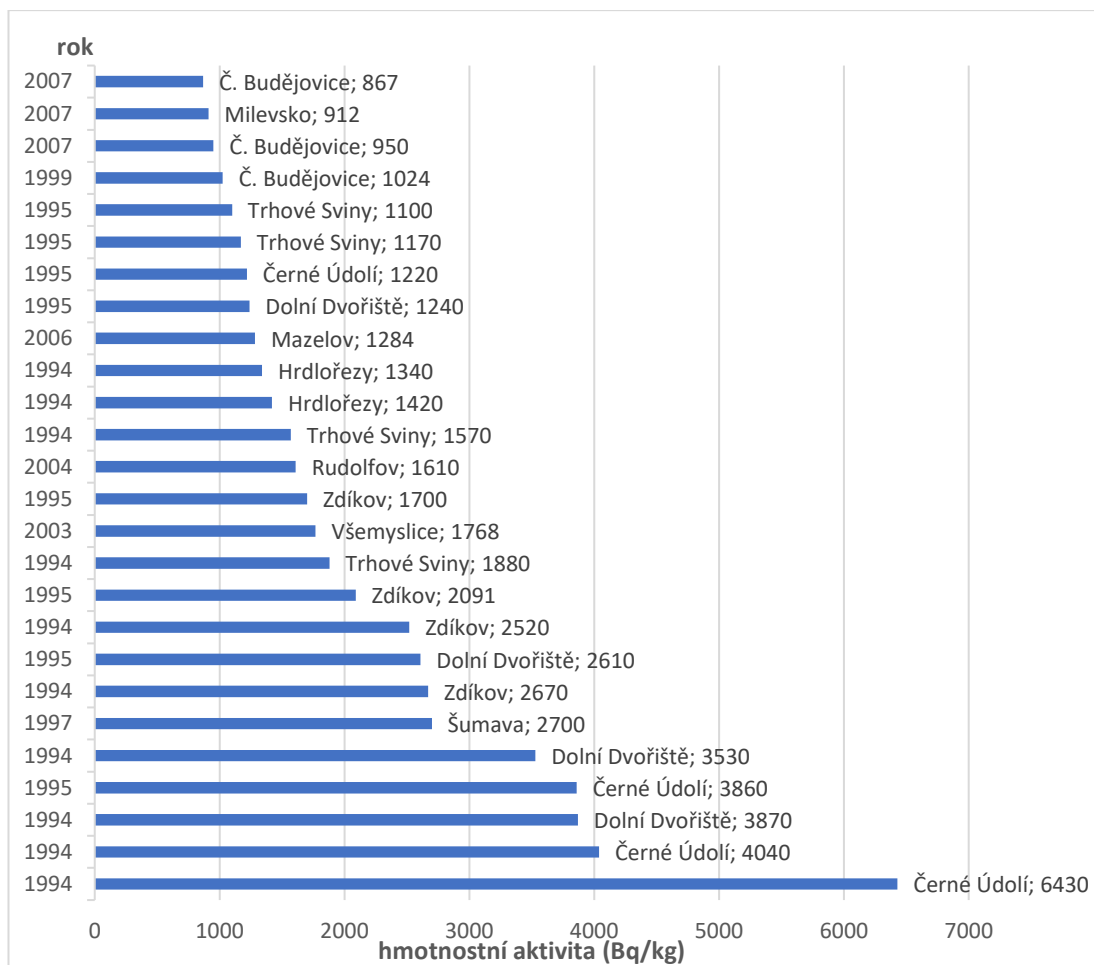
Vysvětlivky: SVÚ – Státní veterinární ústav Praha, VÚLHM – Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, AP – aritmetický průměr, Max. – maximální hodnota v daném roce, n – počet vzorků v daném roce

Pokles průměrných ročních hodnot hmotnostní aktivity ^{137}Cs v houbách byl od roku 1994 průkazný (Graf 5) a byl pravděpodobně způsoben přirozeným fyzikálním rozpadem ^{137}Cs . Podobný pokles obsahu ^{137}Cs v houbách uvádějí Škrkal et al. (2012a, 2012b, 2013).



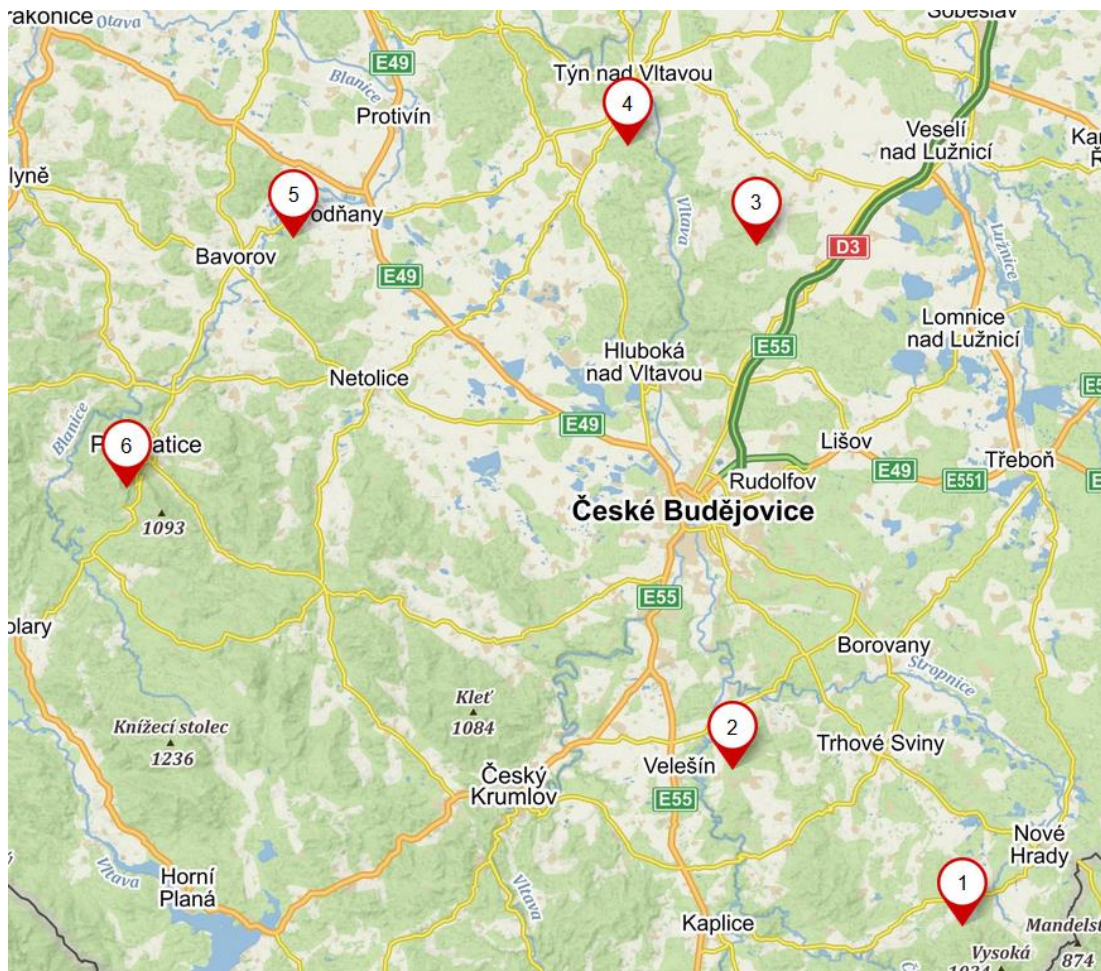
Graf 5: Pokles průměrné hmotnostní aktivity ^{137}Cs v houbách odebraných v Jihočeském kraji v letech 1992 až 2020

