

Друштво за заштиту од зрачења Србије и Црне Горе



ЧЕРНОБИЉ

30 година после



Београд, 2016. године

Друштво за заштиту од зрачења Србије и Црне Горе

Монографија
ЧЕРНОБИЉ
30 година после

Уредник
др Гордана Пантелић

Београд
2016

Монографија: **ЧЕРНОБИЉ 30 година после**

Издавач: Институт за нуклеарне науке „Винча“, Лабораторија за заштиту од зрачења и заштиту животне средине „Заштита“
Друштво за заштиту од зрачења Србије и Црне Горе

За издавача: др Борислав Грубор

Рецензенти: др Оливера Цирај Бјелац
др Иштван Бикит
др Владимир Удовичић
др Невенка Антовић
др Ивана Вуканац
др Драгослав Никезић
др Душан Мрђа
др Марија Јанковић
др Јелена Крнета Николић

Уредник: др Гордана Пантелић

Лектор/коректор: Мариола Пантелић, MSc

Објављивање монографије помогли:
Министарство просвете, науке и технолошког развоја

ISBN 978-86-7306-138-2

Штампа: Штампарија Института за нуклеарне науке „Винча“, 522,
11001 Београд, Тел. 011-8066-746

Тираж: 150 примерака

Ноћ 26. априла 1986... За једну ноћ смо се преместили на друго место историје. Скочили смо у нову реалност, а испоставило се да је она, та реалност, не само изнад нашег знања већ и изнад наше маште. Покидане су везе времена... Прошлост је постала беспомоћна, на њу се није могло ослонити, у свезнајућем (како смо веровали) архиву човечанства није се нашао кључ да отвори та врата.

„Чернобиљска молитва“, Светлана Алексијевић

Акцидент на четвртном блоку нуклеарне електране у Чернобиљу 26. априла 1986. године, по својим последицама, представља најзначајнији нуклеарни акцидент у историји човечанства. Подаци о материјалној штети и ефектима зрачења сумирају се и данас, 30 година након овог акцидента. Овом монографијом, Институт за нуклеарне науке Винча и Друштво за заштиту од зрачења Србије и Црне горе, желе да са стручног и научног аспекта, реално сагледају његове последице.

Последице акцидента су се осетиле практично на целој северној хемисфери. Главни путеви деловања на човека испољили су се кроз спољашње озрачивање радионуклидима из ваздуха и тла, и унутрашње озрачивање које је последица конзумирања контаминираних хране и воде, тако да ова монографија обухвата различите аспекте самог акцидента и његових последица, укључујући ефекте на здравље људи и на животну средину.

Имајући у виду потребу да се радиоактивност животне средине мора пратити, ова монографија представља едукативни материјал за оне који почињу да се баве радиоекологијом и као база података са резултатима вишегодишњих мерења у свим сегментима животне средине.

Захваљујем се ауторима на стручном и научном доприносу и Министарству просвете, науке и технолошког развоја које је омогућило штампање ове монографије.

Гордана Пантелић

САДРЖАЈ:

АКЦИДЕНТИ И МОНИТОРИНГ	1
УПОРЕДНИ ПРИКАЗ ПОВИШЕНОГ ИЗЛАГАЊА ЗРАЧЕЊУ У ВЕЋИМ АКЦИДЕНТИМА И НУКЛЕАРНОМ ГОРИВНОМ ЦИКЛУСУ УОПШТЕ	3
1. Увод	3
2. Средње годишње дозе радника у нуклеарном горивном циклусу.....	4
3. Средње годишње дозе радника током рутинских послова на почецима нуклеарне ере.....	5
4. Акциденти на нуклеарним постројењима.....	6
5. Нивои излагања зрачењу у акцидентима на нуклеарним реакторима	9
6. Мерене јачине доза зрачења на већим растојањима од места акцидента (Чернобиља и Фукушиме)	13
7. Закључак.....	13
8. Литература.....	16
АКЦИДЕНТИ И МОНИТОРИНГ РАДИОАКТИВНОСТИ	19
1. Радиоактивност у животној средини.....	19
2. Нуклеарне несреће.....	20
3. Контрола радиоактивности у животној средини	24
4. Резултати мерења активности радионуклида	31
5. Шта смо научили?	37
6. Литература.....	38
МЕЂУНАРОДНА И ДОМАЊА РЕГУЛАТИВА У ОБЛАСТИ ЗАШТИТЕ ОД ЗРАЧЕЊА НАКОН ЧЕРНОБИЉСКОГ АКЦИДЕНТА	43
1. Увод	43
2. Међународне конвенције.....	43
3. Европски прописи	46
4. Национални прописи	47
5. Закључак.....	49
6. Литература.....	49
РАДИОАКТИВНОСТ У ВАЗДУХУ И ПАДАВИНАМА	51
РАДИОАКТИВНОСТ АТМОСФЕРЕ У ИНСТИТУТУ ЗА НУКЛЕАРНЕ НАУКЕ „ВИНЧА” У ПЕРИОДУ 1985-2015.....	53
1. Увод	53
2. Материјал и методе.....	56
3. Резултати и дискусија	57
4. Закључак.....	67
5. Литература.....	69
ОДРЕЂИВАЊЕ ИЗОТОПА ПЛУТОНИЈУМА У ПРИЗЕМНИМ СЛОЈЕВИМА ВАЗДУХА НА ЛОКАЦИЈИ ВИНЧА-БЕОГРАД У ПЕРИОДУ ЧЕРНОБИЉСКОГ АКЦИДЕНТА	72
1. Увод.....	73
2. Полупроводничка алфа спектрометрија.....	75
3. Мерења концентрације плутонијума у ваздуху у периоду пре чернобиљског акцидента	78
4. Мерења концентрације плутонијума у ваздуху у периоду чернобиљског акцидента	79

5.	Одређивање ^{241}Pu алфа спектрометријом ^{241}Am	84
6.	Закључак.....	88
7.	Литература.....	89
РАДИОАКТИВНОСТ ЖИВОТНЕ СРЕДИНЕ РЕПУБЛИКЕ СРБИЈЕ У ПЕРИОДУ 1985-2015. ГОДИНЕ.....		92
1.	Увод - Чернобиљски акцидент.....	93
2.	Мониторинг радиоактивности животне средине у Републици Србији.....	95
3.	Опрема и методе.....	97
4.	Испитивање садржаја радионуклида у чврстим и течним падавинама.....	100
5.	Испитивање садржаја радионуклида у води за пиће и животним намирницама.....	102
6.	Испитивање садржаја радионуклида у земљишту.....	106
7.	Закључак.....	107
8.	Литература.....	108
^{137}Cs у ЖИВОТНОЈ СРЕДИНИ ЦРНЕ ГОРЕ (ОД 1999. ГОДИНЕ).....		111
1.	Увод.....	111
2.	Нуклеарна катастрофа у Чернобиљу.....	112
3.	Мјерења ^{137}Cs у животној средини Црне Горе.....	113
4.	Опрема и програм испитивања.....	115
5.	Резултати мјерења садржаја ^{137}Cs у животној средини Црне Горе.....	117
6.	Закључак.....	121
7.	Литература.....	123
РАДИОАКТИВНОСТ У ХРАНИ И ВОДИ.....		125
РАДИОЦЕЗИЈУМ У ЖИВОТНОЈ СРЕДИНИ ПЛАНИНСКИХ РЕГИОНА НА ТЕРИТОРИЈИ РЕПУБЛИКЕ СРБИЈЕ.....		127
1.	Увод.....	127
2.	Цезијум-137 у животној средини.....	128
3.	Закључак.....	133
4.	Литература.....	133
ГАМАСПЕКТРОМЕТРИЈСКА КОНТРОЛА ХРАНЕ ЗА ЉУДЕ И ЖИВОТИЊЕ НАКОН АКЦИДЕНТА У ЧЕРНОБИЉУ.....		136
1.	Увод.....	136
2.	Материјал и методе.....	138
3.	Резултати.....	139
4.	Закључак.....	143
5.	Литература.....	143
АНАЛИЗА АКТИВНОСТИ ^{137}Cs У ГЉИВАМА СА ТЕРИТОРИЈЕ СРБИЈЕ ОД ЧЕРНОБИЉСКОГ АКЦИДЕНТА ДО ДАНАШЊИХ ДАНА.....		145
1.	Увод.....	145
2.	Материјал и методе.....	147
3.	Резултати и дискусија.....	148
4.	Закључак.....	151
5.	Литература.....	152
РАДИОЕКОЛОШКА ИСПИТИВАЊА МАРИНСКЕ СРЕДИНЕ ЈУЖНОГ ЈАДРАНА: ^{137}Cs.....		155
1.	Увод.....	155
2.	Материјал и методе.....	157
3.	Резултати и дискусија.....	160

4.	Закључак.....	169
5.	Литература.....	170

РАДИОАКТИВНОСТ У ЗЕМЉИШТУ 173

ПРОСТОРНА И ВЕРТИКАЛНА ДИСТРИБУЦИЈА ¹³⁷Cs У ЗЕМЉИШТУ СРБИЈЕ 175

1.	Увод.....	175
2.	Материјал и методе.....	176
3.	Резултати и дискусија.....	176
4.	Закључак.....	183
5.	Литература.....	183

СПЕЦИФИЧНА АКТИВНОСТ Cs-137 У УЗОРЦИМА ЗЕМЉИШТА КОСОВА И МЕТОХИЈЕ (25 ГОДИНА НАКОН ЧЕРНОБИЉА)..... 186

1.	Увод.....	186
2.	Циљ и метод истраживања.....	187
3.	Резултати и дискусија.....	188
4.	Закључак.....	191
5.	Литература.....	191

ДИСТРИБУЦИЈА ¹³⁷Cs У ОБРАДИВОМ ЗЕМЉИШТУ 194

1.	Увод.....	194
2.	Материјали и методе.....	196
3.	Резултати и дискусија.....	197
4.	Закључак.....	202
5.	Литература.....	203

КОНЦЕНТРАЦИЈА ¹³⁷Cs У ЗЕМЉИШТУ НА ТЕРИТОРИЈИ ГРАДА КРАГУЈЕВЦА..... 206

1.	Увод.....	206
2.	Експериментални део.....	207
3.	Резултати и дискусија.....	208
4.	Закључак.....	211
5.	Литература.....	212

VERTICAL PROFILE OF ¹³⁷Cs IN SOIL FIFTEEN YEARS AFTER CHERNOBYL NUCLEAR ACCIDENT..... 214

1.	Introduction.....	214
2.	Theoretical treatment of the ¹³⁷ Cs migration in soil.....	215
3.	Experiments.....	217
4.	Results.....	217
5.	Conclusion.....	221
6.	Reference.....	222

Pu-239+240 И Pu-238 У ЗЕМЉИШТУ ЦРНЕ ГОРЕ – ПОРИЈЕКЛО И КОНЦЕНТРАЦИЈЕ АКТИВНОСТИ 223

1.	Увод.....	223
2.	Мјерне локације.....	224
3.	Методе мјерења и процјена корелационог коефицијента.....	224
4.	Резултати.....	226
5.	Дискусија.....	231
6.	Закључак.....	235
7.	Литература.....	235

РАДИОАКТИВНОСТ У ОСТАЛИМ УЗОРЦИМА	239
--	------------

ЛИШАЈЕВИ-БИОИНДИКАТОРИ РАДИОАКТИВНОГ ЗАГАЂЕЊА ЖИВОТНЕ СРЕДИНЕ..... 241

1. Увод	241
2. Материјал и методе	245
3. Резултати и дискусија	245
4. Закључак	251
5. Литература	252

ОДРЕЂИВАЊЕ ТРАНСФЕР ФАКТОРА ^{137}Cs ИЗ ТЛА У БИЉКЕ КОЈЕ СЕ КОРИСТЕ У ТРАДИЦИОНАЛНОЈ МЕДИЦИНИ..... 256

1. Увод	256
2. Материјал и методе	257
3. Резултати и дискусија	259
4. Закључак	262
5. Литература	263

ЦЕЗИЈУМ-137 У БИОТСКИМ И АБИОТСКИМ УЗОРЦИМА СА ТЕРИТОРИЈЕ НОВОГ ПАЗАРА..... 265

1. Увод	265
2. Материјал и методе	266
3. Резултати и дискусија	270
4. Закључак	275
5. Литература	275

ОСНОВИ КОИНЦИДЕНТНОГ МЕТОДА МЈЕРЕЊА ЦЕЗИЈУМА-134 278

1. Увод	278
2. Размаграње шема распада ^{134}Cs	278
3. Мјерна опрема	280
4. Методе мјерења	281
5. Дискусија	284
6. Закључак	285
7. Литература	285

АКЦИДЕНТИ И МОНИТОРИНГ

УПОРЕДНИ ПРИКАЗ ПОВИШЕНОГ ИЗЛАГАЊА ЗРАЧЕЊУ У ВЕЋИМ АКЦИДЕНТИМА И НУКЛЕАРНОМ ГОРИВНОМ ЦИКЛУСУ УОПШТЕ

Марко М. НИНКОВИЋ

*Лабораторија за заштиту од зрачења и заштиту животне средине
Института за нуклеарне науке, Винча, Београд, Србија, markon@vinca.rs*

Резиме

Приказани су и анализирани расположиви подаци о повишеном излагању зрачењу у процесима производње физионог експлозива и нуклеарног горива као и у значајнијим акцидентима на нуклеарним реакторима. Пошло се од података о нивоима излагања зрачењу током производње плутонијума у нуклеарним центрима у Хенфорду (САД) и Мајаку (бивши СССР). Потом су приказани подаци о излагању зрачењу у већим акцидентима на нуклеарним реакторима почев од Виндскејла, преко Острва Три миље и Чернобиља до Фукушима. Резултати анализе показују да су излагања дозама зрачења изнад 0,5 Gy, као неке врсте условне границе, била у знатној мери у Чернобиљу и неупоредиво мањој и без фаталних последица у Фукушими као и у совјетском нуклеарном центру у Мајаку. На крају дати су упоредо резултати мерења јачина доза гама зрачења на великим растојањима од Чернобиља и Фукушима током активних фаза акцидента.

1. УВОД

Велики број радијационих акцидената десио се на нуклеарним постројењима, као и у медицинској, индустријској и другим областима примене извора и генератора зрачења. Детаљни преглед свих ових акцидената може се наћи у извештајима Комитета Уједињених нација за ефекте атомских зрачења (UNSCEAR) [1]. У овом раду приказане су и дискутоване увећане дозе зрачења којима су били изложени радници током већих акцидената на нуклеарним постројењима као што су били: Виндскејл у Великој Британији 1957, Острво Три Миље у САД 1979, Чернобиљ у бившем СССР-у 1986 и Фукушима у Јапану 2011. Поред тога анализиране су дозе зрачења којима су били изложени радници у процесима производње нуклеарног експлозива тј. на реакторима коришћеним за производњу плутонијума и постројењима за обраду плутонијума као што су Хенфорд у САД и Мајак у бившем СССР-у, иако ова излагања не потичу из акцидената већ рутинског рада током 40-их и почетком педесетих година прошлог века. односно, времена када свест о потреби појачане заштите од зрачења није била довољно препозната.

У овој анализи највише су коришћене спољашње дозе зрачења, јер за њих постоје најпотпунији подаци добијени помоћу личних дозиметара. Дозе су реферисане као еквивалентне или ефективне у зависности од тога да ли се

односе на ризик по цело тело или појединачне органе. Поред спољашњих, значајним унутрашњим дозама су радници били излагани у процесима рутинских радова и нарочито у акцидентима. Међутим, унутрашње дозе се не могу мерити директно већ су резултат процена количина унетих радионуклида у организам. Из тих разлога ови подаци нису одмах расположиви и са протоком времена непрекидно се допуњују. Чињеница је да су дозе интерног озрачивања присутне и да су оне биле значајне у процесима производње нуклеарног горива и нарочито нуклеарног експлозива четрдесетих и педесетих година прошлог века.

2. СРЕДЊЕ ГОДИШЊЕ ДОЗЕ РАДНИКА У НУКЛЕАРНОМ ГОРИВНОМ ЦИКЛУСУ

Посматрајући нуклеарни горивни циклус у целини, нивое излагања зрачењу у свим његовим фазама прати Комитет Уједињених нација за ефекте атомских зрачења (UNSCEAR) [2]. Неки од најновијих података ове институције приказани су у табели 1, у којој су дати подаци о укупном броју ангажованих радника и одговарајућим средњим ефективним дозама током два анализирана периода 1975-1979. и 2000-2002.

Табела 1. Број контролисаних радника и средња годишња ефективна доза у нуклеарном горивном циклусу [2]

	Број радника (x1000)		Средња доза (mSv)	
	1975/79	2000/02	1975/79	2000/02
Ископ руде	240	12	5,5	1,9
Млевење	12	3	10	1,1
Обогаћивање	11	18	0,5	0,1
Производња	20	20	1,8	1
Сагор. у реакт.	150	437	4,1	1,0
Прерада	78	76	7,1	0,9

Како се може видети из ових података број радника ангажованих у прве две фазе горивог циклуса (вађење и млевење руде) значајно се смањило од првог до другог анализираног периода, док се у осталим фазама или повећао (погон реактора) или остао практично непромењен. Са друге стране средња годишња ефективна доза током периода 1975-1979. била је < 5 mSv у фазама обогаћивања уранијума, производњи горива и погону реактора; истовремено у фазама ископа руде, млевења и прераде искоришћеног горива ова величина је била од 5 до 10 mSv. Током другог анализираног периода (2000 – 2002) средња доза се смањила и била је < 2 mSv у свим фазама горивог циклуса.

3. СРЕДЊЕ ГОДИШЊЕ ДОЗЕ РАДНИКА ТОКОМ РУТИНСКИХ ПОСЛОВА НА ПОЧЕЦИМА НУКЛЕАРНЕ ЕРЕ

На почетку нуклеарне ере током четрдесетих година прошлог века, нуклеарна енергија је развијана за ратне потребе. Подаци који се анализирају у овом раду потичу са две локације у свету: Хенфорда у САД и Мајака на јужном Уралу у бившем СССР-у.

Локација Хенфорд налази се у јужно - централном делу државе Вашингтон у САД. Изабрана је 1943. [3] године за производњу плутонијума и других нуклеарних материјала у функцији развоја нуклеарног оружја за употребу у II светском рату. Први нуклеарни реактор на овој локацији пуштен је у рад 1944. године, да би током наредних година било изграђено још неколико реактора за производњу плутонијума. На овим пословима радило је доста радника од којих је неколико хиљада њих било обухваћено контролом индивидуалног излагања зрачењу. Контрола излагања односила се на спољашње озрачивање јер се сматрало да је то доминантни пут излагања.

Након нуклеарних експлозија у Хирошими и Нагасакију 1945. године, у бившем СССР-у донета је одлука о развоју сопственог нуклеарног оружја. За те сврхе изграђен је индустријски нуклеарни комплекс у Мајаку на јужном Уралу. У оквирима тог комплекса изграђени су нуклеарни реактори, радиохемијско постројење за издвајање плутонијума из озраченог нуклеарног горива и постројење за производњу плутонијума [4]. Изградња првог реактора на овој локацији започета је 1945. да би био пуштен у рад 1948. године. Изградња радиохемијског постројења започета је 1946, а прве количине плутонијума за уградњу у атомску бомбу биле су доступне 1949. године. Приближно око 20000 радника било је ангажовано на овим пословима. Основни путеви излагања зрачењу радника били су спољашње зрачење (примарно гама зрачење) и унутрашње од плутонијума доспелог у организам.

Процењене годишње ефективне дозе зрачења за раднике у Хенфорду [3] и Мајаку [5,6] дате су у табели 2 и на слици 1. Ради упоређивања, претпостављено је да су приказани подаци о дозама, који за Хенфорд представљају спољашње дозе продорног зрачења и ткиво еквивалентне дозе у ваздуху за Мајак, приближно једнаке ефективним дозама.