Ve sledovaném období 1992 – 2020 byla u 26 vzorků hub (8 %) zjištěna hmotnostní aktivita přesahující hodnotu 600 Bq/kg (Graf 6). Tato hodnota je nejvyšší přípustnou hodnotou pro potraviny po černobylské havárii stanovená Nařízením rady (ES) č. 616/2000. Dvě nejvyšší hodnoty hmotnostní aktivity (4040 a 6430 Bq/kg) byly zjištěny v roce 1994 ve vzorcích hub pocházejících z Novohradských hor, z odběrového místa Černé Údolí. Ve stejném místě byla v roce 1994 zjištěna nejvyšší změřená hodnota 2046 Bq/kg také ve vzorku borůvek.



Graf 6: Změřené hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs (Bq/kg) v houbách odebraných v Jihočeském kraji v letech 1992 až 2020, které překročily nejvyšší přípustnou hodnotu kontaminace potravin (600 Bq/kg)

Odděleně byly posouzeny výsledky měření hub za rok 2020, které provedli pracovníci SÚRO České Budějovice v šesti lokalitách (Obrázek 5).



Obrázek 5: Odběrová místa hub v roce 2020 (odběry SÚRO České Budějovice); 1 – Konratice, 2 – Ločenice, 3 – Drahotěšice, 4 – okolí JE Temelín, 5 – Vodňany, 6 – Libínské Sedlo

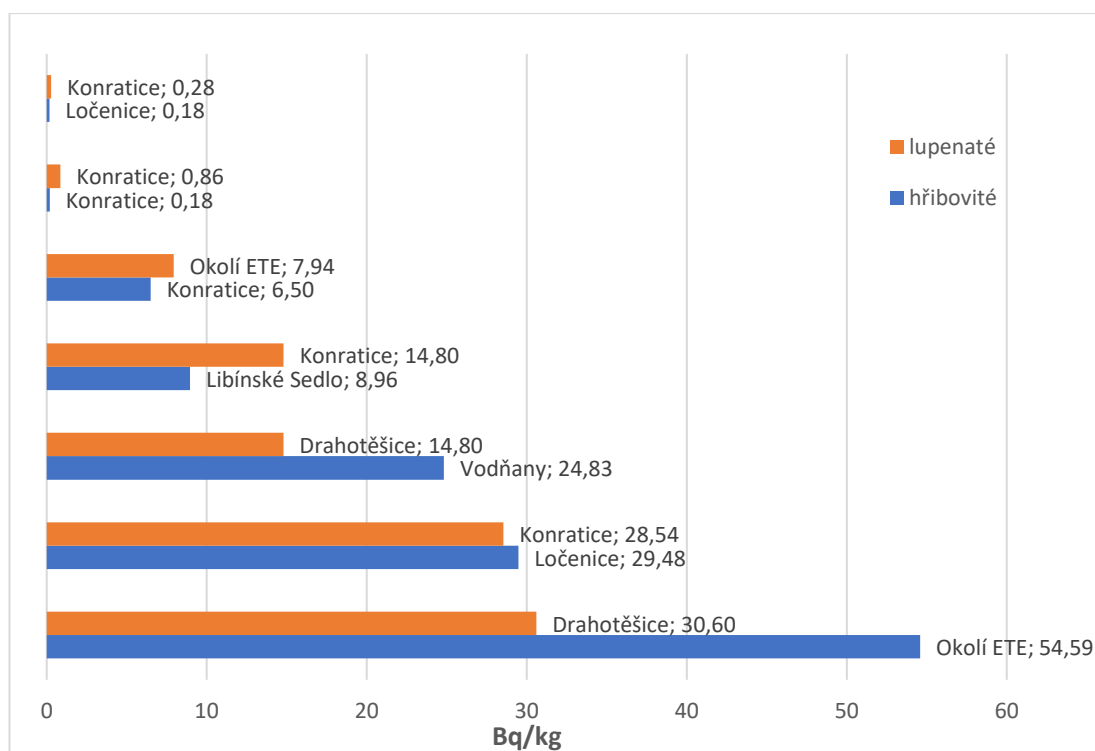
V těchto 6 lokalitách bylo odebráno celkem 14 vzorků hub – 7 vzorků houby hříbovité a 7 vzorků houby lupenaté (Tabulka 12). Hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs hříbovitých hub byly zjištěny v rozmezí od 0,18 do 54,6 Bq/kg, lupenatých hub od 0,28 do 30,6 Bq/kg.

Tabulka 12: Hodnoty hmotnostní aktivity (Bq/kg) radionuklidu ^{137}Cs ve vzorcích hub

Druh hub	n	Hmotnostní aktivity (Bq/kg)			
		GP	AP	Min.	Max.
Hříbovité	7	4,98	17,82	0,18	54,6
Lupenaté	7	6,23	13,97	< 0,28	30,6

Vysvětlivky: AP – aritmetický průměr, GP – geometrický průměr, n – počet vzorků, SÚRO – Státní ústav radiální ochrany, Min. – minimální hodnota, Max. – maximální hodnota

Nejvyšší naměřená hodnota hmotnostní aktivity ^{137}Cs u hřibovitých hub (54,6 Bq/kg) byla zjištěna v okolí JE Temelín, u lupenatých hub (30,6 Bq/kg) v Drahotěšicích (Graf 7). Nejnižší hodnoty 0,18 Bq/kg, resp. 0,28 Bq/kg byly zjištěny v Ločenicích pro hřibovité houby, resp. v Konraticích pro lupenaté houby. Lze předpokládat, že jednotlivé druhy lupenatých hub v Konraticích byly odebrány ve značně vzdálených místech, a proto vykazovaly hodnoty od 0,28 do 28,5 Bq/kg. Podobné hodnoty v rozsahu od 0,18 do 29,5 Bq/kg byly zjištěny u hub hřibovitých odebraných v Ločenicích.



Graf 7: Výsledky měření hmotnostní aktivity ^{137}Cs (Bq/kg) ve vzorcích hřibovitých a lupenatých hub odebraných v roce 2020 v uvedených lokalitách Jihočeského kraje

3.3 Změny hmotnostní aktivity ^{137}Cs v houbách sbíraných v lokalitě obce Vrábče v letech 1987 až 2019 a v okolí JE Temelín v letech 2002 až 2020

Z předcházejících kapitol je zřejmé, že hmotnostní aktivita ^{137}Cs v houbách je velmi variabilní, je závislá na druhu hub, na místě odběru i na čase, který uplynul od kontaminace životního prostředí černobylským spadem. Škrkal et al. (2012a, 2012b, 2013) zjistili až 10 x vyšší hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs pro houby hřibovité ve

srovnání s houbami lupenatými. Dvořák et al. (2006) sledovali variabilitu obsahu ^{137}Cs v houbách v ČR a na Slovensku a jako hlavní příčinu rozdílů uvedli biologické vlastnosti různých druhů hub a jejich schopnost akumulovat ^{137}Cs . Čadová (2015) zjistila 8 x vyšší aktivitu ^{137}Cs v hřibovitých houbách (533 Bq/kg - hřib smrkový) oproti houbám lupenatým (67 Bq/kg - holubinka) odebraných na Šumavě v lokalitě Churáňov.

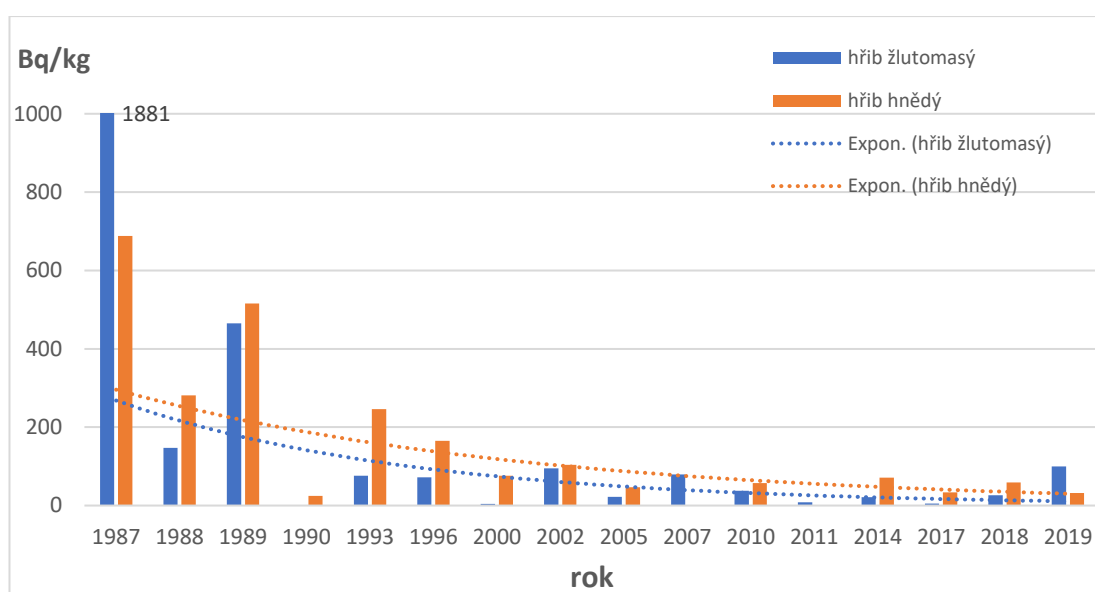
Z uvedeného vyplývá, že časovou závislost hmotnostní aktivity ^{137}Cs je proto vhodné posuzovat pro vzorky odebrané z jednoho místa a pokud možno stejného druhu hub. Takový soubor dat byl poskytnut panem ing. Janem Matznerem za oblast Vrábče pro hřib žlutomasý a hřib hnědý sbírané v letech 1987 – 2019 (Tabulka 13).

Tabulka 13: Hmotnostní aktivity ^{137}Cs (Bq/kg) ve vzorcích hřibu hnědého a žlutomasého odebíraných v lokalitě Vrábče v letech 1987 až 2019

Rok	Hmotnostní aktivity (Bq/kg)	
	Hřib hnědý	Hřib žlutomasý
1987	688	1881
1988	281	147
1989	516	465
1990	25	NA
1993	246	76
1996	165	72
2000	76	4
2002	104	95
2005	47	22
2007	NA	79
2010	57	38
2011	NA	8
2014	71	21
2017	34	5
2018	59	26
2019	32	100
GP	50,8	99,8
AP	202,6	171,5

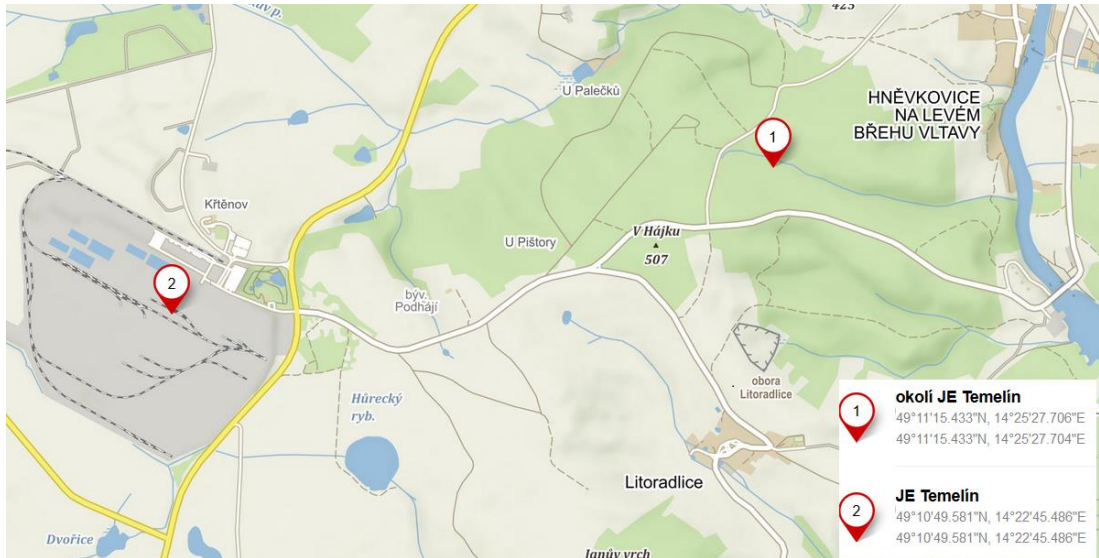
Vysvětlivky: AP – aritmetický průměr, GP – geometrický průměr, NA – nebylo analyzováno

Pro oba druhy hub je patrný pokles aktivity v čase (Graf 8). Nejvyšší naměřená hodnota (1881 Bq/kg) byla naměřena pro hřib žlutomasý v roce 1987. Hodnoty pro hřib žlutomasý se pohybovaly od 4 Bq/kg (v roce 2000) do 1881 Bq/kg (v roce 1987), s celkovou průměrnou hodnotou za sledované období 100 Bq/kg. Hodnoty pro hřib hnědý se pohybovaly od 25 Bq/kg (v roce 1990) do 688 Bq/kg (v roce 1987), s celkovou průměrnou hodnotou za sledované období 51 Bq/kg. Nejvyšší přípustná hodnota pro potraviny 600 Bq/kg byla ve vzorcích hub překročena pouze v roce 1987.



Graf 8: Pokles průměrné hmotnostní aktivity ^{137}Cs (Bq/kg) ve vzorcích hřibu hnědého a žlutomasého odebraných v lokalitě Vrábče v letech 1987 až 2019

Další soubor dat odběru vzorků hub z jedné lokality byl vyfiltrován z databáze MonRaS. Od roku 2002 do roku 2020 byly pracovníky SÚRO v Českých Budějovicích odebírány vzorky hub v okolí JE Temelín (Obrázek 6). Jedná se o lesní masív na východ od JE Temelín, poblíž Hněvkovické přehradní nádrže na levém břehu řeky Vltavy. Toto místo odběru bylo vybráno také proto, aby bylo možné posoudit vliv provozu JE Temelín na blízké životní prostředí.