Како се може видети из приказаних података разлике у вредностима средњих годишњих доза спољашњег зрачења у Мајаку и Хенфорду су веома велике. Годишње средње дозе радника у Хенфорду су углавном $< 5 \text{ mSv}$ са само неколико појединачних случајева када су достигале вредности од око 50 до око 150 mSv. Насупрот томе, средње годишње ефективне дозе у Мајаку су биле $\sim 1000 \text{ mSv}$ почетком педесетих, да би се потом стално смањивале до око 15 mSv што је регистровано у 1970. Разлог за овако високе дозе био је недостатак заштитних средстава као и у то време још увек недовољно разумевање последица излагања радника овако високим дозама зрачења. Поред тога, због непостојања одговарајућих заштитних мера у Мајаку су радници били изложени и високим интерним дозама зрачења као резултат уношења плутонијума у организам. Процењено је да су кумулативне апсорбоване дозе на појединим интерним органима достигале вредности

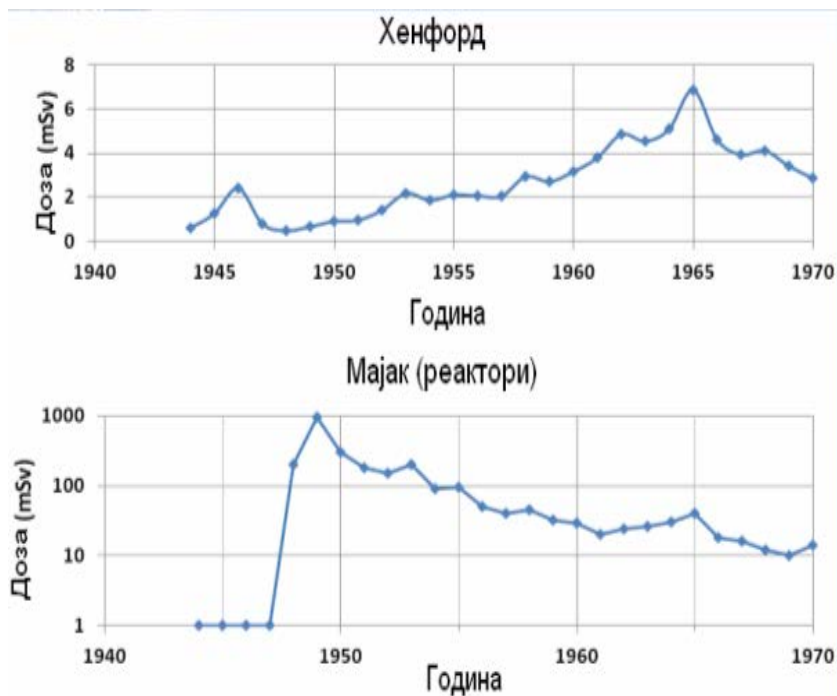
преко 1000 mGy [4]. На пример, на плућима код 53 радника > 500 mGy; на јетри > 500 mGy код 77 радника, као и на површини костију код 243 радника регистрована је кумулативна доза већа од 500 mGy.

Табела 2. Средње годишње дозе (mSv) радника Хенфорда (САД) [3] и Мајака (бивши СССР) [5,6] од спољашњег зрачења

Год.	Хенфорд	Мајак	Мајак	Мајак
	Сви радници	Радници реактора	Радници радиохем. постро.	Радници Рипостројења
1944	0,59			
1945	2,25			
1946	1,39			
1947	0,79			
1948	0,48	200		
1949	0,65	950	400	10
1950	0,90	300	950	170
1951	0,95	190	1020	230
1952	1,41	150	650	130
1953	2,19	200	300	90
1954	1,88	90	190	40
1955	2,12	95	210	
1960	3,18	29	170	
1965	6,99	40	20	
1970	3,20	14	16	

4. АКЦИДЕНТИ НА НУКЛЕАРНИМ ПОСТРОЈЕЊИМА

Поред свих напора у циљу побољшања сигурности нуклеарних постројења и руковања са изворима зрачења, катастрофални акциденти, као што су Чернобил и Фукушима нису могли бити избегнути. У наредном тексту изложени су основни подаци, о до сада регистрованим већим акцидентима у свету, разврстани по степену опасности.



Слика 1. Средња индивидуална доза од спољашњег излагања зрачењу у Хенфорду и Мајаку у периоду 1944/1970, (mSv)

4.1. Чернобиљ (1986) – бивши СССР

Несумњиво да је акцидент најтежих размера онај који се догодио априла 1986. године у Чернобиљу (Украјина) [7], којом приликом су, после експлозије, у околину избачене велике количине радиоактивног садржаја из језгра реактора. Овај догађај је класификован, од стране Међународне агенције за атомску енергију (IAEA) као догађај **7. нивоа**, највишег на Међународној скали нуклеарних догађаја (INES) [8]. Том приликом директно је страдало 28 интервентних радника, од излагања високим дозама зрачења, док је истовремено значајним нивоима контаминације било изложено становништво већег дела Европе, као и целе Северне хемисфере. У процесима санације акцидента до сада је ангажовано више од пола милиона радника, а да све последице још увек нису уклоњене.

4.2. Фукушима Даи Ичи акцидент (2011) - Јапан

Фукушиму даи ичи нуклеарну катастрофу [9], проузроковао је велики Цунами који се развио после Тохоку земљотреса у марту 2011. Била је то друга катастрофа размера **7. нивоа** по INES скали. Цунами талас разорио је већину сигурносних система и енергетских извора, изузев једног дизел агрегата на 6. реакторској јединици што је проузроковало немогућност хлађења реакторских језгара и базена са свежим искоришћеним горивом и коначно топљење горива код три реактора. Услед тога дошло је до

испуштања велике количине радиоактивних материјала у околину и њене контаминације. Експлозије водоника на овим постројењима допринеле су њиховом разарању. Услед свега тога морало је бити евакуисано становништво из двадесето километарске зоне око локације електране.

4.3. Киштим (1957) – бивши СССР

Озбиљан нуклеарни акцидент који се десио крајем септембра 1957. код града Киштима на падицама јужног Урала у бившем СССР [10]. Оцењено је да су размере акцидента биле 6. нивоа по INES скали акцидента. Акцидент је проузрокован престанком хлађења једног од базена са свежим течним високоактивним отпадом што је изазвало прегревање и експлозију. Том приликом је високо у атмосферу избачено око 800 PBq радиоактивних материјала. Дошло је до контаминације подручја изнад којих се простирао радиоактивни облак и због тога морало је бити евакуисано око 10000 становника из 22 мања насељена места.

4.4. Острво Три миље (1979) – САД

Највећи акцидент у историји коришћења нуклеарне енергије у САД [11,12], настао је услед делимичног топљења језгра реактора Јединице 2 нуклеарне електране Острво Три Миље, марта месеца 1979. године. Оцењено је да се радило о акциденту 5. нивоа према INES скали. Акцидент је изазвала серија отказа у секундарном систему реактора праћена грешкама дежурног особља, што је довело до губитка хлађења и услед тога делимичног топљења језгра, једног од нуклеарних реактора на локацији електране. При томе није било значајнијег излагања зрачењу радног особља и контаминације околине, иако су извесне количине радиоактивних гасова испуштене у атмосферу.

4.5. Виндскејл (1957) – Велика Британија

Најтежи нуклеарни акцидент у историји коришћења нуклеарне енергије у Великој Британији десио се почетком октобра 1957, када је избио пожар на једном од реактора са графитним језгром у Виндскејлу [13]. Догађај је класификован као акцидент 5. нивоа по INES скали, јер је проузроковао испуштање радиоактивних материјала у непосредну околину. Према проценама, на основу увећаног излагања зрачењу радника и становништва, могла се очекивати појава 240 случајева канцера. Узрок избијању пожара су били затворени издувни канали за ваздух, што је довело до прегревања једног реактора. Други реактор на локацији, иако није био захваћен пожаром, је затворен. Постројење је деконтаминирано и касније су његови делови преименовани у Селафилд.

4.6. Чок Ривер (1952) - Канада

Национални истраживачки експериментални реактор (NRX) у Чок Ривер Лабораторијама претрпео је један од значајних акцидента током децембра месеца 1952. године [14]. Том приликом је језгро NRX реактора било оштећено услед топљења због екскурзије снаге и делимичног губитка

хлађења реактора. Акцидент је класификован размера 5. нивоа по INES скали. Реактор због тога није радио две године, а потом је настављено његово коришћење све до коначног заустављања 1993. године.

4.7. Токаикура (1999) – Јапан

Први озбиљнији акцидент у Јапану десио се у просторији за конверзију урана, постројења за репроесинг, лоцираног у граду Токаи-кура септембра 1999. године [15]. Акцидент се састојао у неконтролисаној успостављању реакције фисије при раду са већом количином висико-обогаћеног урана у процесу припреме нуклеарног горива за реактор. Оцењено је да је акцидент био 4. нивоа по INES скали. Акцидент је изазвао смрт два радника и увећано озрачивање неколико запослених. Преко 200 становника у околини било је изложено различитим нивоима зрачења.

4.8. Сан Лорен (1980) – Француска

На Сан – Лорен нуклеарној електрани у Француској десио се најтежи нуклеарни акцидент у овој земљи [16]. Марта месеца 1980. године дошло је до квара на систему за хлађење који је проузроковао топљење једног горивног канала у Сан Лорен А2 реактору. Процењено је да је акцидент био 4. нивоа по INES скали, јер није било испуштања радиоактивности изван локације. Пре овог догађаја, на истој електрани, десио се још један акцидент у октобру 1969, када се истопило 50 kg уранијума, у реактору А1. Процењено је да је и овај акцидент био 4. нивоа. према INES скали.

5. НИВОИ ИЗЛАГАЊА ЗРАЧЕЊУ У АКЦИДЕНТИМА НА НУКЛЕАРНИМ РЕАКТОРИМА

Од свих акцидентата на нуклеарним реакторима, који су укратко приказани у претходном параграфу, по нивоима излагања зрачењу професионалаца, интервентних радника и становништва у околини издвајају се четири акцидента: Виндскејл, Острво Три Миље, Чернобил и Фукушима, наводећи их по временском редоследу настанка. Иначе по размерама ефеката редослед је другачији: Чернобил, Фукушима, Острво Три Миље и Виндскејл. У наредном тексту приказани су детаљнији подаци о величинама доза зрачења којима су били изложени професионални радници и интервентно особље током акцидентата и у процесима њихове санације.

5.1. Виндскејл акцидент

Према доступним подацима [17], укупно 471 радник био је ангажован у процесу санације акцидента. За цео месец октобар, када се десио акцидент, регистрована је средња доза спољашњег зрачења од 4,5 mSv, при чему је максимална појединачна доза износила 44 mSv. Током три месеца по акциденту, 14 радника је било изложено кумулативним дозама зрачења углавном < 30 mSv, при чему је максимална индивидуална доза била 47 mSv. У литератури нису доступни подаци о интерним дозама зрачења као ни о

дозама зрачења радника који су радили на деконтаминацији постројења у процесу санације.

5.2. Острво Три Миље

Подаци о излагању зрачењу професионалног особља електране дати су у табели 3.

Табела 3. Острво Три Миље: Дозе интервентних радника током и након акцидента [17]

Година	Број радн.	Макс. доза (mSv)	Средња доза (mSv)
1979	3975	45	3,5
1980	2328	21	1,7
1983	1592	27	7,3
1984	1079	-	6,4
1985	1890	-	4,5
1986	1497	-	6,1
1990	484	-	2,8
1995	191	-	0,1

Подаци се односе само на дозе од спољашњег зрачења. Потребно је напоменути да се наведени подаци за период од 1979. до 1985. односе на раднике обе електране на локацији. Као што се може видети у табели 3, максимална индивидуална кумулативна доза од спољашњег зрачења износила је 45 mSv у 1979. години, години акцидента. Иначе, како се може уочити, санација акцидента трајала је до средине деведесетих, уз смањивање броја ангажованих радника по годинама.

5.3. Акцидент у Чернобиљу

При анализи увећаног излагања зрачењу радника који су учествовали у санацији акцидента у Чернобиљу посебно се посматрају две групе радника. Прву групу чине радници који су се стицајем околности затекли на електрани у тренутку акцидента и учествовали у непосредним почетним акцијама санације, а другу радници који су обављали разне врсте послова у вези санације на локацији и њеној непосредној околини, до растојања од 30 km, у постакиденталним условима у периоду од 1986. до 1990. године.

Прву групу сачињавали су 374 радника електране, 69 ватрогасаца, 113 чувара и 10 медицинских радника. Од њих укупно 566, из дела групе реакторских радника и ватрогасаца 134 је оболело од радијационе болести. Дозе зрачења којима су били изложени ови радници дате су у табели 4.

Табела 4. Чернобил: Број интервентних радника изложених високим дозама зрачења (> 0, 8 Gy) у почетној фази санације акцидента и смртност међу њима [2]

	Распон дозе	Број радника	Смртност
Значајне	(0,8 – 2,1 Gy)	41	0
Средње	(2,2 – 4,1 Gy)	50	1
Високе	(4,2 – 6,4 Gy)	22	7
Врло високе	(6,5 – 16 Gy)	21	20
	Укупно	134	28*

* У следећих 20 година, од 1986. до 2005, умрла су још 22 радника од 134 високо- озрачених [20]

Подаци приказани у табели 4 представљају дозе од спољашњег зрачења. Како се може видети сви високоозрачени разврстани су у четири категорије по висинама доза. Запажа се да је за доњу границу високе озрачености узета вредност од 0,8 Gy, што је осам пута већа вредност од ICRP препоруке [21], што представља још једну потврду о димензијама акцидента.

Након почетне фазе акцидента, ангажовано је више од пола милиона радника у петогодишњем постакиденталном периоду на пословима санације акцидента и изградње саркофага. Подаци о броју радника по годинама и средњим дозама зрачења којима су били изложени дати су у табели 5. Запажа се да се број ангажованих радника смањивао протоком година, као и да је појединачно излагање зрачењу радника било систематски контролисано у мање од 50% случајева.

Коначно у табели 6, дати су подаци о размерама укупног излагања зрачењу, како радника учесника у санацији тако и најизложенијих одабраних група становништва. Како се види, сумирани подаци односе се на четири групе излаганих: интервентне раднике у периоду 1986/1990; евакуисано становништво из околине електране током 1986. и становништво из строго контролисаних и осталих контаминираних зона за двадесетогодишњи период 1986/2005.

5.4. Акцидент у Фукушими

Од тренутка акцидента па до краја 2012. године на пословима санације акцидента ангажовано је укупно између 23 и 25 хиљада радника. При томе око једна четвртина радника су били радници електране, значи професионално изложена лица, а преостале 3/4 су спољни радници. Дозе зрачења којима су били изложени интервентни радници у целом анализираном периоду, од марта 2011. до децембра 2012, приказане су у табели 7 [22]. Подаци се односе на укупне кумулативне дозе од спољашњег и унутрашњег излагања зрачењу. Како се може видети од свих 25000 интервентних радника само код 6 појединаца су регистроване кумулативне дозе веће од 250 mSv. За ову вредност, која је иначе 2,5 пута већа од препоручене [21], као горњу границу прихватљивог излагања, определиле су се јапанске власти на почетку санације акцидента. Анализа разлога прекорачења ове границе, у наведених шест случајева, показала је да је

Акциденти и мониторинг

прекорачење последица недовољно ефикасне заштите од интерне контаминације [23].

Табела 5. Чернобил: Укупан број радника учесника у санацији акцидента у периоду 1986/1990, са подацима о проценту контролисаних и средњих годишњих доза

Година (mSv)	Број радника	% контр. радника	Средња доза
1986	305 826	35	146
1987	138 173	64	96
1988	51 278	71	43
1989	24 128	69	41
1990	5 776	66	47
1986-1990	526 245	48	117

Табела 6. Укупне средње акумулиране дозе, од чернобилског акцидента, за специфичне групе становништва и интервентне раднике

Група становника	Број	Средња доза (mSv)
Интервен. радници (1986-1990)	526 245	~ 117
Евакуисани из високо конт. зона (1986)	116 000	33
Становн. у строго контр. зонама (1986/2005)	270 000	~ 70
Становништво осталих конт. зона (1986/2005)	5 000 000	10-20

Уз велику помоћ јапанске Агенције за нуклеарну енергију и Националног института за радиолошке науке, руководство електране у Фукушими је успело да процени дозе од интерног излагања зрачењу код више од 90% интервентних радника. Ови подаци су дати у табели 8 [24, 25]. Интерне дозе су процењиване на бази података о степену и врсти интерне контаминације радника добијене мерењем радиоактивности целог тела, WBC-техником. Како се може видети из ових података допринос интерног излагања укупној кумулативној дози није био занемарљив.

Табела 7. Фукушима: дозе интервентних радника током санације акцидента од марта 2011 до децембра 2012 [22]

Распон доза (mSv)	Радници електране	Спољни радници	Укупно
> 250	6	0	6
100 – 250	140	21	161
50 – 100	585	661	1246
20 – 50	599	3032	3631
10 – 20	708	3316	4024
1 – 10	987	8735	9722
< 1	661	6163	6824
Укупно	3628	21770	25398
Макс. доза (mSv)	679	238	679

6. МЕРЕНЕ ЈАЧИНЕ ДОЗА ЗРАЧЕЊА НА ВЕЋИМ РАСТОЈАЊИМА ОД МЕСТА АКЦИДЕНТА (ЧЕРНОБИЉА И ФУКУШИМЕ)

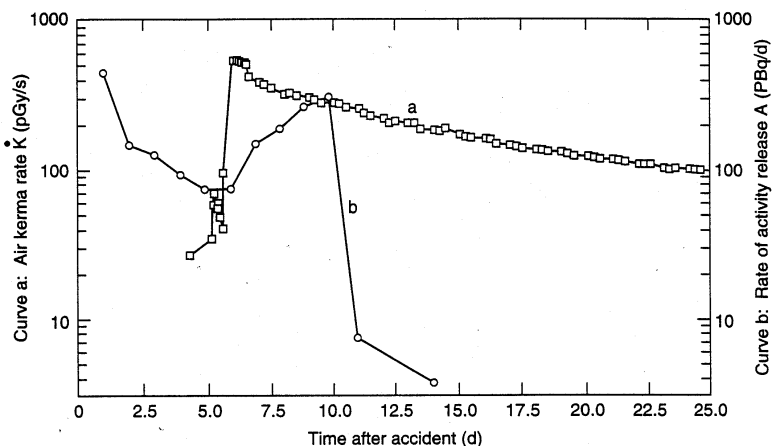
Мерења код Београда након акцидента у Чернобиљу, чији су резултати сумирани на слици 2, вршена су помоћу јонизационе коморе са гасом под притиском RSS-111, која је данас постала референтни уређај широм света за мерење малих јачина доза гама зрачења блиских природном фону, ради чега је и конструисана. Иначе, први подаци о развоју овог специфичног инструмента саопштени су 1972. године на годишњој Конференцији Друштва за заштиту од зрачења САД. У Институту Винчи је већ почетком 1974. године покренут поступак за његову набавку чиме су остварени услови да крајем те године почне да се користи у текућој пракси. Управо то је омогућило да се спремно дочека и активно пропрати прелаз радиоактивног облака из Чернобиља преко региона Београда, почетком маја 1986. године. Све до акцидента у Фукушими у литератури се није могло наићи на одговарајућа мерења.

Како се може видети на слици 3, Јапанци су, након акцидента у Фукушими, слична мерења обавили у провинцији и граду Чиба, удаљеном око двеста километара од Фукушиме.