Obrázek 6: Odběrové místo v okolí jaderné elektrárny Temelín

Z celkového počtu 42 odebraných vzorků hub bylo 45 % hřibovitých, 41 % lupenatých a 14 % směsných. Každoročně byl odebrán alespoň jeden vzorek hub. Nejvyšší hodnota obsahu ^{137}Cs 95 Bq/kg v hřibovitých, resp. 37,8 Bq/kg v lupenatých, houbách byla v této lokalitě zjištěna v roce 2002 (Tabulka 14). Hodnoty průměrné hmotnostní aktivity ^{137}Cs 46,8 Bq/kg pro hřibovité houby, resp. 4,3 Bq/kg pro lupenaté, byly nižší než hodnoty zjištěné pro celé území Jihočeského kraje (55,8 Bq/kg pro hřibovité, resp. 10,1 Bq/kg pro lupenaté houby).

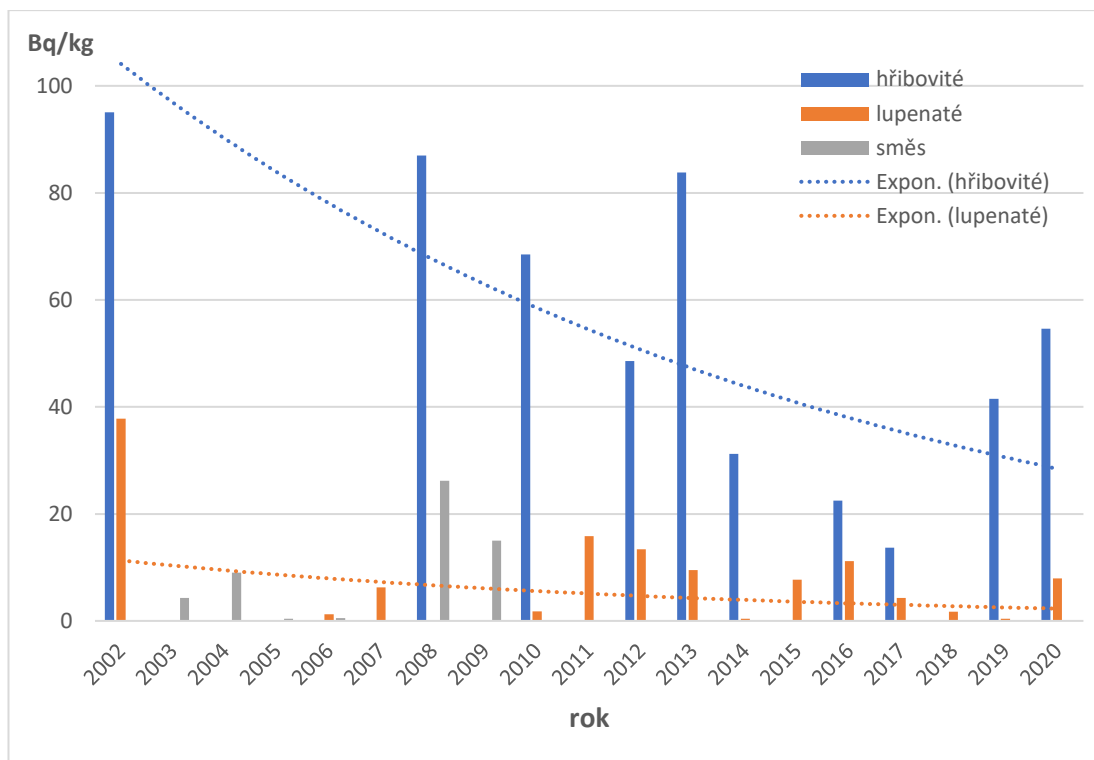
Škrkal et al. (2012a, 2012b) stanovili geometrický průměr hmotnostní aktivity ^{137}Cs pro hřibovité houby za období 2004 – 2011 pro celou ČR na hodnotu 46,5 Bq/kg, pro lupenaté houby na hodnotu 4 Bq/kg. Tyto hodnoty jsou téměř stejné, jako hodnoty zjištěné ve vzorcích hub v okolí JE Temelín v období 2002 – 2020.

Tabulka 14: Hmotnostní aktivita ^{137}Cs (Bq/kg) ve vzorcích hub odebíraných v lokalitě okolí JE Temelín v letech 2002 až 2020

Rok	Hmotnostní aktivita (Bq/kg)		
	Hřibovité	Lupenaté	Směs
2002	95,0	37,8	NA
2003	NA	NA	4,3
2004	NA	NA	9,0
2005	NA	NA	0,4
2006	NA	1,3	0,5
2007	NA	6,3	NA
2008	87,0	NA	26,2
2009	NA	NA	15,0
2010	68,5	1,8	NA
2011	NA	15,8	NA
2012	48,5	13,4	NA
2013	83,8	9,5	NA
2014	31,2	0,4	NA
2015	NA	7,7	NA
2016	22,5	11,2	NA
2017	13,7	4,3	NA
2018	NA	1,7	NA
2019	41,5	0,4	NA
2020	54,6	7,9	NA
AP	54,6	8,5	9,2
GP	46,8	4,3	3,9

Vysvětlivky: AP – aritmetický průměr, GP – geometrický průměr; NA – vzorek nebyl odebrán

Zjištěná průměrná hmotnostní aktivita ^{137}Cs s časem klesá (Graf 9) podobně jako v dalších lokalitách odběru a zároveň potvrzuje, že JE Temelín nepřispívá ke zvýšení obsahu ^{137}Cs v životním prostředí ve svém nejbližším okolí (SÚJB, 2020b).



Graf 9: Pokles průměrné hmotnostní aktivity ^{137}Cs (Bq/kg) ve vzorcích hub v lokalitě okolí JE Temelín v letech 2002 až 2020

3.4 Stanovení efektivní dávky způsobené konzumací hub a borůvek sbíraných v Jihočeském kraji

Efektivní dávka způsobená konzumací potravin obsahujících radionuklid ^{137}Cs se stanoví podle vzorce

$$E_{\text{ing}} = A \times m \times h_{\text{ing}} \text{ [Sv/rok]}$$

Pro výpočet byly použity průměrné (GP a AP) hodnoty A [Bq/kg] hmotnostní aktivity ^{137}Cs uvedené v Tabulce 6 pro borůvky a v Tabulce 9 pro houby hřibovité. Použité maximální hodnoty A [Bq/kg] hmotnostní aktivity ^{137}Cs jsou uvedeny v Tabulce 7 pro borůvky a v Tabulce 10 pro houby za příslušný rok. Pro srovnání byl výpočet doplněn také hodnotami hmotnostních aktivit vzorků odebraných v roce 2020. Průměr je dopočítán jako vážený průměr všech odebraných vzorků v roce 2020, maximální hodnota byla použita ze vzorků odebíraných v přírodních lesních oblastech VÚLHM a měřených SVÚ (z Tabulky 8 pro borůvky a Tabulky 11 pro houby).

Roční spotřeba **m** [kg/rok] hub, resp. borůvek, v nativním stavu 3 kg, resp. 2 kg, byla použita z údajů ČSÚ za rok 2019.

Konverzní faktor **h_{ing}** pro přepočítání příjmu ¹³⁷Cs požitím na efektivní dávku je roven pro dospělé osobu $1,3 \times 10^{-8}$ Sv/Bq.

Výchozí hodnoty použité pro výpočet efektivní dávky a vypočtená roční efektivní dávka z konzumace hub a borůvek jsou uvedeny v následujícím přehledu (Tabulka 15). Vypočtená efektivní dávka z konzumace hub a borůvek byla následně porovnána s obecným limitem efektivní dávky pro obyvatelstvo ČR stanoveným na 1 mSv za rok ve vyhlášce č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje.

Tabulka 15: Výchozí parametry pro výpočet efektivní dávky E_{ing} při spotřebě hub 3 kg/osoba/rok nebo borůvek 2 kg/osoba/rok s uvedenou hodnotou A hmotnostní aktivity ¹³⁷Cs (Bq/kg), vypočtené hodnoty efektivní dávky E_{ing} (μ Sv/rok) a podíl (%) E_{ing} a limitu 1mSv/rok

Období	Použitá A	A (Bq/kg)		E_{ing} (μ Sv/rok)		Podíl (%)	
		H	B	H	B	H	B
1992 – 2020	GP	55,8	10,8	2,2	0,3	0,22	0,03
1992 – 2020	AP	402	70,3	15,7	1,8	1,57	0,18
1994	Max.	6430	2046	251	53,2	25,1	5,32
2020	AP	35,6	18,3	1,4	0,5	0,14	0,05
2020	Max.	188	49,5	7,3	1,3	0,73	0,13

Vysvětlivky: A – hodnota hmotnostní aktivity; GP – geometrický průměr; AP – aritmetický průměr; Max. – maximální hodnota; H – houby; B - borůvky

Efektivní dávka způsobená konzumací hub a borůvek se zjištěnou maximální hodnotou obsahu ¹³⁷Cs byla v roce 2020 rovna 7,3 μ Sv při konzumaci 3 kg hub a 1,3 μ Sv při konzumaci 2 kg borůvek. V součtu efektivní dávka (8,6 μ Sv) v roce 2020 pro houby a borůvky nedosahuje ani 1 % z obecného limitu 1 mSv za rok pro ozáření obyvatelstva (vyhláška č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje). Na základě těchto výpočtů je možné říci, že konzumace hub a borůvek sbíraných v Jihočeském kraji nepředstavuje zdravotní rizika.

Žáčková (2009) při hodnocení radiačního rizika používá pro efektivní dávky nižší než 0,1 mSv (10 % limitu) výraz „zanedbatelné“ riziko; pro hodnoty od 0,1 do 1 mSv

– „minimální“ riziko. Všechny výše vypočtené efektivní dávky je tedy možné označit za zanedbatelné. Výjimkou je pouze hodnota 0,25 mSv vypočtená pro maximální hodnotu 6430 Bq/kg hub v roce 1994. Toto riziko by bylo označeno jako minimální. Je však třeba podotknout, že uvedený výpočet byl proveden konzervativně za předpokladu konzumace celých 3 kg hub s takto vysokou hodnotou hmotnostní aktivity ^{137}Cs .

Červinková et al. (2017a) uvádí hodnoty efektivní dávky pro konzumaci borůvek z Jeseníků 18 μSv při spotřebě 1,7 kg borůvek ročně. V roce 2012 však Červinková (2012) stanovila maximální hodnotu aktivity borůvek na 86,5 Bq/kg, pro tuto hodnotu při uvedené spotřebě by efektivní dávka byla pouze 1,9 μSv , tedy přibližně 10 x nižší.

Vaaramaa et al. (2009) určil roční efektivní dávku pro průměrného spotřebitele v oblasti jižního Finska konzumujícího v průměru 2,2 kg borůvek na hodnotu 4,40 μSv . Naopak na severu Finska, kde byla nižší kontaminace půdy, byla efektivní dávka rovna 0,26 μSv dokonce při vyšší průměrné spotřebě borůvek 3,3 kg.

Závěr

Cílem práce bylo provést vyhodnocení obsahu ^{137}Cs v borůvkách a houbách nasbíraných v Jihočeském kraji v letech 1992 až 2020 a posoudit nebezpečnost jejich konzumace pro zdraví osob na základě porovnání efektivní dávky z ingesce těchto hub a borůvek s limity ozáření obyvatelstva.

Bylo zjištěno:

- hmotnostní aktivita ^{137}Cs v borůvkách se pohybovala v rozpětí od 0,24 do 2046 Bq/kg, maximální hodnota byla dosažena v roce 1994 pro borůvky z Novohradských hor;
- z celkového počtu 142 vzorků borůvek pouze dva vzorky (1,4 %) překročily nejvyšší povolenou hodnotu kontaminace potravin 600 Bq/kg stanovenou po havárii v Černobylu Nařízením rady (ES) č. 616/2000;
- hmotnostní aktivita ^{137}Cs ve vzorcích hřibovitých hub dosahovala hodnot od 0,18 do 6430 Bq/kg, ve vzorcích lupenatých hub od 0,28 do 4040 Bq/kg; maximální hodnoty pro vzorek hřibovitých a lupenatých hub byly zjištěny v roce 1994 a oba vzorky byly odebrány v Novohradských horách;
- z celkového počtu 318 vzorků hub byla u 26 vzorků (8 %) překročena nejvyšší povolená hodnota kontaminace potravin 600 Bq/kg stanovenou po havárii v Černobylu Nařízením rady (ES) č. 616/2000;
- hmotnostní aktivita ^{137}Cs byla vyšší ve vzorcích hřibovitých hub ve srovnání s lupenatými houbami;
- hmotnostní aktivita ^{137}Cs v houbách i v borůvkách klesala v čase;
- efektivní dávka způsobená konzumací 3 kg hub, resp. 2 kg borůvek, s nejvyššími zjištěnými aktivitami v roce 1994 by dosáhla 251 $\mu\text{Sv/rok}$, resp. 53 $\mu\text{Sv/rok}$;
- v roce 2020 byla pro nejvyšší zjištěnou hodnotu hmotnostní aktivity ^{137}Cs v houbách efektivní dávka 7,3 $\mu\text{Sv/rok}$, resp. v borůvkách 1,3 $\mu\text{Sv/rok}$; celkově tedy méně než 1 % limitu pro obyvatelstvo.

Na základě výše uvedeného je možné konstatovat, že konzumace hub a borůvek sbíraných v Jihočeském kraji nepředstavuje nebezpečí pro zdraví osob. Riziko bylo vyhodnoceno jako zanedbatelné. I přes tato příznivá zjištění je nutno i nadále

v podrobném monitorování surovin pocházejících z přírody pokračovat z důvodu zajištění bezpečnosti našeho potravinového řetězce.

Seznam použité literatury

Bugai, D. et al (1996). Risks from radionuclide migration to groundwater in the Chernobyl 30-km zone. *Health physics*, 71 (1): 9-18.

Bugai, D. et al (2012). Radionuclide migration at experimental polygon at Red Forest waste site in Chernobyl zone. Part 1: Characterization of the waste trench, fuel particle transformation processes in soils, biogenic fluxes and effects on biota. *Applied Geochemistry*, 27 (7): 1348–1358.