7. ЗАКЉУЧАК

Резултати анализе излагања зрачењу у четири велика нуклеарна акцидента, који су се десили у протеклом периоду коришћења нуклеарне енергије, као и на прва два постројења у свету за производњу плутонијума за ратне сврхе, изложени су у овом раду. Посебна пажња је посвећена акциденту у Чернобиљу, који се десио у априлу месецу 1986. у бившем СССР-у, акциденту у Фукушими који се одиграо марта месеца 2011. у Јапану и раним

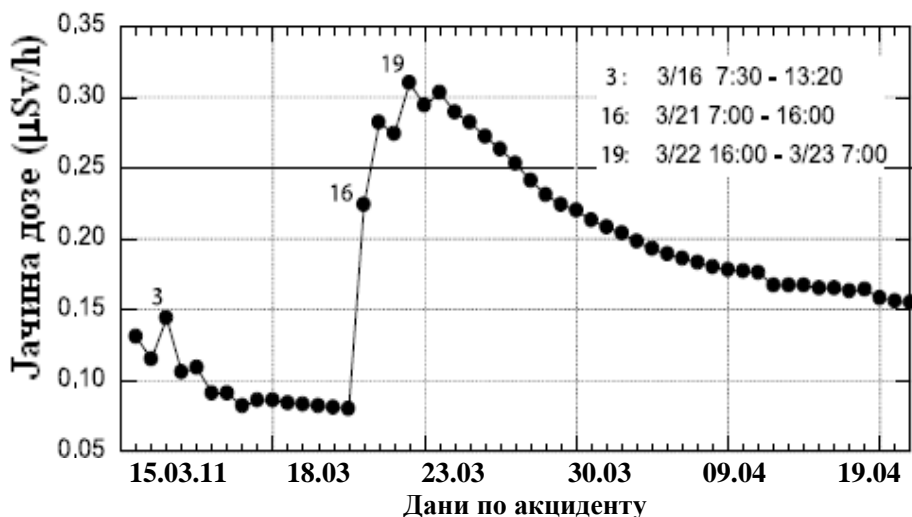
радовима на производњи плутонијума, четрдесетих и педесетих година прошлог века у Хенфорду (САД) и Мајаку (бивши СССР).



Слика 2. Резултати мерења јачине керме у ваздуху код Института у Винчи током 25 дана по акциденту у Чернобиљу (крива а) [25, 26], дати упоредо са интензитетом дневне емисије радиоактивности у околину електране током активне фазе акцидента (крива b) [27]

Катастрофални акцидент у Чернобиљу је догађај у свету који је на свој начин обележио другу половину двадесетог века и врло озбиљно уздрмао опредељење света, да се већим коришћењем нуклеарне енергије успори и умањи непожељни већ узнапредовали процес деградације животне средине. Штетни укупни ефекти овог акцидента су неупоредиво већи од било ког другог акцидента. То се посебно види из обима и нивоа излагања зрачењу радника који су радили на санацији акцидента. Посебно угрожену групу међу њима чини 134 радника код којих је регистрована радијациона болест. Они су били изложени дозама од спољашњег зрачења од 0,8 до 16 Gy. Средња кумулативна ефективна доза интервентних радника, њих више од 500000, који су учествовали у прве четири године санације акцидента износила је око 120 mSv.

Размере излагања зрачењу интервентних радника након акцидента у Фукушими, иако знатно мање него у Чернобиљу, значајне су. У анализираном периоду, од тренутка акцидента до краја 2012. године, у санацији акцидента је учествовало око 25000 радника. Захваљујући доброј организацији рада и доследном коришћењу заштитних средстава, само 6 радника је било изложено кумулативним ефективним дозама већим од 0,25 Sv. Већи део ангажованих интервентних радника, око 95%, био је изложен дозама мањим од 0,01 Sv.



Слика 3. Дозе зрачења измерене у граду Чиба на југу-југозападу од Фукушиме, удаљеном око 220 km. Мерења су вршена помоћу јонизационе коморе на 1,5 m изнад тла [28]

Табела 8. Расподела ефективне дозе (mSv) од унутрашњег озрачивања код радника Фукушиме [24]

Доза (mSv)		Радници електране	Спољни радници	Укупно
0	- 5	4655	16636	21291
5	- 10	316	424	740
10	- 20	425	337	762
20	- 50	194	94	288
50	- 100	37	42	79
100	- 250	7	0	7
	> 250	5	0	5
Укупно		5639	17533	23172

Потребно је нагласити да регистроване дозе зрачења, којима су били изложени интервентни радници после акцидента у Фукушими, садрже доприносе од оба пута излагања, спољашњег и унутрашњег.

Како се из приказаних података може видети, средње годишње дозе зрачења којима су били изложени радници у центрима за производњу плутонијума, посебно у совјетском нуклеарном центру Мајак, биле су врло високе. У почетним годинама приближавале су се вредности од 1 Sv. Основни разлог за то је било непознавање последица тако високог излагања зрачењу у то почетно време рада са изворима зрачења. Иначе основни допринос дози потицао је од плутонијума као унутрашњег озрачивача.

Табела 9. Акциденти на нуклеарним постројењима од 1945. до 2005, праћени смртним исходима

Година	Земља	Број озрачених	Распон доза (Gy)	Број умрлих
1945	САД	2	(1,2 – 3)	1
1946	САД	7	(0,2 – 12)	1
1958	ЈУГОСЛ.	6	(2,1 - 4,4)	1
1961	САД	3	(0,3 – 350)	3
1961*	СССР	30	(1,0 – 50)	8
1964	САД	3	(0,3 – 46)	1
1983	АРГЕНТ.	7	(0,1 – 44)	1
1986	СССР	237	(1 – 16)	(28+22)**
1999	ЈАПАН	3	(3 – 17)	2

* Хаварија једног од реактора на подморници која се у том тренутку налазила у Атлантском океану у близини обала Исланда.

** 28 током 3 месеца по акциденту + 22 у наредних 20 година (до 2005.) од високо озрачених интервентних радника.

На крају овог закључног дела, дајемо табелу 9, са компилираним подацима о броју смртних случајева у нуклеарним акцидентима који су се десили од 1945. до 2005. године у свету [23]. Према подацима које садржи ова табела, очигледно је да је акцидент у Чернобиљу и по овој основи, неупоредиво најтежи.

8. ЛИТЕРАТУРА

- [1] UNSCEAR. Sources and Effects of Ionizing Radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation 2008 report. Volume II: effects. Annex D. Health effects due to radiation from the Chernobyl accident. New York: United Nations; 2011a.
- [2] Buschbom RL, Gilbert ES. Summary of recorded external radiation doses for Hanford workers 1944-1989. Richland, WA: Pacific Northwest Laboratory Report PNL-8909 AD-902; 1993
- [3] Vasilenko EK, Khokhryakov VF, Miller SC, Fix JJ, Eckerman K, Choe DO, Gorelov M, Khokhryakov VV, Knyasev V, Krahenbuhl MP, Scherplez RI, Smetanin M, Suslova K, Vostroitiin V. Mayak worker dosimetry study: an overview. Health Phys 93:190-206; 2007
- [4] Romanov SA, Vasilenko EK, Khokhryakov VF. Studies on the Mayak nuclear workers. Radiat Environ Biophys 41: 23-28; 2002.
- [5] Napier B. A., Joint U.S./Russian studies of pop. exp. from nuclear prod. activities in the S. Urals.(Mayak), Health Physics. 106(2):294-304, 2014
- [6] International Atomic Energy Agency, 1991, The International Chernobyl Project: Proceedings of International Conference, Vienna, Austria, 1991
- [7] The International Nuclear Event Scale (INES), Users Manual, 2001 Edition, IAEA-INES-2001, Vienna 2001
- [8] The Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident: OECD/NEA Nuclear Safety Response and Lessons Learnt, NEA No. 7161, OECD 2013

- [9] S.A.Kabakchi, A.V.Putilov, Data analysis and physicochemical modeling of the radiation accident in the Southern Urals in 1957, *Atomnaza Energiya* 1,46-50, 1995
- [10] J.S.Walker, Three Mile Island: A nuclear crisis in historical perspective, Berkely: University of California Press, 2004
- [11] U.S.NRC Backgrounder on the Three Mile Island Acci-dent, February 2013
- [12] Editorial, The Windscale reactor accident – 50 years on, *J. Radiol. Prot.*, 27, 211-215, 2007
- [13] P.Jedicke, The NRX incident, *Environmental Science* 304, London, Ontario, 1989
- [14] IAEA, Report on the preliminary finding mission following the accident at the nuclear fuel processing facility in Tokaimura Japan, International Atomic Energy Agency, Vienna, 1999..
- [15] <http://www.buzzle.com/articles/nuclear-power-plant-disasters.html>
- [16] McGheoghegan D, Binks K. Mortality and cancer registration experience of the Sellafield employees known to have been involved in the 1957 Windscale accident. *J Radiol Prot* 20, 261-274, 2000
- [17] A.Bouville and V.Kryuchkovf, Introduction of Increased Occupational Exposures: Nuclear Industry Workers. *Health Phys.* 106(2):259-271; 2014
- [18] UNSCEAR. Sources and Effects of Ionizing Radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 2008 report. Volume II: effects. Annex C. Radiation exposures in accidents. New York: United Nations; 2011b.
- [19] International Atomic Energy Agency (2005), Environmental Consequences of the Chernobyl accident and Their Remediation: Twenty Years of Experience, Report of the Chernobyl Forum Expert Group “Environment” (EGE), IAEA, Vienna, 2005
- [20] ICRP(2007), The 2007 Recommendation of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 103, Ann. ICRP 37(2-4), 2007
- [21] TEPCO.Exposure dose distribution. Tokyo: Tokyo Electric Power Company; 2013.Available at http://www.tepco.co.jp/en/press/corp.com/release/betu13_e/images/130131e1001.pdf. Accessed 6 August 2013
- [22] М.М.Нинковић, Упоредни приказ неких ефеката акцидентата у Чернобилу и Фукушими, Зборник радова 57. Конференције ЕТРАН-а, Злагинбор, 03. до 06. јуна 2013.
- [23] UNSCEAR 2013 Report, Scientific Annex A, Levels and effects of radiation exposure due to the nuclear accident after the 2011 great east – Japan earthquake and tsunami, United Nations, New York, 2014.
- [24] WHO. Health risk assessment from the nuclear accident after the 2011 Great East Japan earthquake and tsunami based on a preliminary dose estimation. Geneva: World Health Organization; 2013
- [25] М.М.Нинковић, Ћинjenice i kontroverze o nekim posledicama akcidenta u Ćernobilu, Uvodno predavanje, Savetovanje JDZZ "Ćernobil, 10 godina posle", Zbornik radova, str.17-25, Budva, 4-7.jun.
- [26] M.M.Ninkovic, J.J.Raićević, S.Pavlovic, Effect of the Chernobyl Accident on the Gamma Radiation level in the Belgrade Region, *Nuclear Safety*, 38, 1, 69, 1997.
- [27] P.H.Gudiksen, T.F.Harrey, R.Lange, Proceedings of the Seminar on Comparative Assessment of the Environmental Impact of Radionuclides Released during Three Major Nuclear Accident: Kyshtym, Windscale, Chernobyl, Vol.I, p.93 -112, Luxembourg, 1-5October, 1990
- [28] I.Nobuyoshi, T.Keiko, T.Hyoe, F.Kazuhiro, K.Isao, W.Yoshito, U.Shigeo, Deposition in Chiba Prefecture, Japan, of Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Fallout, *Health Physics.* 104(2):189-194, February 2013

COMPARATIVE OVERVIEW ELEVATED RADIATION EXPOSURE IN MAJOR NUCLEAR REACTOR ACCIDENTS AND IN NUCLEAR FUEL CYCLE IN GENERAL

Marko M. NINKOVIĆ

*Vinca Institute of Nuclear Sciences, Radiation and Environmental Protection
Department, Belgrade, Serbia, markon@vinca.rs*

In this work are presented and analyzed available data on elevated exposure to radiation in the process of the fissile explosives and nuclear fuel production, as well as in major accidents at nuclear reactors. The starting point there were data on levels of exposure to radiation during the production of plutonium in nuclear centers in Hanford (USA) and Mayak (former Soviet Union). Then they presented data on radiation exposure in major accidents at nuclear reactors starting from Windscale through Three Mile Island and Chernobyl to Fukushima. Analysis of the results shows that exposure to radiation doses above 0.5 Gy, as a kind of conditional border, was significantly at Chernobyl and much less, without fatal consequences, in Fukushima and in the former Soviet Union nuclear center at Mayak. Finally intensities of the radiation dose levels measured at great distances from the Chernobyl and Fukushima during the active phase of the accidents are given.

АКЦИДЕНТИ И МОНИТОРИНГ РАДИОАКТИВНОСТИ

**Гордана К. Пантелић, Марија М. Јанковић, Јелена Д. Крнега Николић,
Драгана Ј. Тодоровић, Милица М. Рајачић, Наташа Б. Сарап**
*Универзитет у Београду, Институт за нуклеарне науке „Винча“,
Лабораторија за заштиту од зрачења и заштиту животне средине,
Београд, Србија, pantelic@vinca.rs*

Резиме

Два најозбиљнија акцидента у историји нуклеарне енергије догодила су се 26. априла 1986. године на нуклеарним електранама у Чернобилу у Украјини и 11. марта 2011. године у Фукушиму у Јапану. Најзначајнији и најопаснији радионуклиди избачени у атмосферу били су ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs и ^{90}Sr . Мониторинг омогућава процену утицаја испуштене радиоактивности на животну средину и здравље становништва. Рутински мониторинг радиоактивности у животној средини обухвата систем вертикалне анализе: ваздух – падавине – земљиште – воде – биљке – животиње – човек. Главни путеви експозиције становништва потичу од инхалације и ингестије хране и воде. На основу резултата мерења активности ^{137}Cs и ^{90}Sr у узорцима хране израчуната је ефективна доза зрачења од тих радионуклида унетих ингестијом за становништво Србије. Ефективна доза од ^{137}Cs и ^{90}Sr унетих ингестијом је била повећана у 1986. години, док у 2011. години повећања дозе није било.

1. РАДИОАКТИВНОСТ У ЖИВОТНОЈ СРЕДИНИ

Радиоактивни материјали присутни у животној средини су резултат природних процеса и људског технолошког развоја. Због заштите човека и његове животне средине важно је да радиоактивни материјали који се на било који начин избацују у животну средину буду ограничени и контролисани.

Живи свет је изложен дејству јонизујућег зрачења и радионуклида из природних извора земаљског и неземаљског порекла. Испуштање радиоактивних материјала из нуклеарних инсталација у животну средину повећавају дозу зрачења. И ниво примљене дозе и број озрачених људи зависи од особина испуштеног радиоактивног материјала и од околине у коју је тај материјал доспео.

Човек може бити изложен радиоактивности из животне средине на више начина. Ако радиоактивне материје потичу из ваздуха, радиоактивне честице могу се удахнути или депоновати на кожи. Честице депоноване на околним површинама могу се ресуспендовати ветром или људском активношћу и такође удахнути. Такође, веома комплексан механизам је онај који укључује ланац исхране.

Физички, хемијски и биолошки путеви у животној средини су повезани кроз

биофизичке и биохемијске процесе од којих зависи егзистенција свих живих организама. Неки од тих процеса доводе до значајног разблажења, други до поновног физичког или биолошког концентрисања, праћеног трансфером радиоактивности кроз различите и понекад узајамно зависне путеве до човека.

Највећи допринос средњој годишњој дози коју људи приме је од природних радиоактивних извора, који укључују спољашње изворе (космичко зрачење и радиоактивне материје у земљишту и грађевинском материјалу) и унутрашње изворе (инхалација и ингестија природних радиоактивних материја из ваздуха и хране). Излагање природном зрачењу мало варира из године у годину и приближно је исто за сво становништво на Земљи. Насупрот томе, извори зрачења које је човек створио варирају са временом и различити су за различите групе становништва. Извори зрачења антропогеног порекла су технолошки повећана природна активност, медицинско излагање и контаминација проузрокована нуклеарним тестовима и нуклеарним несрећама.

2. НУКЛЕАРНЕ НЕСРЕЋЕ

У периоду 1957-2011. године десило се 28 несрећа на реакторима или реакторским постројењима које су имале више смртних случајева или штету већу од 100 милиона US\$ [1], од који су само четири несреће значајне са становишта опасности по животну средину.

2.1. Виндскејл, Велика Британија, 1957

Прва несрећа се догодила у октобру 1957. године у Великој Британији у Виндскејлу, када је у току регенерације графита, који је у реактору служио као успоривач неутрона, дошло до пожара и ватра је захватила не само графит него и горивне елементе и уран у њима. У току дана је велика количина физионих продуката избачена у ваздух, тако да су се ови радионуклиди раширили по Великој Британији и по неким деловима Европе [2]. Контаминација млека и експозиција људи путем инхалације настала је због ослобађање радиојода у животну средину. Млеко крава из околине до 20 km око реактора било је забрањено за употребу шест недеља. У саопштењу угледног Медицинског савета Велике Британије убрзо после несреће, речено је да није било штетног дејства зрачења на раднике и становништво у околини. Одбор за радиолошку заштиту Велике Британије објавио је тек 1983. године анализу несреће и податке о штетним последицама [3], мада су резултати мерења били доступни одмах након несреће [4].

2.2. Острво Три миље, САД, 1979

Несрећа на Острву Три миље се догодила 28. марта 1979. године, када је језгро реактора остало без хлађења, па су реактор и турбине заустављене. Део радиоактивности из оштећеног језгра прешао је у расхладни систем, али захваљујући конструкцији зграде у њој је задржано 6500 m³ радиоактивне воде [5]. Укупна избачена активност, која је углавном потицала од краткожи-

већих племенитих гасова, износила је 92,5 PBq [2]. Процењено је да је становништво које живи у кругу од 10 km или 100 km у околини електране за период од 2 недеље после несреће добило дозу која износи 10% односно 1% од дозе коју прими од природних извора за годину дана [6].

2.3. Акцидент у Чернобиљу

Најозбиљнији акцидент у историји нуклеарне енергије догодио се 26. априла 1986. године на Чернобиљској нуклеарној електрани у бившем Совјетском Савезу, поред садашње тремеђе Украјине, Белорусије и Русије. Као резултат акцидента реактор је уништен и у првих 10 дана око $12 \cdot 10^{18}$ Bq је избачено у околину [7].

Ослобођени радиоактивни материјал у атмосфери састојао се од гасова, аеросола и фрагментираног горива. Гасовити елементи, као криптон и ксенон, у потпуности су се ослободили из горивног материјала. Ослобођено је 50-60% присутног јода. Остали испарљиви елементи и једињења, као што су цезијум и телур, везани за аеросолне честице, транспортовани су у ваздух одвојено од делова горива. Мање испарљиви елементи, као церијум, цирконијум, актиниди, баријум, лантан и стронцијум били су у горивним честицама. Веће честице горива депоноване су у близини места несреће, а мање честице су шире распрострањене.

Најзначајнији и најопаснији радионуклиди избачени у атмосферу били су ^{131}I , ^{134}Cs и ^{137}Cs . Специфичност начина на који је радиоактивност ослобођена довела је до широког распрострањања радиоактивних материја кроз северну хемисферу, углавном кроз Европу. Активност преношена многим радиоактивним облацима мерена је не само у северној и јужној Европи, већ и у Канади, Јапану и САД. Једино је јужна хемисфера остала слободна од контаминације. За време тих 10 дана предузете су озбиљне мере да се спречи избацивање радиоактивног материјала и успостави контрола над реактором. У мају је направљен дизајн, у јуну је почела изградња, а у новембру 1986. године је завршена конструкција бетонског ковчега (саркофага) који је покрио оштећено реакторско језгро [8].

У санирању објекта учествовали су оператори на електрани и остали радници, ватрогасци, милиција, војска и многи добровољци. Око 200000 људи је радило у региону Чернобиља током 1986-1987. године и били су изложени великој дози зрачења. Укупно је на рашчишћавању учествовало 600000-800000 људи, који су чистили регион око реактора, конструисали саркофаг, вршили деконтаминацију, градили путеве, рушили и закопавали контаминирани зграде, шуме и опрему, затим лекари, учитељи, кувари, преводиоци и остали који су радили у контаминираној територији.

Око 116000 људи је евакуисано са 4300 km^2 територије Белорусије, Русије и Украјине од 27. априла до средине августа 1986. године. Дистрибуција доза које су становници са ове територије примили зависи од места на коме су живели у околини електране, као и од времена када су евакуисани.

Испуштени радиоактивни материјал је доспео у атмосферу и поново се депоновао на површину земље, тако да је био мерљив на целој северној хемисфери. Радиоактивна контаминација у 1986. години је достигла неколико де-

сетина MBq/m^2 у зони пречника 30 km [9]. У првих месец дана спољашња доза за биљке и животиње од краткоживећих радионуклида била је неколико десетина Gy .

Око 85% избаченог материјала се састојало од радионуклида са периодом полураспада мањим од месец дана, 13% од радионуклида са периодом полураспада неколико месеци, 1% са периодом полураспада око 30 година и око 0,001% са периодом полураспада већим од 50 година [10]. Укупна активност радионуклида у животној средини је опала са временом на око 1% од вредности непосредно после акцидента. На територији Европе у 1996. години је било присутно 80 PBq дугоживећих радионуклида углавном ^{137}Cs и ^{90}Sr [7], који имају дуго време полураспада и због тога дају најзначајнији допринос укупној дози популације.

Главни путеви деловања на човека испољили су се кроз спољашње озрачивање од радионуклида депонованих на тлу и унутрашње озрачивање конзумирањем контаминираних хране јер су млеко и зелено поврће имали активност већу од нивоа који се данас прихватају као дозвољени за животне намирнице [11]. У првих неколико недеља после акцидента највиша доза потицала је од јода. Од 1987. године највећа доза потиче од ^{137}Cs , нешто је мања од ^{90}Sr , док је доза од ^{239}Pu занемарљива. Мере предузете за смањење спољашњег озрачивања показале су се релативно неефикаснима, за разлику од мера за смањивање унутрашњег озрачивања [7]. Примена одговарајућих пољопривредних мера на територијама у околини места акцидента је допринела значајном смањењу преласка ^{137}Cs и ^{90}Sr у храну [12], што је зависило од локалних услова, као што је на пример тип земљишта. Храна која се сада производи на државним фармама има дозвољене нивое активности. У зависности од врсте земљишта, трансфер ^{137}Cs у млеко, код крава које пасу на ливадама, варира неколико стотина пута. Храна која се производи од животиња које пасу на дивљим пашњацима, шумама и планинама, као и некултивисане биљке (бобице, печурке), може, у наредним декадама, да доведе до повећања унутрашње дозе од ^{137}Cs код популације.

Крајем 1988. године совјетски научници су објавили да ће постојећи саркофаг трајати највише 20-30 година. Државе чланице групе Г7 плус Русија су 1997. године донеле план изградње новог саркофага. Овај план је финансирала Европска банка за реконструкцију и развој. Предвиђа се да нови саркофаг (слика 1), који треба ускоро да буде готов, траје најмање 100 година [13].



Слика 1. Нови саркофаг [13]

2.4. Акцидент у Фукушими

Дана 11. марта 2011. године, катастрофални земљотрес јачине 9 степени Рихтерове скале, погодио је Јапан. Земљотрес је изазвао аутоматско искључивање 11 електрана широм државе, укључујући ту и три реактора нуклеарне електране Фукушима Даичи типа BWR у власништву ТЕПКО компаније [14]. Цунами, који је настао као последица земљотреса, погодио је обалу Јапана око 50 минута касније и узроковао несрећни ланац догађаја у нуклеарној електрани у Фукушими. Резервни дизел генератори који по протоколу преузимају хлађење система у електрани, били су поплављени и самим тим су престали да раде. Као последица тога, три реакторска језгра су доживела топљење и дошло је до експлозије водоника који се нагомилао у реакторским просторијама услед топљења језгара. Додатно ширење радиоактивног материјала из реактора настало је због отпуштања вентила у намери да се смањи критични притисак у реакторским просторијама [15].

Радници у нуклеарној електрани су одмах евакуисани, као и становништво у кругу 2 km око електране, што је проширено на 3 km у току дана. Сутрадан је евакуисано становништво у кругу 10 km, проширено на 20 km касније тог дана. У зони 20-30 km је саветовано да сви остану затворени у својим становима. Јапанска власт је у почетку одлучила да се становништво може вратити у своје станове кад годишња доза буде испод 20 mSv [16].

Емисија радиоактивних честица из оштећених реактора у животну средину, почела је 12. марта. Укупна активност радиоактивних честица испуштених услед акцидента, процењена је на 10^{18} Bq. Све радиоактивне честице су биле транспортоване преко Пацифика према Северноамеричком континенту и доспеле су у Европу упркос дисперзији и депозицији дуж руте контаминираних ваздушних маса. Главни допринос овој активности потиче од изотопа ксенона, нарочито ^{133}Xe , мада су само најсофистицираније лабораторије (припаднице Comprehensive nuclear Test Ban Treaty организације) могле да квантификују присуство овог изотопа у ваздуху. Радионуклиди ^{131}I , ^{134}Cs и ^{137}Cs који су испуштени у атмосферу су детектовани на мерним станицама широм света. Након акцидента у Чернобилу,

препознат је значај краткорочних и дугорочних ефеката контаминације ^{131}I , и због тога је и у нашој земљи, специјална пажња била посвећена детекцији овог радионуклида [17]. Други краткоживећи радионуклиди попут ^{132}Te ($T_{1/2}=3,2$ дана) и ^{132}I ($T_{1/2}=2,3$ сата) су такође детектовани у траговима. Разумевање временских и просторних промена концентрације контаминаната у ваздуху, послужило је у наредном периоду за даљу процену и мапирање депозиције контаминаната на земљиште и биљке, њихов трансфер преко ланца исхране и коначно процену дозе на становништво [18].

Ефекти овог акцидента су били далекосежни. Не само да је акцидент директно утицао на животе радника у електрани и више од 15000 евакуисаних људи, већ се осетио огроман утицај и на атмосферу, животну околину, економску и политичку ситуацију и психичко и физичко здравље људи, не само у Јапану већ широм света [15].

Као одговор на овај акцидент, на светском нивоу су поново покренута питања која се тичу нуклеарне енергије. Технолошки одговор на акцидент у Фукушими је покривао велики распон дисциплина, што је довело до великог броја анализа, техничких извештаја и радова. Јапан, САД и Француска су одвојиле ресурсе за изналажење нових побољшаних сигурносних система за све нуклеарне електране. Европска Комисија је упутила захтев својим чланицама да изврше евалуацију (тзв. „стрес тест“) сваке нуклеарне електране на својој територији, у циљу проналажења слабих тачака на које је акцидент у Фукушими скренуо пажњу.

Што се тиче утицаја испуштања радионуклида у животну околину, многе технике које су установљене после акцидента у Чернобилу, нашле су примену после акцидента у Фукушими.

3. КОНТРОЛА РАДИОАКТИВНОСТИ У ЖИВОТНОЈ СРЕДИНИ

3.1. Мониторинг радиоактивности

Мониторинг је контрола испуштања радиоактивног материјала и праћење његовог кретања у животној средини и обухвата мерење радијационих и других параметара ради процене и контроле излагања становништва. Мониторинг животне средине омогућава процену утицаја испуштене радиоактивности на животну средину и на здравље становништва, а на основу испитивања да ли је испуштање радиоактивности у околину у складу са прописаним границама за време нормалног рада нуклеарних постројења и осталих постројења која користе радиоактивни материјал. У случају акцидента или непланираних испуштања који доводе до тога да радиоактивност у животној средини прелази дозвољене границе, упозоравају се надлежне институције ради покретања поступка заштите животне средине и становништва од штетног дејства јонијујућег зрачења [19].

Рутински мониторинг радиоактивности у животној средини обухвата систем вертикалне анализе: ваздух - падавине - земљиште - воде - биљке -

животиње - човек, а таква мерења представљају добар основ за мониторинг у случају неког акцидента.

Постоје три врсте мониторинга: мониторинг на извору испуштања, мониторинг животне средине и индивидуални мониторинг [19, 20].

Мониторинг на извору испуштања је оријентисан на мерење дозе код извора и количину испуштених радионуклида.

Мониторинг животне средине обухвата мерење специфичне активности радионуклида у узорцима из животне средине који су релевантни за експозицију становништва, првенствено у ваздуху, води за пиће, пољопривредним производима и природној храни, као и у биоиндикаторима који концентришу радионуклиде.

Индивидуални мониторинг се односи на мерења вршена на појединцима из становништва. Није предвиђен у мониторингу код рутинских мерења, али може се вршити код акцидента за процену појединачне дозе.

Циљеви мониторинг програма за заштиту становништва и животне средине су:

- процена ефикасности мера контроле испуштања радиоактивних материја у животну средину и сагласност са дозвољеним нивоима испуштања;
- процена стварног или могућег излагања критичне групе или становништва радиоактивним материјама у животној средини због рада нуклеарних постројења или због коришћења извора зрачења, од акцидента или од претходног рада;
- провера да ли су испуњени важећи законски прописи и друга ограничења;
- да се благовремено открије и идентификује узрок било ког неконтролисаног извора зрачења или радиоактивног загађења;
- континуирано вођење евиденције нивоа радиоактивности у животној средини;
- информисање становништва.

3.2. Избор узорака из животне средине и методе контроле радиоактивности

Програм мониторинга животне средине обухвата различита мерења у узорцима из животне средине тако да се узму у обзир сви могући путеви излагања становништва јонизујућим зрачењима, које настаје због спољашњег озрачивања, инхалације и ингестије: мерење јачине амбијенталног еквивалента дозе у ваздуху, гамаспектрометријска испитивања, одређивање специфичне активности ^{90}Sr , мерење концентрације радона, трицијума, итд. Врста узорака, начин и фреквенција узорковања, као и методе мерења прописане су домаћим прописима [21, 22] и препорукама Међународне агенције за атомску енергију [19], што представља добар основ за планирање рутинског мониторинга.

Повећана активност ваздуха и дневних падавина су први индикатори за нуклеарни акцидент или нуклеарну експлозију. Ваздух је прва карика екосистема у којој ће се повећати концентрација радионуклида након испуштања радиоактивне контаминације у атмосферу. Због начина и брзине ширења материје ваздухом, контрола радиоактивности у ваздуху је обавезан

део мониторинга радиоактивности како у нормалним, тако и у акцидентним ситуацијама. Радионуклиди се депонују на земљиште и биљке путем сувог и мокрог таложења.

Узорци ваздуха и падавина, речне воде, воде у језерима и воде за пиће сакупљају се свакодневно, а у композитним месечним узорцима врши се гамаспектрометријско мерење и одређује се активност ^{90}Sr .

Испитивање контаминације радиоактивним материјама људске хране врши се у намирницама које су карактеристичне за исхрану становништва, а то су намирнице које се уносе 5% или више у укупној исхрани становништва. Подаци о количини коришћених намирница добијају се из статистичких годишњака. Сакупљање ових узорака врши се два пута годишње (пролеће и јесен). Приликом избора намирница води се рачуна да то буду намирнице које се користе у исхрани деце и трудница, при чему највећи значај имају месо, млеко и млечни производи, затим житарице и поврће. Мањи значај имају водени организми (рибе, шкољке и ракови), дивљач и поједине врсте воћа јер се мање користе у исхрани.

Препоручује се да се радионуклиди анализирају у појединачним узорцима хране, а не у мешаним узорцима. Само анализа појединачних узорака може да покаже када и које противмере треба применити за редуковање дозе. Узорке за анализу треба припремити на исти начин као код употребе за исхрану, да би се у обзир узели ефекти прања, чишћења и кувања.

У свим узорцима хране врши се гамаспектрометријско мерење и одређује се активност ^{90}Sr , који због дугог времена полураспада и своје радиотоксичности има посебан значај у прехранбеном циклусу са радијационохигијенског становишта.

Од узорака сточне хране првенствено се контролише трава јер представља директан пут за контаминацију животиња које пасу (говед, овце, козе), као и други карактеристични узорци за исхрану животиња.

У новим правилницима за мониторинг [21, 22], осим на југу Србије, није предвиђена стална контрола земљишта. Земљиште је основна средина за миграцију радионуклида у биљке, одакле ови преко биљне исхране доспевају до човека или животиња. Врста земљишта утиче на расподелу радионуклида у самом земљишту и на трансфер истих у биљке. Миграција радионуклида у земљишту зависи од бројних еколошких чинилаца, посебно особина земљишта као што су: физичко-хемијска својства (садржај органске материје, рН вредност, минеролошки састав), структура (механички састав, порозност), водни режим (садржај воде, ниво подземних вода), агротехничке мере (обрада, ђубрење) и слично.

Земљиште контаминирано радионуклидима има важну улогу у контаминарању циклуса биљне и сточне производње. Узорке земљишта првенствено испитати гамаспектрометријски, а по потреби одређивати активност ^{90}Sr .

Програм осигурања и контроле квалитета у мониторингу треба да осигура следеће [19]:

- избор одговарајућих метода узорковања и испитивања,
- избор одговарајуће опреме, локације и фреквенције узорковања и одговарајућих процедура,

- прописно одржавање, тестирање и еталонирање опреме да би се осигурало њено коректно функционисање,
- коришћење одговарајућих калибрационих стандарда који су трасабилни до домаћих или међународних стандарда,
- међулабораторијско поређење на националном и међународном нивоу,
- процедуре и механизми контроле за процену ефективности програма мониторинга,
- анализа мерне несигурности,
- чување података,
- адекватна квалификација и тренинг особа за испитивања и коришћење опреме.

3.3. Путеви експозиције и процена дозе

Радиоактивне материје избачене у атмосферу се преносе ветром и шире се мешањем ваздуха. Радиоактивне материје из облака се преносе путем два значајна процеса: таложење честица из облака на површину изнад које пролази или спирањем падавинама. Ако радиоактивне материје потичу из ваздуха, радиоактивне честице могу се удахнути или депоновати на кожи. Честице депоноване на околним површинама могу се ресуспендовати ветром или људском активношћу, а затим удахнути. Такође, веома комплексан механизам је онај који укључује ланац исхране.

Брзина преноса радионуклида и њихова количина у различитим деловима ланца исхране одређена је многим физичким и биолошким факторима, много комплекснијим него што је сама ингестија и инхалација. Оно што је добро познато је да се радионуклиди у организмима понашају идентично као и њихови стабилни изотопи, тако да следе исте биохемијске и метаболичке путеве.

Дакле, постоје три главна пута експозиције: спољашње озрачење од радионуклида депонованих на земљишту, инхалација ресуспендованих материја и радиоактивност која потиче из хране. Путеви су сложени, а поједини детаљи механизма транспорта радиоактивности нису сасвим ни познати. Физички, хемијски и биолошки путеви у животној средини су повезани кроз биофизичке и биохемијске процесе од којих зависи егзистенција свих живих организама. Неки од тих процеса доводе до значајног разблажења, други до поновног физичког или биолошког концентрисања, праћеног трансфером радиоактивности кроз различите и понекад узајамно зависне путеве до човека.

Релативна важност различитих путева експозиције одређена је:

- врстом (алфа, бета, гама) и карактеристикама зрачења (период полураспада, енергија);
- физичким и хемијским карактеристикама средине (гасовита, течна, чврста);
- дисперзијом;
- карактеристикама животне средине (клима, живи свет, пољопривредна производња);

- карактеристикама експонованог становништва (начин исхране, навике, године старости, локација).

Код било каквог испуштања радиоактивности у животну средину најважније је предвиђање резултујуће дозе за човека. Процена ризика започиње дефинисањем извора испуштања радионуклида са свим релевантним информацијама о њему, што омогућава бољи избор модела транспорта радиоактивности који ће се користити у процени.

Процена дозе поред примене модела трансфера радиоактивности кроз животну средину обично укључује и мерења контаминације животне средине. Користе се модели који се заснивају на експерименталним резултатима, на карактеристикама испуштеног материјала и средине кроз коју се врши транспорт, путевима експозиције и ланцу исхране, као и на метаболизму одговарајућих радионуклида код човека [23, 24].

Процена дозе се врши за појединца из критичне групе. Критична група је група људи који због своје локације и навика представљају део становништва који ће примити највеће дозе од датог извора зачења.

Када су познате специфичне активности радионуклида у ваздуху, води и храни, за критичну групу потребно је познавати време проведено у различитим условима експозиције, количину удахнутог ваздуха, количину унесене хране и пића.

Најједноставније је израчунати ефективну дозу d_j од уноса радионуклида i ингестијом намирнице j по формули [23]:

$$d_j = m_j \cdot A_{ji} \cdot e(g)_{i,ing} \quad (1)$$

где су:

m_j - годишња потрошња намирнице j ,

A_{ji} - средња годишња специфична активност радионуклида i у намирници j ,

$e(g)_{i,ing}$ - очекивана ефективна доза по јединичном уношењу радионуклида i ингестијом у одговарајућој старосној групи.

Укупна ефективна доза d од уноса радионуклида i ингестијом свих намирница израчунава се по формули:

$$d = \sum_{j=1}^n d_j \quad (2)$$

где је n укупан број различитих намирница.

3.4. Моделирање простирања радионуклида у животној средини

Први корак је да се дефинише циљ моделирања. То може бити краткотрајни или дуготрајни ризик од директне контаминације из ваздуха и земљишта, од инхалације контаминираниог ваздуха или ингестије контаминираних биљака и животиња. Други корак је формирање одговарајућег блок-дијаграма система. Сваки елемент система може да се третира као систем од још ситнијих, једноставнијих елемената, а ови даље као нови системи и тако

даље [25, 26]. Одељци треба да буду препознатљиви делови екосистема који имају обично дефинисане границе, хомогени су по целој запремини, а примају, губе или одржавају садржај радионуклида. Зависне променљиве у моделу су одговарајуће активности у обележеним одељцима. Споља унета активност у одељак се практично моментално распоређује равномерно по свим његовим деловима. Поједини одељци могу бити искључени из модела због тога што нису значајни за конкретан резултат моделирања, или због тога што је трансфер кроз неке одељке много бржи од временске скале у којој се посматра пренос радиоактивности. На пример, у овом моделу, животиње могу бити укључене као један одељак или као више узастопних одељака (црева, крв, месо и млеко). Пошто се равнотежа у цревима, крви и млеку успоставља неколико дана после контаминирања траве, онда се код модела који прате дужи временски период ови појединачни одељци могу занемарити и одељак животиња заменити одељцима млеко и месо.

У свету су до сада развијени многи динамички модели који предвиђају транспорт радионуклида у ланцу исхране: **RADFOOD** [27], **PATHWAY** [28], **ECOSYS** [29], **FARMLAND** [29].

Главна примена динамичких модела је предвиђање последица испуштања радиоактивности у животну средину, кад је испуштање у околину у великој размери или је у више наврата. Ова предвиђања се могу користити за планирање противмера и процену здравствених, економских и социјалних утицаја акциденталног испуштања.

Након несреће у Чернобиљу указала се прилика да се провере предвиђања радиоеколошких модела поредећи са стварним резултатима мерења радиоактивности у животној средини. У периоду од 1986. до 1995. године, уз подршку Европске комисије, Међународна агенција за атомску енергију из Беча је покренула пројекат **VAMP (VALidation of Environmental Model Predictions for the Transfer of Radionuclides in Terrestrial, Urban and Aquatic Environments and Acquisition of Data for that purpose)** за валидацију модела трансфера радиоактивности у животној средини, у копненим, урбаним и воденим срединама, као и прикупљање података потребних за ту сврху. Истовремено се радило на међународном кооперативном програму **BIOMOVs** и **BIOMOVs II (BIOspheric MOdel Validaton Study)** који је тестирао моделе који предвиђају трансфер радионуклида у животној средини и биоакumulацију [31-33].