Bučina, I. et al (1988). Radionuklidy z černobylské havárie v půdě na území ČSSR: jejich původ, depozice a distribuce. In: *Některé výsledky monitorování následků černobylské havárie v ČSSR*. Československá komise pro atomovou energii – Ústřední informační středisko pro jaderný program, Praha, s. 5-23

Čadová M. (2015). Obsah Cs-137 v houbách. České Budějovice, 2015. Bakalářská práce. Jihočeská univerzita, Zdravotně sociální fakulta.

Červinková, A. et al (2017a). Radiocaesium transfer from forest soil to wild edible fruits and radiation dose assessment through their ingestions in Czech Republic. *Journal of Forest Research.*, 22 (2), 91-96.

Červinková, A. (2017b). *Radiocesium v rostlinách brusnice borůvky*. Disertační práce. Mendelova univerzita v Brně, Agronomická fakulta, Ústav molekulární biologie a radiobiologie. Brno

ČSKAE: Československá komise pro atomovou energii (1980). Ochrana obyvatelstva a opatření v národním hospodářství při radiační havárii JEZ, Pomůcka, CO-51-6, ČSKAE, MNO, Praha

ČSKAE: Československá komise pro atomovou energii (1988). Některé výsledky monitorování následků Černobylské havárie v ČSSR, Ústřední informační středisko pro jaderný program, Praha

ČSÚ [Český statistický úřad] (2020). *Spotřeba potravin*. Praha: ČŠÚ, 18 s.

Drábová, D. et al (1988). Výsledky celostátních průzkumů obsahu umělých radionuklidů v mléce po černobylské havárii. In: *Některé výsledky monitorování následků černobylské havárie v ČSSR*. Československá komise pro atomovou energii – Ústřední informační středisko pro jaderný program, Praha, s. 23-33

Drábová, D. et al. (2001). *Patnáct let od havárie Černobyli, důsledky a poučení*. Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost, 2001. 33 s.

Dvořák P., Kunová V., Beňová K. Radiocesium in mushrooms from selected locations in the Czech republic and the Slovak republic. *Radiation and environmental biophysics*, 2006, V. 45, p. 145 – 151.

Euratom: NAŘÍZENÍ RADY (ES) č. 616/2000 ze dne 20. března 2000, kterým se mění nařízení (EHS) č. 737/90 o podmínkách dovozu zemědělských produktů pocházejících ze třetích zemí po havárii jaderné elektrárny v Černobyli. Úř. věst. L 201, 30.7.2008, s. 1-7

Euratom: Směrnice Rady 2013/51/EURATOM ze dne 22. října 2013, kterou se stanoví požadavky na ochranu zdraví obyvatelstva, pokud jde o radioaktivní látky ve vodě určené k lidské spotřebě. Úř. věst. L 296, 7.11.2013a, s. 12-21

Euratom: Směrnice Rady 2013/59/Euratom ze dne 5. prosince 2013, kterou se stanoví základní bezpečnostní standardy ochrany před nebezpečím vystavení ionizujícímu záření a zrušují se směrnice 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 97/43/Euratom a 2003/122/Euratom. Úř. věst. L 13, 17.1.2013b, s. 1-73

Euratom: Nařízení Rady 2016/52/Euratom ze dne 15. ledna 2016, kterým se stanoví nejvyšší přípustné úrovně radioaktivní kontaminace potravin a krmiv po jaderné havárii nebo jiném případě radiační mimořádné situace a zrušují nařízení (Euratom) č. 3954/87 a nařízení Komise (Euratom) č. 944/89 a (Euratom) č. 770/90. Úř. věst. L 13, 20.1.2016, s. 2-11

Fesenko, S. V. et al (2001). ^{137}Cs availability for soil to understory transfer in different types of forest ecosystems. *The Science of the Total Environment*, 269 (1–3): 87–103.

Fesenko, S. V. et al. (2002). Comparative analysis of ^{137}Cs bioavailability in forest ecosystems of different type. *Radioprotection – Colloques*, 37 (C1): 397–402.

Fujiyoshi, R. et al (2011). Tracing depositional consequences of environmental radionuclides (^{137}Cs and ^{210}Pb) in Slovenian forest soils. *Central European Journal of Geosciences*, 3 (3): 291–301.

Hůlka, J. a Malátová, I. (2006). Radiační situace v České republice, přehled hlavních výsledků měření a opatření, seminář SÚJB a Akademie věd ČR "20 let Černobyli", 5. dubna 2006, Praha

IAEA (1991). Mezinárodní projekt ČERNOBYL, Přehledová zpráva, „Rozbor radiačních následků a vyhodnocení ochranných opatření“, Zpráva Mezinárodního poradního výboru, IAEA, 48 s.

IAEA (1996). *One Decade After Chernobyl: Summing up the Consequences of the Accident*, Int. Conference 8-12 April 1996, Rep. 96-02659, IAEA, Vienna

IAEA (2006). *Safety reports series no. 19 – Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment*. Vienna: IAEA, 216 s. ISSN 1020–6450.

IAEA (2010). *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments*. Vienna: IAEA, 194 s.

IAEA (2012) *Fukushima Daiichi status report 28 June 2012*. Vienna: IAEA, INIS–XA–12R0134, 11 s.

ICRP (1984). *Protection of the Public in the Event of Major Radiation Accidents - Principles for Planning*. ICRP Publication 40, Ann. ICRP 14 (2)

Kaňková J. CESIUM 137 V LESNÍM EKOSYSTÉMU. České Budějovice, 2007. Diplomová práce. Jihočeská univerzita, Zdravotně sociální fakulta.

Kenigsberg, J. et al. (1996). The radiological consequences of the Chernobyl accident. Brussel: European commission. s. 271–281 ISBN 92–827–5248–8.

Klener, V. et al (200). *Principy a praxe radiační ochrany*. 1.vyd., AZIN CZ Praha, 619 s., ISBN 80-238-3703-6.

Kliment, V. a Bučina, I. (1988). Kontaminace potravin radioizotopy cesia v ČSSR po černobylské havárii. In: *Některé výsledky monitorování následků černobylské havárie v ČSSR*, Československá komise pro atomovou energii – Ústřední informační středisko pro jaderný program, Praha, s. 34-45.

Korobova, E. (1998). ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr mobility in soil and transfer in soil–plant systems in the Novozybkov district affected by the Chernobyl accident. *Applied Geochemistry*, 13 (7): 803–814.

Kostiainen, E. (2007). ¹³⁷Cs in Finnish wild berries, mushrooms and game meat in 2000–2005. *Boreal Environment Research*, 12 (1): 23–28.

Kovalčík, M. (2014). Value of forest berries and mushrooms picking in Slovakia's forests. *Beskydy*, 7 (1): 39–46.

Kubica, B. et al (2004). Transect survey of artificial ^{137}Cs and natural ^{40}K in moss and bilberry leaf samples from two main valleys from Tatra National park. *Polish Journal of Environmental Studies*, 13 (2): 153–159.

Kunz, E. (1987). *Zpráva o radiační situaci na území ČSSR po havárii jaderné elektrárny Černobyl*. Praha: Institut hygieny a epidemiologie, Centrum hygieny záření, 168 s.