Ово је био први пут да се модели тестирају подацима прикупљеним у бившем Совјетском Савезу. Иако су резултати добијени применом тестираних модела били истог реда величине, њихова тачност је зависила у неким ситуацијама од избора одговарајућег параметра за ту локацију. Уколико се модели користе за ситуацију за коју нису развијани, њихова неодређеност је већа. Неодређеност потиче нарочито од 2 фактора: неодређености у самом моделу и неодређености у вредности различитих параметара.

Сваки модел се заснива на извесним претпоставкама и у суштини је апроксимација реалности и, као такав, не може описати тачно све компоненте система у животној средини и све процесе који у њему учествују. Неодређеност настаје због поједностављења модела, због изостављања

важног дела система или због поједностављења нумеричког решавања проблема.

Резултати процене су много бољи ако се користе параметри радиоеколошких модела, нпр. биолошко време полураспада радионуклида и коефицијенти трансфера радионуклида кроз ланац исхране, одређени на локацијама за које се и примењују [26].

3.5. Најзначајнији радионуклиди

Јод је минерал који је значајан за исхрану, а пошто се у природи ретко налази додаје се кухињској соли. Око 70-80% јода се налази у штитној жлезди. Његов изотоп ^{131}I (време полураспада 8,02 дана) је један од главних физионих продуката уранијума и плутонијума и сачињава 3% укупних физионих продуката по тежини. Главни механизам производње ^{131}I је бомбардовање ^{130}Te неутронима у нуклеарном реактору. ^{130}Te апсорбује неутрон и прелази у ^{131}Te , који бета распадом, са временом полураспада од 25 минута, прелази у ^{131}I . Овај радионуклид, бета распадом са вероватноћом од 89% прелази у ^{131}Xe уз емисију једног гама фотона, где је енергија електрона ослобођеног бета распадом једнака 606 keV (принос 89%, енергије 248–807 keV са приносом од 11%), а енергије гама фотона су 364 keV (принос 81%) и 723 keV (принос 19%). Електрони, емитовани у бета распаду ^{131}I изазивају мутације и смрт ћелија у које продиру. Типична енергија ових електрона је 190 keV, што значи да им је дубина пенетрације од 6 mm до 2 mm. Јод бива апсорбован из хране и концентрише се у тироидној жлезди, чије нормално функционисање зависи од присуства јода. Када је ^{131}I присутан у околини у високим концентрацијама, могућ је његов унос ингестијом, што доводи до концентрације овог изотопа јода у тироидној жлезди. Примарни ризик при излагању ^{131}I је управо оштећење тироидне жлезде, које може узроковати појаву радиогеног тироидног канцера.

Цезијум је алкални метал, који се у природи налази у малим количинама, као стабилни изотоп ^{133}Cs . Основни извор стабилног цезијума су стене и земљиште. Радиоактивни изотопи ^{134}Cs и ^{137}Cs су доспели у животну средину путем падавина, након нуклеарних проба шездесетих година и после несреће у Чернобилу 1986. године и Фукушими 2011. године. Ови радионуклиди су бета-гама емитери. Њихове хемијске карактеристике су исте, па је и њихово метаболичко понашање у живим организмима идентично. Биолошка специфичност радионуклида ^{134}Cs и ^{137}Cs је што се јони цезијума у организму понашају аналогно калијуму, па се због тога налазе у свакој ћелији организма. Зато ови радионуклиди представљају органотропне радионуклиде јер немају критични орган. Биолошко време полураспада за оба радионуклида је веома слично (20 до 140 дана), а разликује се код појединих врста животиња и код човека. Физичко време полураспада је за ^{134}Cs краће (2,1 година) па је његово задржавање у животној средини мање. Због хемијске сличности са калијумом, покретљивост цезијума у биолошким системима је висока. Због дугог периода полураспада ^{137}Cs (30 година) прати се његова активност у свим зорцима из животне средине.

Стронцијум је земноалкални метал чија је распрострањеност 0,008% од целокупног броја атома у Земљиној кори. Природни стронцијум састоји се из смеше четири стабилна изотопа ^{84}Sr , ^{86}Sr , ^{87}Sr и ^{88}Sr , где је ^{88}Sr најзаступљенији изотоп са 82,56%. На Земљиној површини стронцијум је неравномерно дистрибуиран, али се ипак може наћи у свим узорцима минералног и органског света. Обзиром да представља хемијски аналог калцијума, који је један од основних елемената живих организама, стронцијум се такође укључује у процесе биолошког циклуса.

Са открићем фисије и након првих нуклеарних експеримената (1945. године) у животну средину човека ушао је и радиоактивни изотоп стронцијума, ^{90}Sr , који настаје фисијом језгара тешких елемената као што су ^{235}U и ^{239}Pu . Након нуклеарних тестова и акцидента, ^{90}Sr се из ваздуха на Земљину површину депоновао падавинама те његова дистрибуција следи активност ваздуха и падавина. На дистрибуцију ^{90}Sr на површини утичу и геохемијски фактори земљишта, као и климатске појаве. Након контаминације земљине површине, 60-80% ^{90}Sr се налази у првих 5 cm земљишта, али, иако се процес одвија веома споро, стронцијум временом мигрира у дубље слојеве земљишта.

4. РЕЗУЛТАТИ МЕРЕЊА АКТИВНОСТИ РАДИОНУКЛИДА

Акцидент у Чернобиљу је довео до контаминације 200000 km² у Европи [34]. Процењена емитована активност радионуклида током чернобилске несреће дата је у табели 1 [34] и она је много мања него што је првобитно било процењено и објављено 10 година након акцидента [10].

Резултати мерења, процене дозе, ремедијација и остале препоруке су објављени у многим часописима и на многим конференцијама. Резултати мерења активности различитих радионуклида у животној средини Србије и Црне Горе у првој декади након акцидента у Чернобиљу приказани су на скупу «Чернобил, 10 година после» који је организовало Југословенско друштво за заштиту од зрачења 1996. године у Будви и на свим симпозијумима друштва. Први резултати мерења у Србији и Црној Гори након акцидента у Фукушими приказани су на XXVI симпозијуму Друштва за заштиту од зрачења Србије и Црне Горе, одржаног на Тари 2011. године.

4.1. Резултати мерења у Србији након акцидента у Чернобиљу

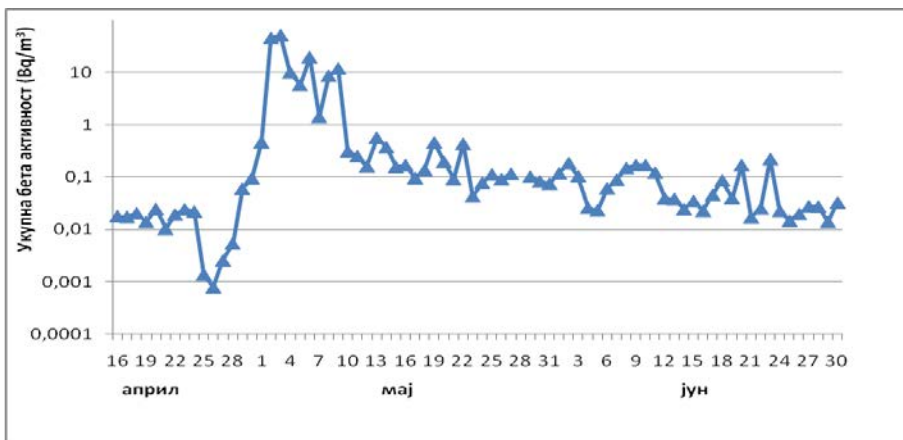
Укупна бета активност у ваздуху и падавинама (чврсте падавине и атмосферски талог) од средине априла до краја јуна 1986. године, мерена у Београду, приказана је на сликама 2 и 3 респективно [26, 35]. Мерење је обављено у Институту за медицину рада Србије „Др Драгомир Карајовић“ у току редовног мониторинга радиоактивности у Србији.

Табела 1. Процена емитоване активности радионуклида током чернобиљске несреће [34]

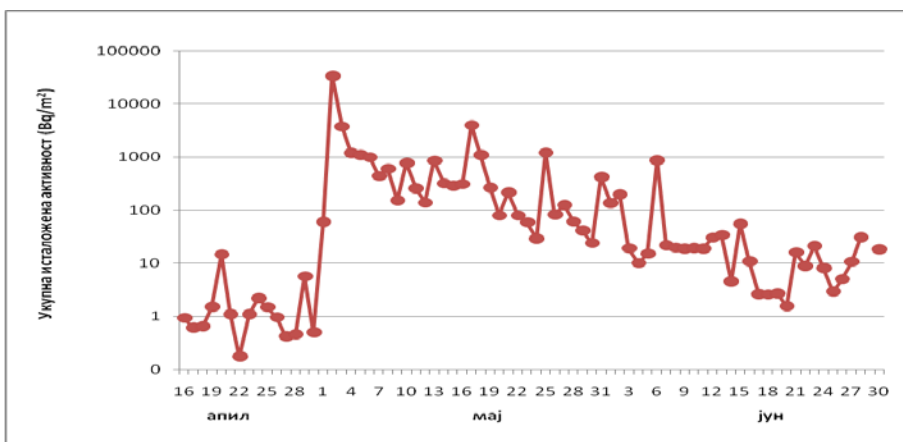
Нуклид	Време полураспада	Активност (10^{15} Вq)
^{85}Kr	10,72 g	33
^{133}Xe	5,25 d	6500
^{131}I	8,04 d	~ 1760
^{134}Cs	2,06 g	~ 47
^{137}Cs	30,0 g	~ 85
^{132}Te	3,26 d	~ 1150
^{89}Sr	50,5 d	~ 115
^{90}Sr	29,12 g	~ 10
^{140}Ba	12,7 d	240
^{95}Zr	64,0 d	84
^{99}Mo	2,75 d	> 72
^{103}Ru	39,3 d	> 168
^{106}Ru	368	> 73
^{141}Ce	32,5 d	84
^{144}Ce	284 d	~ 50
^{239}Np	2,35 d	400
^{238}Pu	87,74 g	0,015
^{239}Pu	24065 g	0,013
^{240}Pu	6537 g	0,018
^{241}Pu	14,4 g	~ 2,6
^{242}Cm	18,1 g	~ 0,4

Резултати мерења активности ^{137}Cs и ^{90}Sr у ваздуху и падавинама у првој декади након акцидента у Чернобиљу показују значајно повећање радиоактивности у 1986. години у односу на претходне године, слика 4 [36]. Одмах након акцидента постојала је корелација активности у ваздуху и падавинама, док у каснијем периоду корелације више нема [37].

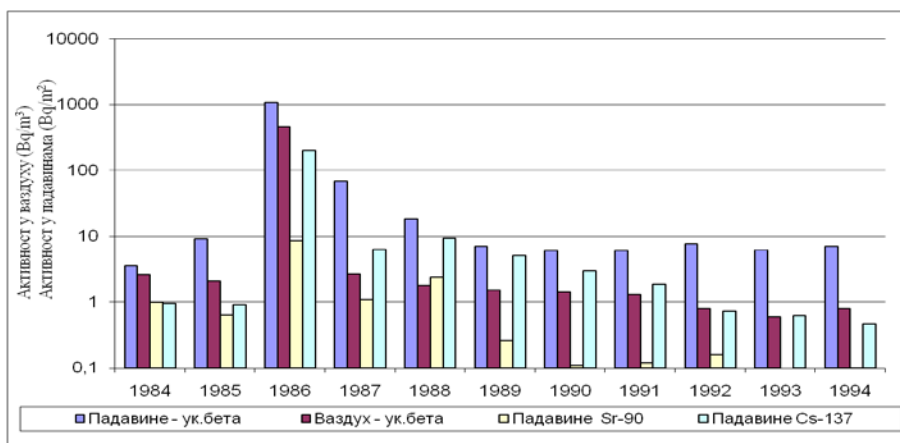
У узорцима аеросола из јуна 1998. године ^{137}Cs је детектован на све четири мерне станице (Београд, Ниш, Палић и Зајечар) [38]. Измерена активност ^{137}Cs се кретала од $0,009 \text{ mBq/m}^3$ до $0,028 \text{ mBq/m}^3$, чиме је потврђено да се у Србији детектовао ^{137}Cs из акцидента Ацеринокс у Шпанији. Након тога активност ^{137}Cs у ваздуху и падавинама је била испод границе детекције [39, 40] до акцидента у Фукушими 2011. године.



Слика 2. Укупна бета активност у ваздуху у Београду у пролеће 1986. године [26]



Слика 3. Укупна бета активност у падавинама у Београду у пролеће 1986. године [26]



Слика 4. Радиоактивност ваздуха и падавина у Србији (1984-1994) [36]

Активност ^{137}Cs и ^{90}Sr у земљишту, води за пиће и људској храни такође је била највећа у години акцидента [41]. У периоду 1986-2005. године узорци земљишта (необрадиво и обрадиво) су сакупљани два пута годишње (пролеће и јесен) у Београду, Новом Саду, Суботици (Палићу), Ужицу (Златибору), Нишу и Зајечару.

Узорци необрадивог земљишта сакупљани су у овим местима у току априла и октобра сваке године, са дубина 0-5 cm, 5-10 cm и 10-15 cm, а узорци обрађиваног земљишта са дубина 0-10 cm, 10-20 cm и 20-30 cm.

Анализирајући резултате мерења ^{90}Sr и ^{137}Cs у необрадивом земљишту [42-44] јасно се уочава да током година специфична активност ових радионуклида нешто опада, али да је због дугог времена полураспада ових радионуклида њихова активност још увек значајана. У првим годинама након чернобиљског акцидента концентрација ^{137}Cs и ^{90}Sr у необрадивом земљишту је много већа у првом, површинском слоју земљишта, док у обрадивом земљишту та разлика није тако изражена. Временом ^{137}Cs и ^{90}Sr прелазе у дубље слојеве земље.

Дистрибуција ^{137}Cs по површини земљишта је била неравномерна и нехомогена. Зато мерења показују некад веће концентрације неколико година након акцидента у Чернобилу, на пример у Београду је највећа измерена вредност била 1991. Године и износила је 233 Bq/kg, у Новом Саду је измерена највећа вредност 1990. године 73,4 Bq/kg, а на Палићу 1993. године измерено је 39,6 Bq/kg. Највећа измерена концентрација ^{137}Cs у једном узорку необрадивог земљишта је била 1990. године на Златибору и износила је 1540 Bq/kg [43].

Активност ^{90}Sr измерена у необрадивом земљишту у Београду, Новом Саду, Палићу, Нишу и Зајечару у 1986. години кретала се од 0,6 Bq/kg до 15,2 Bq/kg [43], док се у наредним годинама ова активност смањила неколико пута. Највећа измерена концентрација ^{90}Sr у једном узорку необрадивог земљишта измерена је 1989. године на Златибору и износила је 39,5 Bq/kg.

Због дугог времена полураспада ^{137}Cs његова активност у земљишту је још увек значајна. У периоду од 1998. до 2005. године измерене активности ^{137}Cs у необрадивом земљишту кретале су се од < 0,5 Bq/kg у Нишу до 397 Bq/kg на Златибору. У истом периоду, измерене вредности специфичне активности ^{90}Sr у необрадивом земљишту кретале су се од < 0,04 Bq/kg до 8,9 Bq/kg, колико је измерено у Београду.

Код култивисаних биљака (поврће, воће, житарице) због ниских коефицијената преласка ових радионуклида из земљишта у биљке [45], активност у храни није била висока [46-50]. Највећа измерена вредност активности ^{137}Cs у 1986. години била је у житарицама и износила је 244,3 Bq/kg. Средња вредност ^{137}Cs у воћу и поврћу те године кретала се од 53,8 Bq/kg до 75,9 Bq/kg, а у 1987. години средња вредност активности ^{137}Cs била је мања од 38 Bq/kg [47].

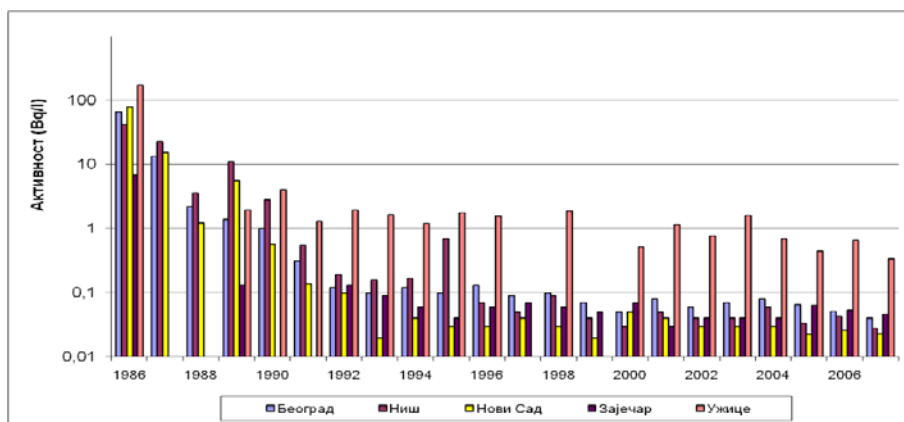
Активност ^{137}Cs у сточној храни 1986. године је била висока [51], нарочито у трави (2652 Bq/kg), луцерки (791 Bq/kg) и сену (886 Bq/kg). У кукурузу и силажи активност ^{137}Cs се кретала од 2,1 Bq/kg до 10,7 Bq/kg.

Активност ^{90}Sr у Србији 1986. године у воћу, поврћу, меду и житарицама кретала се од 0,9 Bq/kg до 3,2 Bq/kg [52], а од 1987. године све су вредности

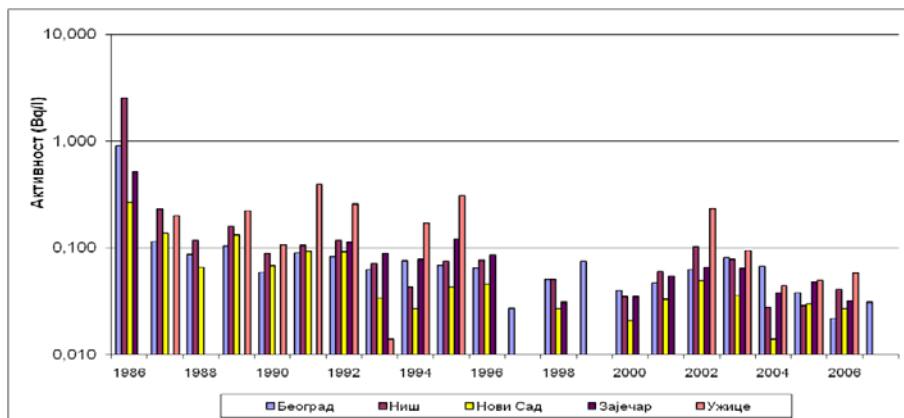
биле мање од 1 Bq/kg. Активност ^{90}Sr у кукурузу, силажи, сену и јечму била је мања од 10,8 Bq/kg, док је највећа активност била у трави и луцерки у Ужицу (203,2 Bq/kg).

Просечна годишња активност ^{137}Cs у млеку у 1986. години у Београду била је 67,1 Bq/l, у Нишу 41,6 Bq/l, у Новом Саду 79,6 Bq/l, у Зајечару 6,9 Bq/l, и највећа на Златибору 172,3 Bq/l [26, 53-55]. Просечна годишња активност ^{90}Sr у млеку 1986. године у Београду била је 0,91 Bq/l, у Новом Саду 0,27 Bq/l, у Зајечару 0,52 Bq/l, и највећа у Нишу 2,5 Bq/l [26, 52, 55].

Од 1987. године активност ^{137}Cs и ^{90}Sr у млеку вишеструко опада у односу на активност 1986. године [53-56]. Данас је активност ових радионуклида значајно ниска у региону Београда, Ниша, Новог Сада и Зајечара (слике 5 и 6), док је у региону Ужица активност ^{137}Cs већа за ред величине од вредности у другим местима [26].



Слика 5. Средње годишње вредности активности ^{137}Cs у млеку у Србији [26]



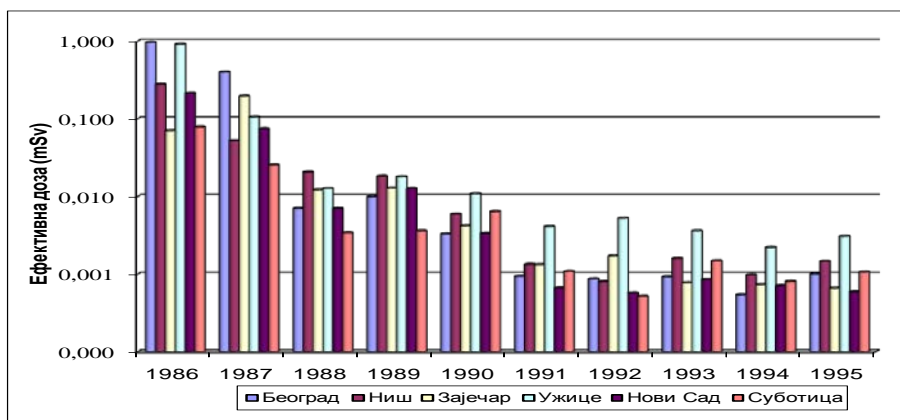
Слика 6. Средње годишње вредности активности ^{90}Sr у млеку у Србији [26]

Израчунате ефективне дозе зрачења од уноса ^{137}Cs и ^{90}Sr ингестијом за просечног одраслог становника у Србији након акцидента у Чернобиљу приказане су у многим радовима [42, 47, 49-50]. За израчунавање дозе коришћени су резултати мерења активности ^{137}Cs и ^{90}Sr добијени кроз мониторинг радиоактивности у Србији, а на основу формуле (1), која је примењена на 6 категорија намирница (поврће, месо, житарице, воће, млеко и млечни производи). У 1986. години ефективна дозе зрачења од уноса ^{137}Cs и ^{90}Sr ингестијом за просечног одраслог становника у Србији је била 0,662 mSv и 0,020 mSv респективно [42, 49-50]. Израчунато по регионима ефективне дозе зрачења од уноса ^{137}Cs ингестијом била је у Нишу 0,279 mSv, у Новом Саду 0,213 mSv, у Зајечару 0,071 mSv, у Суботици 0,079 mSv, а највећа Београду 0,963 mSv и Ужицу 0,915 mSv [49]. Ефективна доза зрачења од уноса ^{137}Cs ингестијом по регионима у периоду 1986-1995. године приказана је на слици 7.

На основу ових резултата можемо закључити да је израчуната ефективна доза зрачења која потиче од ^{137}Cs и ^{90}Sr унетих ингестијом у 1986. години била испод препоручене годишње границе примљене дозе за појединца из становништва, а која износи 1 mSv/год и односи се на збир одговарајућих доза од спољашњег излагања и очекиване ефективне дозе унутрашњег излагања од извора зрачења вештачког порекла, за период од годину дана.

4.2. Резултати мерења у Србији након акцидента у Фукушими

Радиоактивна контаминација након акцидента у Фукушими је очекивана у Јапану и Азији, али због транспорта радионуклида изнад Пацифика у правцу Северне Америке, контаминација је детектована на целој северној хемисфери, па и код нас [17, 57]. Присуство фисионих продуката се очекивало 15 дана после акцидента, па је редовни мониторинг у Институту Винча, који, поред других анализа, обухвата месечно гамаспектрометријско испитивање активности радионуклида у ваздуху и падавинама проширен на свакодневну контролу аеросолних филтера и падавина, као и мерење укупне алфа и бета активности у овим узорцима, почевши од 21. марта 2011. године.



Слика 7. Ефективне дозе зрачења од уноса ^{137}Cs ингестијом [57]

Иако је Фукушима удаљена 9044 km од Београда, у узорцима аеросола из приземног слоја атмосфере су детектовани радионуклиди ^{131}I , ^{134}Cs и ^{137}Cs . Максимална измерена активност ^{131}I била је $1,3 \text{ mBq/m}^3$ у узорку од 29-30. марта, док су максималне активности ^{134}Cs и ^{137}Cs биле 0,07 и 0,09 mBq/m^3 у узорку од 11. до 12. априла 2011. године, редом. Ови резултати су 3 до 4 реда величине мањи од резултата добијених мерењем 1986. године након акцидента у Чернобиљу, што је и очекивано због велике раздаљине до Фукушима и познатог ефекта разблажења [17, 57].

Након детекције ^{131}I у ваздуху неколико дана касније је детектован и у другим узорцима из животне средине: трави, детелини и млеку [58, 59]. Посебно су испитивани узорци млека (кравље, овчије и козје). Узорци млека сакупљани су на 13 локалитета, па упркос великим удаљеностима између извора и области депозиције, трагови ^{131}I су детектовани у узорцима козијег и овчијег млека на територији Србије [53, 58]. С обзиром на ниске активности, присутни јод није представљао радијациони ризик за становништво Србије.

Активност ^{137}Cs у свим узорцима млека је била веома мала, па у случајевима кад у истим узорцима није детектован и ^{131}I , може се закључити да је присуство цезијума у овим узорцима највероватније последица чернобиљског акцидента.

Израчуната ефективна доза зрачења која потиче од ^{137}Cs унетог ингестијом у 2011. години није се разликовала од резултата из претходних година.

5. ШТА СМО НАУЧИЛИ?

Велики материјални губици и огромна цена санирања последица нас опомињу да је неопходно ригорозно поштовање међународних сигурносних захтева приликом дизајна, конструкције и рада у нуклеарним електранама без обзира на цену улагања у сигурносне системе.

Акцидент у Чернобиљу, проузрокован људском грешком, довео је до великих социјалних и економских последица не само у Украјини већ и у околним земљама (Русија, Белорусија). Осим очигледних последица по здравље људи коју су били у електрани и ближој околини за време акцидента, неправовремене информације и спора евакуација доводе до великих здравствених последица и за остало становништво.

Овај акцидент је утицао и на неадекватну перцепцију ризика од зрачења од стране становништва, што је довело до многих психолошких проблема и погоршање здравља и квалитета живота. Због тога је неопходно стално информисање становништва о могућим ризицима и безбедном коришћењу нуклеарне енергије.

Сазнање да медицинско особље није било адекватно обучено и није било добро опремљено да би се минимизовале последице овако великог акцидента довело је до тога да је у свим земљама уложен велики напор за боље опремање медицинских лабораторија и набавку адекватне опреме за мерење радиоактивности и санирање последица, као и тренинг одговарајућег особља.

Благовремено примењене мере ремедијације земљишта [60] или примене протектора код узгајања животиња [60, 61] могу значајно смањити примљене дозе од ингестије хране.

Побољшање квалитета и поузданости резултата аналитичких мерења код мониторинга радиоактивности у животној средини остварује се применом програма осигурања и контроле квалитета [62, 63]. Осигурање квалитета испитивања у мониторингу радиоактивности обезбеђује се применом стандардних метода, добром обуком особља и еталонирањем опреме. Поверење у квалитет еталониране опреме се потврђује спровођењем контроле квалитета рада опреме у одређеним временским интервалима провером параметара који су карактеристични за дату врсту опреме.

Неадекватна и неправовремена мерења радиоактивности након акцидента довела су до успостављања захтева за акредитацију лабораторија, учествовање у међулабораторијским поређењима, чиме се потврђује њихова компетентност, формирање мреже лабораторија за мерење радиоактивности у животној средини АЛМЕРА (Analytical Laboratories for the Measurement of Environmental Radioactivity), успостављање планова за деловање у случају ванредног догађаја и унапређења система за рану најаву акцидента.

Почетком 2011. године Агенција за заштиту од јонизујућих зрачења и нуклеарну сигурност Србије је потписала споразум са Европском Унијом према коме се подаци из Система правовремене најаве радијационог акцидента шаљу у европску мрежу за размену података EURDEP (European Radiological Data Exchange Platform). Овим споразумом се Агенција обавезује да податке о јачини амбијенталног еквивалента дозе шаље EURDEP мрежи у редовним условима и у ванредним ситуацијама. Такође, Агенцији је споразумом омогућен приступ подацима о мониторингу радиоактивности свих других држава чланица EURDEP тако да Агенција, у сваком тренутку, има податке о вредностима јачине амбијенталног еквивалента дозе измереним у државама Европске уније.

Измерене вредности јачине амбијенталног еквивалента дозе у 9 градова и количина падавина у 6 градова могу се видети онлајн на сајту Агенције за заштиту од јонизујућих зрачења и нуклеарну сигурност [64].

6. ЛИТЕРАТУРА

- [1] https://en.wikipedia.org/wiki/Nuclear_and_radiation_accidents_and_incidents#Nuclear_power_plant_accidents
- [2] R. L. Kathren. Radioactivity in the Environment: Sources, Distribution and Surveillance. Harwood Academic Publishers, New York, 1986.
- [3] И. Драганић, З. Драганић, Ж. Адолф. Радијације и радиоактивност на земљи и у васиони. Дечје новине, Београд, 1991.
- [4] H. J. Dunster, H. Howells and W. L. Templeton, District surveys following the Windscale incident, October 1957. Proceedings of the Second United Nations International Conference on the Peaceful Uses of Atomic Energy, Geneva, 1 September–13 September 1958. Volume 18: Waste Treatment and Environmental Aspects of Atomic Energy, Geneva: United Nations, pp 296–308 (рад поново објављен: H. J. Dunster, H. Howells, W.L. Templeton. District Surveys following the Windscale Incident, October 1957. J. Radiol. Prot. 27, (2007) 217–230).

- [5] И. Драганић. Кроз свет радијација и радиоактивности. Музеј науке и технике, Београд, 1996.
- [6] J. I. Fabrikant. Health Effects of the Nuclear Accident at Three Mile Island. *Health Phys.* 40 (1981) 151-161
- [7] One Decade After Chernobyl. Summing up the Consequences of the Accident, IAEA, Vienna, 1996.
- [8] https://en.wikipedia.org/wiki/Chernobyl_Nuclear_Power_Plant_sarcophagus
- [9] Summary Report on the Post-Accident Review Meeting on the Chernobyl Accident, *Safety series No. 75-INSAG-1*, IAEA, Vienna, 1986.
- [10] Chernobyl - Ten Years On - Radiological and Health Impact, NEA, Paris, 1996.
- [11] International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, *Safety Series No. 115*, IAEA, Vienna, 1994.
- [12] Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group Environment, IAEA, Vienna, 2006.
- [13] https://en.wikipedia.org/wiki/Chernobyl_New_Safe_Confinement
- [14] https://sh.wikipedia.org/wiki/Nesreća_u_nuklearnoj_elektrani_Fukushi_ma_1
- [15] <https://www.elsevier.com/connect/5-years-after-fukushima-insights-from-current-research#human-health>
- [16] R.Wakeford. Editorial: And now Fukusihima. *J.Radiol. Prot.* 31 (2011) 167-176
- [17] J. Nikolić, G. Pantelić, D. Todorović, M. Janković, M. Eremić-Savković. Monitoring of Aerosol and fallout Radioactivity in Belgrade After the Fukushima Reactors Accident. *Water Air Soil Pollut.* 223 (2012) 4823-4829.
- [18] O. Masson, A. Baeza, J. Bieringer, K. Brudecki, S. Bucci, M. Cappai, F.P. Carvalho, O. Connan, C. Cosma, A. Dalheimer, D. Didier, G. Depuydt, L.E. De Geer, A. De Vismes, L. Gini, F. Groppi, K. Gudnason, R. Gurriaran, D. Hainz, O. Halldorsson, D. Hammond, O. Hanley, K. Holey, Zs. Homoki, A. Ioannidou, K. Isajenko, M. Jankovic, C. Katzlberger, M. Kettunen, R. Kierepko, R. Kontro, P.J.M. Kwakman, M. Lecomte, L. Leon Vintro, A.-P. Leppanen, B. Lind, G. Lujaniene, P. McGinnity, C. Mc Mahon, H. Mala, S. Manenti, M. Manolopoulou, A. Mattila, A. Muring, J.W. Mietelski, B. Møller, S.P. Nielsen, J. Nikolic, R.M.W. Overwater, S. E. Palsson, C. Papastefanou, I. Penev, M.K. Pham, P.P. Povinec, H. Rameback, M.C. Reis, W. Ringer, A. Rodriguez, P. Rulík, P.R.J. Saey, V. Samsonov, C. Schlosser, G. Sgorbati, B. V. Silobritiene, C. Soderstrom, R. Sogni, L. Solier, M. Sonck, G. Steinhauser, T. Steinkopff, P. Steinmann, S. Stoulos, I. Sykora, D. Todorovic, N. Tooloutalaie, L. Tositti, J. Tschiersch, A. Ugron, E. Vagena, A. Vargas, H. Wershofen, O. Zhukova. Tracking of Airborne Radionuclides from the Damaged Fukushima Dai-Ichi Nuclear Reactors by European Networks. *Environ. Sci. & Technol.* 45 (2011) 7670-7677.
- [19] ENVIRONMENTAL AND SOURCE MONITORING FOR PURPOSES OF RADIATION PROTECTION, *Safety Standards Series No. RS-G-1.8*, 2005.
- [20] PROGRAMMES AND SYSTEMS FOR SOURCE AND ENVIRONMENTAL RADIATION MONITORING, *Safety Report Series No. 64*, IAEA, Vienna, 2010.
- [21] Правилник о утврђивању програма систематског испитивања радиоактивности у животној средини, Сл. Гл. РС 100/10 од 28.12.2010.
- [22] Правилник о мониторингу радиоактивности, Сл. Гл. РС 97/11 од 21.12.2011.
- [23] Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment, *Safety Report Series No. 19*, IAEA, Vienna, 2001.
- [24] J.E. Till, H.R. Meyer. Radiological Assessment, A textbook on Environmental Dose Analysis, Washington, 1983.
- [25] Д. Ристановић. Сваремена биофизика: 3. Математичко моделовање појава у биолошким системима. Научна књига, Београд, 1989.

- [26] Гордана Пантелић. Генетски алгоритми, докторска дисертација, Физички факултет, Београд, 2010.
- [27] J. Koch, J. Tadmor. RADFOOD - A Dynamic Model for Radioactivity Transfer Through the Human Food Chain. *Health Phys.* 50(6) (1986) 1721-1737.
- [28] F.W. Whicker, T.B. Kirchner. PATHWAY: A Dynamic Food-Chain Model to Predict Radionuclide Ingestion After Fallout Deposition., *Health Phys.* 52 (6) (1987) 717-737.
- [29] H. Müller, G. Pröhl. ECOSYS-87: A Dynamic Model for Assessing Radiological Consequences of Nuclear Accidents. *Health Phys.* 64 (3) (1993) 232-252.
- [30] J. Brown, J.R. Simmonds. FARMLAND: A Dynamic Model for the Transfer of Radionuclides Through Terrestrial Foodchains. Report NRPB-R273, Chilton, 1995.
- [31] Wash-off of Sr-90 and Cs-137 from Two Experimental Plots: Model Testing Using Chernobyl Data. Stockholm: Swedish Radiation Protection Institute, *BIOMOVS II Technical Report No. 9*, IAEA, Vienna, 1996.
- [32] Assessment of the Consequences of the Radioactive Contamination of Aquatic Media and Biota: Model Testing Using Chernobyl Data. Stockholm: Swedish Radiation Protection Institute, *BIOMOVS II Technical Report No.10*, IAEA, Vienna, 1996.
- [33] Atmospheric Resuspension of Radionuclides: Model Testing Using Chernobyl Data. Stockholm: Swedish Radiation Protection Institute, *BIOMOVS II Technical Report No.11*, IAEA, Vienna, 1996.
- [34] Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience, Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment', *Radiological Assessment Reports Series*, IAEA, Vienna, 2006.
- [35] Радиоактивност животне средине у Србији у 1986. години, Завршни елаборат, Институт за медицину рада и радиолошку заштиту "Др Драгомир Карајовић", Београд, 1987.
- [36] И. Петровић, Р. Брновић, Љ. Мијатовић, М. Вукотић, Г. Пантелић. Радиоактивност у ваздуху и падавинама у Србији за период 1984-1994. год. *Зборник радова саветовања Чернобил, 10 година после*, 63-66, Будва, 4-6. јун 1996.
- [37] I. Petrović, G. Pantelić. Correlation of ^{137}Cs in aerosol and fallout in Belgrade for the period 1991-1994. *I Regional Symposium Chemistry and the Environment*, 971-974, Vrnjačka Banja, 25-29. September 1995.
- [38] I. Petrović, G. Pantelić. ^{137}Cs activities in the air on the territory of Serbia during the period 1993-1999. *Proceedings of 3rd International Yugoslav Nuclear Society Conference, Vinča Bulletin, Volume 6, Supplement 1*, 791-794, Belgrade, 2-5th October 2001.
- [39] V. Vuletić, G. Pantelić, I. Tanasković, Lj. Javorina, M. Eremić-Savković. Control of air and atmospheric deposition radioactivity in Belgrade during 2001. *Arch. Toxicol. Kinet. Xenobiot. Metab.*, Vol. 10, No. 1-2 (2002) 190-191.
- [40] Г. Пантелић, В. Вулетић, И. Танасковић, Љ. Јаворина. Радиоактивност у ваздуху у Београду од 1999. до 2003. године. *Зборник радова XXXI саветовања Заштита ваздуха '03*, 83-86, Београд, 16-17. децембар 2003.
- [41] Г. Пантелић, Р. Брновић, И. Петровић, Љ. Мијатовић. Радиоактивност у Србији после акцидента у Чернобилу. *Зборник радова саветовања Чернобил, 10 година после*, 57-61, Будва, 4-6. јун 1996.
- [42] Г. Пантелић, В. Вулетић, М. Еремић-Савковић, Љ. Јаворина, И. Танасковић. Радиоеколошки мониторинг у Србији. *Архив ветеринарске медицине*, Vol. 2, бр.2 (2009) 59-69.
- [43] Г. Пантелић, М. Еремић-Савковић, В. Вулетић. Испитивање земљишта у оквиру програма мониторинга радиоактивности животне средине у Србији. *Контаминација земљишта Србије радионуклеидима и могућност њихове ремедијације, монографија, уредник/едитор др Мирјана Стојановић, ИТНМС*, 141-164, Београд, 2006.
- [44] G. Pantelić, M. Eremić-Savković, G. Vitorović, V. Vuletić, I. Tanasković, Lj. Javorina. Radionuclides activity concentration in soil in Serbia, Proceedings of Third European IRPA Congress, P16-24, 1-4, Helsinki, Finland, 14-16 June 2010.