Malátová, I. et al (1988). Ozáření československé populace z vnitřní kontaminace po černobylské havárii. In: *Některé výsledky monitorování následků černobylské havárie v ČSSR*, Československá komise pro atomovou energii – Ústřední informační středisko pro jaderný program, Praha, s. 46-65.

Matisov, G. G. et al (2014). Artificial radionuclides in edible wild mushrooms and berries of the Murmansk Region. *Geography*, 455 (2): 463–468.

Mihalík, J. et al (2014). Fractionation of ^{137}Cs and Pu in natural peatland. *Journal of Environmental Radioactivity*, 134: 14–20.

Pietrzak–Flis, Z. et al (1996). Migration of ^{137}Cs in soils and its transfer to mushrooms and vascular plants in mixed forest. *The Science of the Total Environment*, 186 (3): 243–250.

Pilátová, H. et al (2011a): *Mapy obsahu ^{137}Cs v humusu lesního ekosystému České republiky v roce 1995*. Zpráva SÚRO č. 25/2011. Praha: Státní ústav radiační ochrany, 8 s.

Pilátová, H. et al (2011b). *Mapy obsahu ^{137}Cs v humusu lesního ekosystému České republiky v roce 2005*. Zpráva SÚRO č. 26/2011. Praha: Státní ústav radiační ochrany, 8 s.

Prouza, Z. (2006). *Co přinesl Černobyl v oblasti havarijní připravenosti*, seminář SÚJB a Akademie věd ČR "20 let Černobylu", 5. dubna 2006, Praha

Rafferty, B. et al (2000). Mechanisms of ^{137}Cs migration in coniferous forest soils. *Journal of Environmental Radioactivity*, 48 (2): 131–143.

Ratliff, K. et al (2020). Characterizing cesium sorption in freshwater settings using fluvial sediments and characteristic water chemistries. *Journal of environmental management*, 253: 109-142

Rulík, P. a Helebrant, J. (2011). *Mapa kontaminace půdy České republiky ^{137}Cs po havárii JE Černobyl*. Zpráva SÚRO č. 22/2011. Praha: Státní ústav radiální ochrany, 16 s.

Rulík, O. et al (2011). *^{137}Cs and ^{90}Sr content in foodstuffs in the Czech Republic*. International Conference on Radioecology and Environmental Radioactivity (Extended abstract), 4 s.

Rulík, P. et al (2014). Monitoring radionuclides in the atmosphere over the Czech Republic after the Fukushima nuclear power plant accident. *Radiation Protection Dosimetry*, 163 (2): 226–232.

Shaw, G. et al (2005). Radionuclide migration in forest ecosystems – results of a model validation study. *Journal of Environmental Radioactivity*, 84 (1): 285–296.

Smith J., Beresford N.A., (2005). *Chernobyl - Catastrophe and Consequences*, 1.vyd., Praxis Publishing Ltd, Chicester, UK, 2005, 310s, ISBN 3-540-23866-2

Strebl, F. et al (1995). *Soil–plant transfer factors in forest ecosystems*. Vienna: IAEA (International Atomic Energy Agency), 13 s. ISSN 0253–5270.

Suchara, I. et al (2011). Retrospective determination of ^{137}Cs specific activity distribution in spruce bark and bark aggregated transfer factor in forests on the scale of the Czech Republic ten years after the Chernobyl accident. *The Science of the Total Environment*, 409 (10): 1927–1934.

Sujb.cz (2020). *Monitorování radiální situace* [online] [cit. 6. 12. 2020]. Dostupné z: <https://www.sujb.cz/monitorovani-radiacni-situace>

SÚJB (1996). *10 let od havárie jaderného reaktoru v Černobylu – důsledky a poučení*. Praha, Státní úřad pro jadernou bezpečnost, 80 s.

SÚJB (2016). *INES Mezinárodní stupnice hodnocení závažnosti jaderných a radiálních událostí*. Uživatelská příručka. (Překlad INES: The International Nuclear and Radiological Event Scale User's Manual. IAEA, Vienna. 2008 Edition Non-serial Publications.) Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost, 178 s.

SÚJB (2018). *Národní program monitorování*. Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost, 28 s.

SÚJB (2009a). *Národní akční plán pro regulaci ozáření obyvatel z radonu*. Praha, Státní úřad pro jadernou bezpečnost, 13 s.

SÚJB (2009b). *Zpráva o výsledcích činnosti Státního úřadu pro jadernou bezpečnost a o monitorování radiační situace na území České republiky za rok 2018*, část II. Výroční zpráva SÚJB. Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost, 23 s.

SÚJB (2020a). *Národní radiační havarijní plán*. Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost, 56 s.

SÚJB (2020b). *Zpráva o výsledcích činnosti Státního úřadu pro jadernou bezpečnost a o monitorování radiační situace na území České republiky za rok 2019*, část II. Výroční zpráva SÚJB. Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost, 26 s.

Suro.cz (2020). *Přírodní radioaktivita a problematika radonu* [online] [cit. 20. 11. 2020]. Dostupné z: <https://www.suro.cz/cz/prirodnioz>

SZÚ [Státní zdravotní ústav] (2019). *Zpráva o kvalitě pitné vody v ČR za rok 2018*, Praha: Státní zdravotní ústav

Škrkal, J. et al (2012a). *Mapa kontaminace hřibotvarých hub lesního ekosystému České republiky ¹³⁷Cs v letech 2004–2011*. Zpráva SÚRO č. 24/2012. Praha: Státní ústav radiační ochrany, 10 s.

Škrkal, J. et al (2012b). *Mapa kontaminace lupenatých hub lesního ekosystému České republiky ¹³⁷Cs v letech 2004–2011*. Zpráva SÚRO č. 25/2012. Praha: Státní ústav radiační ochrany, 10 s.

Škrkal, J. et al (2013). Long-term ¹³⁷Cs activity monitoring of mushrooms in forest ecosystems of the Czech Republic. *Radiation Protection Dosimetry*, 157 (4): 579-584.

Škrkal, J. et al (2015). Radiocaesium levels in game in the Czech Republic. *Journal of Environmental Radioactivity*, 139: 18-23.

Škrkal, J. et al (2017). Ingestion intakes of ¹³⁷Cs by the Czech population: Comparison of different approaches. *Journal of Environmental Radioactivity*, 171: 110-116.

Švadlenková, M. et al. (1996). Model calculation of radiocaesium transfer into food products in semi-natural forest ecosystems in the Czech Republic after a nuclear reactor accident and an estimate of the population dose burden. *Environmental Pollution*, 92 (2): 173–184.

Štoll, I. (2010). *Fyzika mikrosvěta*. Praha: Prometheus, 196 s.

Tecl J., Schlesingerová E. (2004). Distribuce ¹³⁷Cs v půdách ČR, Sborník rozšířených

abstraktů XXVI. dny radiační ochrany, Luhačovice, 1.-5.11.2004, 335-338s., ČVUT Praha, 2004, ISBN 8001-03076-8.

Ulmann, V. (2009). *Jaderná a radiační fyzika*. Ostravská univerzita, 289 s. ISBN 978-80-7368-669-7.

UNEP (2016). *Radiation: effects and sources*, United Nations Environment Programme, 2016. ISBN: 978-92-807-3600-7, Překlad: Ionizující záření: účinky a zdroje. Program OSN pro ochranu životního prostředí, 2016, 64 s.

Vyhláška č. 360/2016 Sb., o monitorování radiační situace. Sbírka zákonů č. 143/2016, s. 5642

Vyhláška č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje. Sbírka zákonů č. 172/2016, s. 6618

Zákon č. 263/2016 Sb., atomový zákon. Sbírka zákonů č. 102/2016, s. 3938

Zásady monitorování pro zdraví obyvatelstva při radiační havárii, Usnesení vlády ČSSR č. 62 z 26. 3. 1987, 23 s.

ŽÁČKOVÁ, Helena, 2009-1. Ionizující záření a míra rizika. Rentgen Bulletin, SÚRO, Praha, s. 4-5.

Seznam obrázků

Obrázek 1: Hmotnostní aktivita ^{137}Cs v humusu odebraném v roce 1995 – plošné zobrazení	18
Obrázek 2: Hmotnostní aktivita ^{137}Cs ve všech houbách na území ČR v letech 2004-2012 – plošné zobrazení.....	19
Obrázek 3: Přehled zveřejněných dat o měření hub a lesních plodů v roce 2019 a 2020	26
Obrázek 4: Černé údolí v Novohradských horách	35
Obrázek 5: Odběrová místa hub v roce 2020 (odběry SÚRO České Budějovice)	41
Obrázek 6: Odběrové místo v okolí jaderné elektrárny Temelín.....	45

Seznam tabulek

Tabulka 1: Průměrná roční efektivní dávka (mSv) světové populace ze zevního a vnitřního ozáření od přírodních radionuklidů	13
Tabulka 2: Podíl jednotlivých typů ozáření na roční efektivní dávce průměrného obyvatele ČSSR v roce 1986.....	15
Tabulka 3: Obdržené dávky průměrného obyvatele ČSSR v roce 1986 z inhalace a ingesce radionuklidů	16
Tabulka 4: Přehled naměřených aktivit ^{137}Cs v základních potravinách (v Bq/kg, resp. Bq/l) v roce 2019 na území ČR.....	20
Tabulka 5: Přehled naměřených aktivit ^{137}Cs v houbách, lesních plodech a mase divokých prasat (v Bq/kg) v roce 2019 na území ČR.....	21
Tabulka 6: Hodnoty hmotnostní aktivity (Bq/kg) radionuklidu ^{137}Cs ve vzorcích lesních plodů sbíraných v Jihočeském kraji v letech 1992 až 2020.....	30
Tabulka 7: Průměrná a maximální hmotnostní aktivita ^{137}Cs (Bq/kg čerstvé hmotnosti) vzorků borůvek měřených SÚRO a odebraných v Jihočeském kraji v jednotlivých letech 1992 až 2020.....	30
Tabulka 8: Průměrná a maximální hmotnostní aktivita ^{137}Cs (Bq/kg čerstvé hmotnosti) vzorků borůvek měřených SVÚ a odebraných VÚLHM v Jihočeském kraji v jednotlivých letech 2004 až 2020.....	31
Tabulka 9: Hodnoty hmotnostní aktivity (Bq/kg) radionuklidu ^{137}Cs ve vzorcích hub na území Jihočeského kraje v letech 1992 až 2020.....	36
Tabulka 10: Průměrná a maximální hmotnostní aktivita ^{137}Cs (Bq/kg čerstvé hmotnosti) vzorků hub měřených SÚRO a odebraných v Jihočeském kraji v jednotlivých letech 1992 až 2020.....	37
Tabulka 11: Průměrná a maximální hmotnostní aktivita ^{137}Cs (Bq/kg čerstvé hmotnosti) vzorků hub měřených SVÚ a odebraných VÚLHM v Jihočeském kraji v jednotlivých letech 2004 až 2020.....	38
Tabulka 12: Hodnoty hmotnostní aktivity (Bq/kg) radionuklidu ^{137}Cs ve vzorcích hub	41
Tabulka 13: Hmotnostní aktivita ^{137}Cs (Bq/kg) ve vzorcích hříbu hnědého a žlutomasého odebíraných v lokalitě Vrábče v letech 1987 až 2019	43
Tabulka 14: Hmotnostní aktivita ^{137}Cs (Bq/kg) ve vzorcích hub odebíraných v lokalitě okolí JE Temelín v letech 2002 až 2020	46

Tabulka 15: Výchozí parametry pro výpočet efektivní dávky E_{ing} při spotřebě hub 3 kg/osoba/rok nebo borůvek 2 kg/osoba/rok s uvedenou hodnotou A hmotnostní aktivity ^{137}Cs (Bq/kg), vypočtené hodnoty efektivní dávky E_{ing} ($\mu\text{Sv}/\text{rok}$) a podíl (%) E_{ing} a limitu 1mSv/rok 48

Seznam grafů

Graf 1: Podíly odebíraných vzorků z celkového počtu (n = 906) v roce 2019 na území ČR	23
Graf 2: Podíly odebíraných vzorků z celkového počtu (n = 109) v roce 2019 v okolí jaderných elektráren	24
Graf 3: Pokles průměrné hmotnostní aktivity ^{137}Cs (Bq/kg) v borůvkách odebraných v Jihočeském kraji v letech 1992 až 2020.....	33
Graf 4: Hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs v borůvkách odebraných v Jihočeském kraji v období 1992 až 2020, které překročily 100 Bq/kg	34
Graf 5: Pokles průměrné hmotnostní aktivity ^{137}Cs v houbách odebraných v Jihočeském kraji v letech 1992 až 2020.....	39
Graf 6: Změřené hodnoty hmotnostní aktivity ^{137}Cs (Bq/kg) v houbách odebraných v Jihočeském kraji v letech 1992 až 2020, které překročily nejvyšší přípustnou hodnotu kontaminace potravin (600 Bq/kg).....	40
Graf 7: Výsledky měření hmotnostní aktivity ^{137}Cs (Bq/kg) ve vzorcích hřibovitých a lupenatých hub odebraných v roce 2020 v uvedených lokalitách Jihočeského kraje	42
Graf 8: Pokles průměrné hmotnostní aktivity ^{137}Cs (Bq/kg) ve vzorcích hříbu hnědého a žlutomasého odebraných v lokalitě Vrábče v letech 1987 až 2019.....	44
Graf 9: Pokles průměrné hmotnostní aktivity ^{137}Cs (Bq/kg) ve vzorcích hub v lokalitě okolí JE Temelín v letech 2002 až 2020	47

Seznam použitých zkratek

ČR – Česká republika

ČSSR – Československá socialistická republika

ČSÚ – Český statistický úřad

IAEA – Mezinárodní agentura pro atomovou energii

INES – Mezinárodní stupnice hodnocení závažnosti jaderných událostí

LabSys – Laboratorní systém

MonRaS – Monitorování radiační situace

NDA – nejmenší detekovatelná aktivita

NPM – Národní plán monitorování

NVA – nejnižší významná aktivita

SÚJB – Státní úřad pro jadernou bezpečnost

SÚRO – Státní ústav radiační ochrany

SVÚ – Státní veterinární ústav

SZPI – Státní zemědělská a potravinářská inspekce

ÚKZÚZ – Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský

UNEP – Program OSN pro životní prostředí

VÚLHM – Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti

ZHP – Zóna havarijního plánování