- [45] Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments, *Technical Reports Series No. 472*, IAEA, Vienna, 2010.
- [46] G. Pantelic, Lj. Javorina, G. Vitorovic, V. Vuletic, I. Tanaskovic, M. Eremic-Savkovic. Two decades of ^{137}Cs Activity Measurements in Cattle Feed and Milk in Serbia. *IRPA Regional Congress for Central and Eastern Europe - Regional and Global Aspects of Radiation Protection*; Full Papers CD, Paper T9 O-7, Brasov, Romania, 24-28 September 2007.
- [47] Г. Пантелић, Р. Брновић. Интерна контаминација цезијумом 137 путем исхране за становништво Србије у периоду 1986-1990. год. *Зборник радова XVI Југословенског симпозијума за заштиту од зрачења*, 103-106, Неум, 28-31. мај 1991.
- [48] G. Pantelić, Lj. Javorina, V. Vuletić, I. Tanasković. Radionuclides in our diet. *Proceedings of IRPA-11*, 6c-27, 1-4, Madrid, 2004.
- [49] G. Pantelić, Lj. Javorina, V. Vuletić, I. Tanasković, M. Eremić-Savković. Assessment of Cs-137 effective dose due to food consumption in Serbia. *International Conference on Environmental Radioactivity: From measurements and Assessments to Regulation*; IAEA-CN-145/168P, 1-5, Vienna, 23-23th April 2007.
- [50] Г. Пантелић, Љ. Јаворина, И. Танасковић, В. Вулетих, М. Еремић-Савковић. Мониторинг радиоактивности животне средине и процена ефективне дозе зрачења за становништво Србије која потиче од уноса ^{137}Cs и ^{90}Sr ингестијом. *Зборник радова XXIII симпозијума друштва за заштиту од зрачења Србије и Црне Горе*, 89-96, Доњи Милановац, 26-28. септембар 2005.
- [51] Г. Пантелић, И. Петровић, Г.Виторовић. Одређивање активности ^{137}Cs у храни. *Зборник радова III југословенског симпозијума прехрамбене технологије*, 131-136, Београд, 4-6. фебруар 1998.
- [52] И. Петровић, Р. Брновић, Г. Пантелић. Одређивање активности ^{90}Sr у храни. *Зборник радова III југословенског симпозијума прехрамбене технологије*, 127-130, Београд, 4-6. фебруар 1998.
- [53] Г. Виторовић, Б. Митровић, Г. Пантелић, Д. Виторовић, М. Стојановић, С. Грдовић. Радиоактивност млека у Србији од Чернобиља 1986. до Фукушима 2011. године. *Ветеринарски гласник 67 (3-4) (2013) 237-244*.
- [54] G. Pantelić, I. Petrović, G. Vitorović, B. Draganović, G. Spahić. ^{137}Cs activity in cattle feed and milk, after the Chernobyl accident. *Acta Veterinaria, Vol. 49, No. 5-6 (1999) 371-378*.
- [55] Љ. Јаворина, Г. Пантелић, И. Танасковић, М. Еремић, В. Вулетих. Специфична активност радионуклида у млеку и млечним производима од 1995-2000. године у Републици Србији. *Зборник радова XXI симпозијума југословенског друштва за заштиту од зрачења*, 143-146, Кладово, 10-12. октобар 2001.
- [56] М. Вићентијевић, Р. Митровић, Г. Пантелић, Д. Вуковић. РХ експертиза млека и млечних производа. *ECOLOGICA 16, број 55 (2009) 375-378*.
- [57] Г. Пантелић, Д. Тодоровић, Ј. Николић, М. Јанковић. Контрола радиоактивности ваздуха у Београду - последице Фукушима. *Зборник радова XXVI симпозијума друштва за заштиту од зрачења Србије и Црне Горе*, 129-132, Тара, 12. -14. октобар 2011.
- [58] В. Вулетих, Г. Виторовић, Б. Митровић, Г. Пантелић, В. Андрић. Радиоактивност млека у Србији у 2011. години. *Зборник радова XXVI симпозијума друштва за заштиту од зрачења Србије и Црне Горе*, 124-128, Тара, 12. -14. октобар 2011.
- [59] Д. Вуковић, Р. Митровић, М. Вићентијевић, Г. Пантелић. Контрола радиоактивности након Фукушима акцидента. *Зборник радова XXVI симпозијума друштва за заштиту од зрачења Србије и Црне Горе*, 133-136, Тара, 12. -14. октобар 2011.
- [60] N.A. Beresford, S. Fesenko, A. Konoplev, L. Skuterund, J.T. Smith, G. Voigt. Thirty years after the Chernobyl accident: What lessons have we learnt? *Journal of Environmental radioactivity 157 (2016) 77-89*.
- [61] Г. Виторовић, Б. Драгановић, И. Петровић, Г. Пантелић, Ј. Станковић. Заштитни ефекат AFCF на смањено депоновање Cs-137 у месу бројлерских пилића. *Зборник*

- радова XVIII Југословенског симпозијума за заштиту од зрачења*, 355-358, Бечићи, 24-26. мај 1995.
- [62] G. Pantelić, D. Todorović, J. Nikolić, M. Eremić savković, M. Janković, M. Rajačić, N. Sarap, Lj. Javorina. Osiguranje i kontrola kvaliteta u laboratorijama koje vrše monitoring radioaktivnosti. *Šesti međunarodni kongres "Ekologija, zdravlje, rad, sport"*, Zbornik radova 2, Ed. S. Dikić, 206-213, Banja Luka, Republika Srpska, 5 - 8 septembar 2013.
- [63] J.D. Krneta Nikolić, D.J. Todorović, M.M. Janković, G.K. Pantelić, M.M. Rajačić. Quality Assurance and quality control in environmental radioactivity monitoring, *Quality Assurance and Safety of Crops & Foods*, 6(4) (2014) 403-409.
- [64] <http://srbatom.gov.rs/srbatom/zracenje/index.htm>

ACCIDENTS AND ENVIRONMENTAL RADIATION MONITORING

Gordana K. Pantelić, Marija M. Janković, Jelena D. Krneta Nikolić,
Dragana J. Todorović, Milica M. Rajačić, Nataša B. Sarap
University of Belgrade, Vinča Institute for Nuclear Sciences, Radiation and Environmental Protection Department, Belgrade, Serbia, pantelic@vinca.rs

Two most serious accident in the history of the nuclear energy occurred on 26 April 1986 at the Chernobyl nuclear power plant in Ukraine and on 11 March in Fukushima Daiichi nuclear power plant in Japan. ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs and ^{90}Sr were the most important and the most dangerous radionuclides released in the environment. Environmental radiation monitoring enables the assess of the released radioactivity impact on the environment and human health. Routine environmental radiation monitoring includes a system of vertical analysis: air - fallout - soil - water - plants - animals – man. The main pathways of radionuclides in the human body are inhalation and ingestion through food and drinking water. Obtained results were used for the effective dose calculation of ^{137}Cs and ^{90}Sr activity ingested of population in Serbia. The effective dose due to ^{137}Cs and ^{90}Sr activity in food increased in 1986, while in 2011 the increase was not detected.

МЕЂУНАРОДНА И ДОМАЋА РЕГУЛАТИВА У ОБЛАСТИ ЗАШТИТЕ ОД ЗРАЧЕЊА НАКОН ЧЕРНОБИЉСКОГ АКЦИДЕНТА

Ведрана ВУЛЕТИЋ, Маја ЕРЕМИЋ-САВКОВИЋ и Слађан ВЕЛИНОВ
*Агенција за заштиту од јонизујућих зрачења и нуклеарну сигурност Србије,
Београд, Србија, vuletic@srbatom.gov.rs*

Резиме

У међународној и домаћој регулативи у области заштите од зрачења уведене су значајне промене након акцидента у нуклеарној електрани у Чернобиљу. Најзначајнији успех је постигнут потписивањем две конвенције: Конвенције о раном обавештавању о нуклеарним несрећама и Конвенције о пружању помоћи у случају нуклеарних несрећа или радиолошке опасности. На основу конвенција развијен је систем за обавештавање и пружање помоћи који ради под окриљем Међународне агенције за Атомску енергију (МААЕ) и који се показао као врло ефикасан, нарочито у области пружања помоћи. Пост-чернобиљски прописи Европске уније који се односе на контролу садржаја цезијума-134 и цезијума-137 у храни и храни за животиње која се увози из земаља изван Европске уније су и данас на снази. Србија је, након Чернобиља, донела врло стриктне прописе који нису дозвољавали увоз робе која је имала садржај радионуклида већи од садржаја радионуклида у домаћим производима. Домаћи прописи који су тренутно на снази у неким деловима и даље прописују строже критеријуме од важећих европских.

1. УВОД

Након нуклеарног акцидента у Чернобиљу, априла 1986. године, међународна заједница била је затечена сазнањем да један нуклеарни акцидент може да има далекосежне последице које се простиру ван граница континента, а да при томе држава у којој се десио акцидент нема никакве обавезе и одговорности према другим државама.

Несрећа у Чернобиљу убрзала је потписивање конвенција о обавештавању, упозоравању, помоћи, одговорности, нуклеарној сигурности и физичкој заштити.

Начин на који је решавана криза и последице, натерали су међународну заједницу да схвати недостатке правних аката који су у то време били на снази.

2. МЕЂУНАРОДНЕ КОНВЕНЦИЈЕ

Након акцидента на Острву Три Миље који се догодио 1979. године, Међународна агенција за атомску енергију (МААЕ) је објавила Упутство о

догађајима који се пријављују, интегрисаном планирању и размени информација у случају прекограничне емисије радиоактивног материјала и Упутство о заједничком пружању помоћи у случају нуклеарног акцидента или ванредног радиолошког догађаја. Ова упутства нису била правно обавезујућа, иако су Сједињене Америчке Државе, након акцидента на Острву Три Миље, захтевале да се донесу међународни правно обавезујући документи, али није постојала политичка воља да се такви документи донесу.

Након несреће у Чернобиљу, било је потребно свега 4 месеца да се постигне договор и сагласност за закључивање две конвенције од суштинског значаја у случају нуклеарног или радиолошког акцидента, Конвенције о раном обавештавању о нуклеарним несрећама, која данас има 119 уговорница и 69 потписница и Конвенције о пружању помоћи у случају нуклеарних несрећа или радиолошке опасности са 112 уговорница и 68 потписница. Ово су биле прве конвенције настале као директна последица чернобиљске катастрофе.

Поред обавештавања и пружања помоћи, кључно питање у случају нуклеарног акцидента је и питање финансијске заштите лица, било да су то физичка лица, правна лица, организације, удружења, државе или делови држава, која су у акциденту претрпела штету.

Пре чернобиљске несреће, Бечка и Париска конвенција су уређивале питање грађанске одговорности за нуклеарне штете. Међутим, према овим конвенцијама само су земље уговорнице могле да се квалификују за финансијску компензацију последица. Тако, жртве акцидента у земљи уговорници једне конвенције нису могле да се квалификују за надокнаду штете уколико се акцидент десио у земљи уговорници друге конвенције. С обзиром да Совјетски Савез није ратификовао нити потписао ни једну од ове две конвенције о грађанској одговорности, жртве акцидента у Чернобиљу нису могле да захтевају надокнаду за штету. Бечком и Париским конвенцијом била је предвиђена надокнада штете само за губитак живота или телесно оштећење и за губитак или оштећење имовине. Временски период у коме је било могуће тражити надокнаду штете био је ограничен на десет година. С обзиром на сва ограничења Бечке и Париске конвенције, која су показала недостатке у периоду након акцидента у Чернобиљу, било је очигледно да су потребни нови аранжмани који ће да омогуће да и земље које нису уговорнице могу да захтевају надокнаду за штету насталу због нуклеарног акцидента, да се надокнада захтева и за друге врсте штете, као што су штете начињене животној средини, економски губици због штета нанетих животној средини, трошкови опоравка животне средине, економски губици настали као последица губитка имовине или повреде и да се рок за подношење захтева за надокнаду штете продужи. Ово је, до одређеног нивоа, решено Заједничким протоколом о примени Бечке и Париске конвенције, који је обезбедио да се накнада може захтевати за шири спектар нуклеарне штете и за већи број жртава.

Поред наведених конвенција, чије су одредбе примарно усмерене на решавање кризе и последица нуклеарне несреће, чернобиљски акцидент је указао на потребу за међународним уговором који ће се односити на

нуклеарну сигурност, те је Конвенција о нуклеарној сигурности отворена за потписивање 20. септембра 1994. године.

2.1. Конвенција о раном обавештавању о нуклеарним несрећама

Закључење ове конвенције је директна последица чернобиљске несреће. Када се несрећа догодила, тадашње руководство Совјетског Савеза није о томе обавестило ни своју, нити државе у окружењу. У то време није постојао ни један документ који би државу у којој се десио акцидент обавезао да тако нешто уради. Прве информације о акциденту дошле су из Шведске где је регистрована повећана радиоактивност у ваздуху.

Конвенција о раном обавештавању обавезује уговорнице да у случају акцидента на њиховој територији обавесте друге државе на које акцидент има утицај или би могао да има утицај. Конвенцијом је одређено и које информације морају да се поделе, а то су време, природа и локација несреће, објект или активност о којој се ради, утврђени или претпостављени разлог несреће и претостављени ток догађаја, карактеристике емисије, хидрометеоролошки услови, резултати мониторинга животне средине, предузете или планиране заштитне мере [1].

Конвенција не обавезује државе уговорнице да обавештавају о акцидентима у објектима или при активностима у вези са нуклеарним оружјем. Разлог за изостављање акцидената са нуклеарним оружјем из конвенције може да буде то што су та питања веома осетљива и државе које поседују нуклеарно наоружање нису вољне да деле такве информације са другим државама.

2.2. Конвенција о пружању помоћи у случају нуклеарних несрећа или радиолошке опасности

Конвенција о пружању помоћи у случају нуклеарних несрећа и радиолошких опасности, настала је због потребе за међународним оквиром који би олакшао брзо пружање помоћи у случају нуклеарних несрећа или радиолошких опасности како би се ублажиле њене последице.

Према општим одредбама државе уговорнице могу затражити од МААЕ да, сходно одредбама Конвенције, олакша и подржи сарадњу између држава уговорница предвиђену овом конвенцијом [2].

Захваљујући овој конвенцији, држава којој је потребна помоћ, без обзира да ли се акцидент десио на њеној територији може директно или преко МААЕ затражити помоћ од друге државе. При томе је од изузетног значаја да држава која тражи помоћ нагласи какву врсту помоћи тражи.

Да би најбоље координисала између земаља које траже помоћ и земаља које могу да пруже помоћ, МААЕ је основала мрежу за одговор и пружање помоћи RANET (*Response and Assistance Network*) којом управља. У овој мрежи свака земља уговорница може да региструје своје капацитете у једној од 8 категорија помоћи: деконтаминација, процена дозе, узорковање и анализа узорака из животне средине, медицинска подршка, процена и саветовање везано за нуклеарна постројења, радиолошка перспекција, радиолошка процена и саветовање, проналажење и стављање извора под регулаторну контролу.

3. ЕВРОПСКИ ПРОПИСИ

Поред земаља чланица МААЕ, које су у веома кратком року након чернобиљског акцидента усвојиле Конвенцију о раном обавештавању и Конвенцију о помоћи, овај акцидент је имао утицај и на легислативу Европске заједнице која је 1987. године донела Одлуку о аранжманима Заједнице за рану размену информација у случају радиолошког ванредног догађаја, а затим 1989. Директиву о информисању јавности о мерама за заштиту здравља и корацима који се примењују у случају радиолошког ванредног догађаја.

Овим прописима земље чланице Европске уније се обавезују да о свим нуклеарним или радиолошким акцидентима, у којима земља у којој се десио акцидент примењује мере за заштиту становништва, обавештавају Европску комисију, друге земље чланице на које би акцидент могао да има утицај, али и своју јавност [3, 4].

Одлука Савета 87/600 је уско повезана са Конвенцијом о раном обавештавању о нуклеарној несрећи. Уопштено говорећи, ова одлука је захтевнија у смислу обавештавања и у односу на информације које се захтевају. Све чланице Европске уније су ратификовале МААЕ конвенцију, тако да оне имају обавезу у односу на два међународна механизма за рану размену информација, један дефинисан МААЕ конвенцијом и други, дефинисан одлуком Савета Европске уније. Одлука Савета Европске уније не дефинише прецизно процедуре или начин на који ће се информације размењивати. За имплементацију ове одлуке развијен је ECURIE (*European Community Urgent Radiological Information Exchange*) систем за комуникацију који је активан 24 часа дневно. ECURIE прима почетну информацију о акциденту, верификује садржај поруке, активира аларм и прослеђује додатне информације о акциденту.

Поред правне обавезе да прима и прослеђује информације о нуклеарном или радиолошком акциденту, ECURIE аранжмани садрже и процедуру за формирање тима у оквиру Европске комисије који је одговоран за пружање информација медијима и другим службама Европске комисије у ванредној ситуацији.

Поред система ECURIE који је развијен као систем за размену информација у случају акцидента, у Европској унији је развијена и платформа за размену података о радиоактивности у животној средини, EURDEP (*European Union Radiological Data Exchange Platform*).

У случају акцидента, у коме долази до ослобађања радиоактивног материјала, различите вредности максимално дозвољених концентрација радионуклида у храни и води за пиће, у суседним земљама могу да допринесу појави неповерења становништва према држави, што додатно отежава одговор на акцидент, а може довести и до стварања панике.

Због тога је, поред прописа који се односе на обавештавање и информисање, након чернобиљског акцидента било важно донети и прописе којима се одређују максимални дозвољени нивои радиоактивне контаминације хране и хране за животиње. Европски савет је 1987. године донео уредбу којом се

дефинишу максималне дозвољене концентрације радионуклида у храни и храни за животиње након нуклеарног акцидента или у случају било ког другог радиолошког ванредног догађаја. На овај начин, постављају се услови при којима је дозвољена употреба хране контаминираних радионуклидима који су приликом акцидента ослобођени у животну средину, уз напомену да ове вредности треба примењивати што је могуће краћи временски период, а најдуже три месеца [5, 6]. Максималне вредности садржаја радионуклида одређене тренутно важећим прописом који се односи на садржај радионуклида у храни и храни за животиње након нуклеарног акцидента или другог радиолошког ванредног догађаја приказане су у табели 1 [7].

Чернобиљски акцидент имао је утицај и на трговинску размену са земљама изван Европске уније те је 1990. године донет први пропис који одређује максимални садржај цезијума-137 и цезијума-134 у храни која се у Европску унију увози из тзв. трећих земаља [8]. Овим прописом одређено је да максимална дозвољена активност цезијума-137 и цезијума-134 у млеку, млечним производима и храни за одојчад износи 370 Bq/kg и 600 Bq/kg за сву осталу храну. У нешто измењеном облику, са редовно ажурираном листом производа који се подвргавају контроли радиоактивности приликом увоза, одредбе овог прописа су и даље на снази.

4. НАЦИОНАЛНИ ПРОПИСИ

Први закон о заштити од јонизујућих зрачења у некадашњој Југославији донет је 1959. године, а непосредни повод за његово доношење је акцидент који се догодио у Винчи, на реактору РБ, када је шесторо људи озрачено високим дозама. У Закону о заштити од јонизујућих зрачења и о посебним мерама сигурности при коришћењу нуклеарне енергије који је донет 1984. године, дефинисани су ванредни догађаји као „стања која имају за последицу или која могу проузроковати озрачење, односно радиоактивну контаминацију радне средине, становништва, делова становништва или материјалних добара, изнад граница прописаних на основу овог закона“ [9], док Закон о заштити од јонизујућих зрачења из 1996. године даје још једноставнију дефиницију ванредног догађаја као „неочекивани догађај при ком може доћи или је дошло до озрачења становништва и лица која раде са извором јонизујућег зрачења изнад прописаних доза“ [10]. Ни закон донет пре несреће у Чернобиљу, ни закон донет након највеће нуклеарне несреће у историји коришћења нуклеарне енергије, у дефиницији ванредног догађаја не спомињу контаминацију животне средине. Тек закон из 2009. године даје једноставну, али широку дефиницију акцидента као „неочекивани догађај, људска грешка, отказ опреме и друга неправилност чије последице или могуће последице нису занемарљиве са аспекта заштите од јонизујућих зрачења, нуклеарне, односно радијационе сигурности или безбедности“ [11].

Табела 1: Максималне вредности садржаја радионуклида у храни и храни за животиње

Изотопи/Врста хране	Храна (Bq/kg) ⁽¹⁾			
	Храна за бебе ⁽²⁾	Млечни производи ⁽³⁾	Остала храна осим секундарних прехранбених производа ⁽⁴⁾	Течна храна ⁽⁵⁾
Изотопи стронцијума, нарочито Sr-90	75	125	750	125
Изотопи јода, нарочито ¹³¹ I	150	500	2 000	500
Изотопи плутонијума који емитују алфа-зрачење и транс-плутонијумски елементи, нарочито ²³⁹ Pu, ²⁴¹ Am	1	20	80	20
Сви остали нуклиди са временом полураспада већим од 10 дана, нарочито ¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs ⁽⁶⁾	400	1 000	1 250	1 000

⁽¹⁾ Ниво који се примењује на концентрисане или суве производе се рачуна на основу реконституисаних производа спремних за употребу. Земље чланице могу да дају препоруке за услове за разблаживање како би се осигурало да је садржај радионуклида у складу са максималним дозвољеним нивоима одређеним Уредбом.

⁽²⁾ Храна за бебе је дефинисана као храна намењена за исхрану одојчади током првих 12 месеци живота који испуњавају нутритивне захтеве ове категорије особа и продају се на мало у паковањима која су јасно идентификована и означена као „храна за одојчад“.

⁽³⁾ Млечни производи су дефинисани као производи из следећих тарифних ознака, укључујући, где је одговарајуће, било какве промене које могу накнадно бити урађене на производу: 0401 и 0402 (осим 0402 29 11).

⁽⁴⁾ Секундарни прехранбени производи и одговарајући нивои који се на њих примењују су као што је дефинисано у Анексу II.

⁽⁵⁾ Течни прехранбени производи из тарифног броја 2009 и Главе 22 Комбиноване номенклатуре. Вредности се рачунају водећи рачуна о потрошњи воде из чесме и исте вредности треба користити и за залихе пијаће воде по нахођењу надлежних органа држава чланица.

⁽⁶⁾ Угљеник-14, трицијум и калијум-40 нису укључени у ову групу.

У Правилнику о максималним границама радиоактивне контаминације човекове околине и обављању деконтаминације из 1987. године [12] под контаминираним човековом средином подразумева се средина у којој је због

рада са изворима јонизујућих зрачења концентрација радиоактивних материја изнад граница прописаних овим правилником, док се Правилником о границама радиоактивне контаминације и о начину спровођења деконтаминације из 1999. године ова дефиниција мења и радиоактивна контаминација је дефинисана као присуство радионуклида у животној средини изнад граница прописаних правилником [13]. Оба ова правилника дефинишу максималне дозвољене концентрације радионуклида у ваздуху, води за пиће и храни, али правилник из 1999. године чланом 20. уводи додатни услов којим се забрањује увоз производа који имају већи садржај радионуклида од домаћих производа. Овај члан је уведен како би се спречио увоз контаминираних производа из држава најтеже погођених чернобилским акцидентом, али је тај члан правилника био у супротности са другим члановима јер је на основу њега могао бити забрањен увоз производа који су задовољавали услове из чланова којима су одређене максималне концентрације радионуклида у храни и води за пиће изведене на основу границе годишњег уноса, односно границе ефективне дозе.

Како у целом свету, тако и у Србији, чернобилски акцидент довео је до пораста неповерења према мирнодопској употреби нуклеарне енергије. Најочигледнији одраз пораста неповерења према коришћењу нуклеарне енергије у бившој СФРЈ се видео у доношењу посебног Закона о забрани изградње нуклеарних електрана у Социјалистичкој Федеративној Републици Југославији [14], који је након распада државе замењен Законом о забрани изградње нуклеарних електрана у Савезној Републици Југославији [15].

5. ЗАКЉУЧАК

Чернобилски акцидент, са свим својим застрашујућим последицама, унео је и позитивне промене у међународно право јер је међународна заједница схватила могућу величину и озбиљност нуклеарног акцидента те колико је важно да се прецизно уреде односи свих страна које могу да буду погођене нуклеарним или радиолошким акцидентом.

6. ЛИТЕРАТУРА

- [1] Конвенција о раном обавештавању о нуклеарним несрећама, Службени лист СФРЈ – Међународни уговори, број 15/89
- [2] Конвенција о пружању помоћи у случају нуклеарних несрећа или радиолошке опасности, Службени лист СФРЈ – Међународни уговори, број 4/91
- [3] Euratom (1987), CEC Council Decision 87/600/EURATOM of 14 December 1987 on Community arrangements for the early exchange of information in the event of a radiological emergency, Official Journal of the European Communities L-371 of 30/12/1987, Luxembourg
- [4] Euratom (1989), 89/618/EURATOM Council Directive of 27 November 1989 on informing the general public about health protection measures to be applied and steps to be taken in the event of a radiological emergency, Official Journal of the European Communities L-357 of 07/12/1989, Luxembourg
- [5] Euratom (1987), CEC Council Regulation 87/3954/Euratom of 22 December 1987 laying down maximum permitted levels of radioactive contamination of foodstuffs and of feedingstuffs following a nuclear accident or any other case of radiological

- emergency, Official Journal of the European Communities L-371 of 30/12/1987, Luxembourg
- [6] Euratom (1989), Commission Regulation (Euratom) No 944/89 Laying down maximum permitted levels of radioactive contamination in minor foodstuffs following a nuclear accident or any other case of radiological emergency, Official Journal of the European Communities L-101 of 13/04/1989, Luxembourg
- [7] Euratom (2016), Council Regulation (Euratom) 2016/52 of 15 January 2016 laying down maximum permitted levels of radioactive contamination of food and feed following a nuclear accident or any other case of radiological emergency, and repealing Regulation (Euratom) No 3954/87 and Commission Regulations (Euratom) No 944/89 and (Euratom) No 770/90, Official Journal of the European Communities L-13 of 20/02/2016, Luxembourg
- [8] Euratom (1990), CEC Council Regulation 90/737/EEC of 22 March 1990 on the conditions governing imports of agricultural products originating in third countries following the accident at the Chernobyl nuclear power station, Official Journal of the European Communities L-75 of 24/03/2000, Luxembourg
- [9] Закон о заштити одјонизујућих зрачења и о посебним мерама сигурности при коришћењу нуклеарне енергије, Службени лист СФРЈ, број 62/84
- [10] Закон о заштити одјонизујућих зрачења, Службени лист СРЈ, број 46/96
- [11] Закон о заштити од јонизујућих зрачења и о нуклеарној сигурности, Службени гласник РС, број 36/09 и 93/12
- [12] Правилник о максималним границама радиоактивне контаминације човекове околине и обављању деконтаминације, Службени лист СФРЈ, број 8/87
- [13] Правилник о границама радиоактивне контаминације и о начину спровођења деконтаминације, Службени лист СРЈ, број 9/99
- [14] Закон о забрани изградње нуклеарних електрана у Социјалистичкој Федеративној Републици Југославији, Службени лист СФРЈ, бр. 35/89
- [15] Закон о забрани изградње нуклеарних електрана у Савезној Републици Југославији (Службени лист СРЈ, бр. 12/95 и Службени гласник РС, бр. 85/2005 – др. закон)

INTERNATIONAL AND NATIONAL RADIATION PROTECTION REGULATIONS AFTER THE CHERNOBYL ACCIDENT

Vedrana VULETIĆ, Maja EREMIĆ-SAVKOVIĆ and Slađan VELINOV
Serbian Radiation Protection and Nuclear Safety Agency, Belgrade, Serbia
vuletic@srbatom.gov.rs

Numerous significant changes were introduced into international and national radiation protection regulations after the accident in Chernobyl nuclear power plant. The considerable advance on the previous legal situation was the adoption of two conventions, Convention on early notification in case of a nuclear accident and Convention on assistance in the case of a nuclear accident or radiological emergency. Post-Chernobyl regulations concerning control of Cs-134 and Cs-137 in food and feeding stuffs imported from the third countries are still valid. After the Chernobyl accident Serbia has adopted very strict regulations which did not allow import of the products with radionuclide concentration above the concentration of radionuclides in domestic products. Current national regulations are in some parts still stricter than the European regulations.

РАДИОАКТИВНОСТ У ВАЗДУХУ И ПАДАВИНАМА

RADIOAKTIVNOST ATMOSFERE U INSTITUTU ZA NUKLEARNE NAUKE „VINČA” U PERIODU 1985-2015

**Dragana J. TODORVIĆ, Milica M. RAJAČIĆ, Marija M. JANKOVIĆ,
Jelena D. KRNETA NIKOLIĆ, Nataša B. SARAP, Gordana K. PANTELIĆ**
*Univerzitet u Beogradu, Institut za nuklearne nauke "Vinča", Laboratorija za
zaštitu od zračenja i zaštitu životne sredine, P.P.522, 11000 Beograd, Republika
Srbija*

Rezime

U Institutu za nuklearne nauke "Vinča", dugi niz godina praćena je vremenska distribucija aktivnosti prirodnih i veštačkih radionuklida u prizemnom sloju atmosfere i padavinama. Aktivnosti prirodnih radionuklida ${}^7\text{Be}$ i ${}^{210}\text{Pb}$, kao i veštačkog radionuklida ${}^{137}\text{Cs}$, određene su gamaspektrometrijskom metodom, dok je aktivnost ${}^3\text{H}$ (može biti i prirodnog i veštačkog porekla) određena metodom tečne scintilacione spektrometrije. Ujedno je ispitivana i ukupna beta aktivnost, koja predstavlja indikatorsko merenje nivoa kontaminacije atmosfere. U periodu ispitivanja, dogodila su se dva velika nuklearna akcidenta, 1986. u Černobilju i 2011. u Fukušimi, koja su doprinela povećanju koncentracije veštačkih radionuklida u životnoj sredini. U toku ovih događaja, praćena je dnevna promena koncentracije veštačkih radionuklida ${}^{137}\text{Cs}$, ${}^{134}\text{Cs}$ i ${}^{131}\text{I}$ u atmosferi. Na osnovu rezultata dugogodišnjih merenja, određene su srednje mesečne koncentracije aktivnosti, pokretne sredine kao i mesečni i kvartalni indeksi za navedene radionuklide, iz kojih su uočeni sezonski efekti. Maksimalne aktivnosti ${}^7\text{Be}$ i ${}^3\text{H}$ dostižu u letnjem, a minimalne u zimskom periodu. U slučaju ${}^{210}\text{Pb}$, aktivnosti su bile maksimalne u jesenjim, a minimalne u prolećnim mesecima. Za radionuklid ${}^{137}\text{Cs}$, maksimalne aktivnosti su dobijene u mesecima prelaska proleća u leto i jeseni u zimu (manje izražen maksimum).

1. UVOD

Prirodna radioaktivnost atmosfere u najvećoj meri potiče od emisije izotopa radioaktivnog gasa radona (${}^{222}\text{Rn}$, ${}^{220}\text{Rn}$, ${}^{219}\text{Rn}$), koji su članovi prirodnih radioaktivnih nizova ${}^{238}\text{U}$, ${}^{232}\text{Th}$ i ${}^{235}\text{U}$, redom. Prirodni radioaktivni nizovi imaju nekoliko zajedničkih osobina: rodonačelnici imaju veliki period poluraspada (10^8 - 10^9 godina), poseduju izotop u gasovitom stanju (koji utiče na migraciju narednih potomaka u atmosferu) i svaki se završava stabilnim izotopom olova (${}^{206}\text{Pb}$, ${}^{208}\text{Pb}$, ${}^{207}\text{Pb}$). Prvi dugoživeći potomak ${}^{222}\text{Rn}$ je ${}^{210}\text{Pb}$ ($T_{1/2} = 22,3$ godine), koji se veoma brzo vezuje za neaktivne aerosole, i na taj način migrira kroz atmosferu, ili se putem padavina i taloženja prašine deponuje na površinu Zemlje [1].

Drugu komponentu prirodne radioaktivnosti atmosfere čine kosmogeni radionuklidi, koji nastaju interakcijom kosmičkog zračenja sa jezgrima

zastupljenim u atmosferi (azot, kiseonik, vodonik i drugi). Radionuklidi, nastali na ovaj način, imaju mali redni broj i vreme poluraspada od 32 minuta (^{32m}Cl) do $1,6 \times 10^6$ godina (^{10}Be). Kratkoživeći kosmogeni radionuklidi se raspadnu pre nego što stignu do Zemlje, dok se dugoživeći zadržavaju u biosferi. Be-7 ($T_{1/2} = 53$ dana) je jedan od kosmogenih radionuklida koji nastaje kao rezultat spalacije protona i neutrona visoke energije sa azotom i kiseonikom u atmosferi. Veoma brzo po nastanku, jonskom vezom formira molekule BeO i $\text{Be}(\text{OH})_2$ i dalje se kreće kroz atmosferu, na isti način kao i ^{210}Pb [1].

Razvoj nuklearne tehnologije (probe sa nuklearnim oružjem, povećanje broja nuklearnih centara, razvoj postrojenja za proizvodnju i obradu nuklearnog goriva itd.) doprineo je povećanju radioaktivnosti atmosfere, radioaktivnim materijama koje nemaju prirodno poreklo, i koje definišu tzv. veštačku odnosno proizvedenu radioaktivnost atmosfere.

Transport radioaktivnih materija preko atmosfere najznačajniji je iz dva razloga - oblast zahvaćena kontaminacijom putem vazduha je velikih razmera, a uticaji kontaminacije na čoveka znatno brži (direktno zračenje, inhalacija).

Pri nuklearnim eksplozijama velika količina radioaktivnog materijala biva izbačena u atmosferu. U zavisnosti od vrste i snage eksplozije, visine na kojoj je eksplozija izvršena i meteoroloških uslova na mestu eksplozije, radioaktivni materijal može biti izbačen u troposferu ili stratosferu. Radioaktivni materijal dospeva u troposferu u slučaju prizemnih eksplozija ili eksplozija izvršenih na manjim visinama, snage ispod 100 kt. Vreme boravka u troposferi je oko trideset dana, odakle radioaktivni materijal putem suvih ili mokrih padavina dospeva do prizemnog sloja atmosfere uglavnom u onoj hemisferi u kojoj se eksplozija dogodila.

Nuklearne eksplozije srednjih i većih snaga, kontaminiraju stratosferu u kojoj se radioaktivni materijal zadržava od nekoliko meseci do godinu dana, što zavisi od dimenzija i dometa čestica. Vreme zadržavanja radioaktivnog materijala u stratosferi zavisi od visine na kojoj je materijal početno ubačen. Na visinama većim od 20 km, moguć je međuhemisferski transport, dok se na manjim visinama ovaj transport odvija veoma sporo. Radioaktivni materijal koji je ubačen u niže slojeve stratosfere u proseku se zadrži oko deset meseci pre nego se transportuje ka troposferi u kojoj se zadržava kratko, tako da se deponuje u onoj hemisferi u kojoj se eksplozija dogodila.

Širenje kontaminacije, uslovljeno je brzinom globalnog kretanja vazdušnih masa i meteorološkim prilikama u oblasti mogućeg pojavljivanja. Spuštanje radioaktivnog materijala iz viših u niže slojeve atmosfere, kao i na površinu Zemlje, može se dogoditi ne nužno pri prvom, već pri nekom od narednih prelazaka radioaktivnog oblaka.

Kao posledica nuklearnih eksplozija u atmosferu dospevaju radionuklidi različitog vremena poluraspada npr. kratkoživeći radionuklid ^{131}I , kao i dugoživeći ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{239}Pu , od kojih samo radionuklidi sa vremenom poluraspada od nekoliko dana učestvuju u procesu kruženja oko Zemlje [2].

U slučaju ispuštanja radioaktivnog materijala usled havarija na nuklearnim postrojenjima uglavnom dolazi do kontaminacije prizemnog sloja vazduha i niže troposfere. Ispušteni efluenti koji u atmosferu ulaze određenom brzinom i sa temperaturom različitom od temperature okoline, kreću se u smeru vetra, a usled

atmosferskih mešanja dolazi do njihove disperzije. Više meteoroloških modela opisuje ponašanje ispuštenih efluenata, zavisno od karakteristika lokacije i uslova emisije, a najčešće se koristi Gausov model perjanice [1].

Radioaktivni oblak se transportuje na veća ili manja rastojanja od mesta nastanka zavisno od jačine vetra. Kolika je koncentracija ubačenog radioaktivnog materijala zavisi od njegovih fizičko-hemijskih osobina, kao i od dinamičkih uslova atmosfere na mestu ispuštanja, koji su određeni brzinom vetra, režimom strujanja i stanjem stabilnosti atmosfere. U radioaktivnom oblaku dolazi do radioaktivnog raspada čestica, kao i do suvog i mokrog taloženja, što utiče na smanjenje količine radioaktivnih čestica u oblaku. Interakcija radioaktivnih čestica sa tlom ili vegetacijom koja ga pokriva u prizemnom sloju atmosfere, nastaje suvim kao i mokrim taloženjem (spiranje kišom).

U slučaju akcidenata na nuklearnim postrojenjima, domet kontaminacije je uglavnom lokalnog i regionalnog karaktera, dok kontaminacije uzrokovane nuklearnim probama imaju pretežno globalni karakter.

Pored ^{137}Cs , u atmosferu usled akcidenata na nuklearnim postrojenjima i nuklearnih eksplozija, dospevaju i druge radioaktivne materije, koje u većoj ili manjoj meri utiču na kontaminaciju atmosfere. Veliki biološki značaj ima ^{90}Sr koji se unosi ingestijom, naročito mleka, pa je depozicija ^{90}Sr u ljudskom organizmu najveća u kostima.

Pored fisionih produkata u slučaju akcidenata na nuklearnim postrojenjima, u atmosferu dospevaju i aktivacioni koji nastaju interakcijom neutrona sa konstrukcionim materijalima kao što su: Sr, Zr, Nb, Mo, Ru, Cs, Ba, Ce. Njihov doprinos je najveći u prvim danima posle havarije, s obzirom na to da vreme poluraspada ovih radionuklida iznosi od nekoliko sati do nekoliko dana, osim ^{60}Co čije vreme poluraspada iznosi 5,27 godine [1, 3, 4].

Pored kontaminacije prizemnog sloja atmosfere radioaktivnim aerosolima u atmosferu može da dospe i tricijum ^3H ($T_{1/2} = 12,26$ godina), jedini radioaktivni izotop vodonika. Nastaje u prirodi prevashodno interakcijom sa kosmičkim zracima, dok je veća količina tricijuma prisutna u atmosferi i u celom hidrološkom ciklusu antropogenog porekla, nastala iz nuklearnih eksplozija od 1945-1963. godine i nakon akcidenta u Černobilju. Postoje procene da je, nuklearnim probama 60-ih godina, u atmosferu dospelo oko $70,3 \times 10^{18}$ Bq aktivnosti ^3H . Ovaj radionuklid je čist beta emiter koji, emitovan u atmosferu, prelazi u tritiranu vodenu paru i postaje deo hidrološkog ciklusa, u kom se nalazi 90% njegove ukupne količine. Tricijum se iz atmosfere uklanja primarno procesima precipitacije [5].

Akcident najširih razmera dogodio se 26. aprila 1986. na četvrtom bloku nuklearne elektrane u Černobilju (bivši SSSR), pri čemu je ispušteno oko 2×10^{18} Bq radioaktivnog materijala, koji je dostigao visinu od 1500 m. Inicijalna snaga eksplozije je prouzrokovala požar, koji je zahvatio reaktorsku zgradu, oštetivši reaktorsko jezgro i opremu. Prvih nekoliko dana trajanja akcidenta, vetar je imao smer prema severu i severozapadu, tako da je radioaktivni oblak stigao do atmosferskog sloja od 700 m na zapadu, i do 2000 m na severu. Počev od 30. aprila smer vetra se menja i omogućava da se uticaj struje radioaktivnih materija oseti i na jugu i istoku. Prvo povećanje radioaktivnosti detektovano je u Poljskoj i nekim delovima Skandinavije, u periodu od 27. do 29. aprila, zatim u Centralnoj

Evropi između 29. aprila i 2. maja, a u Zapadnoj od 3. do 5. maja. Na našim prostorima prva kontaminacija je detektovana u Sloveniji, a zatim u Hrvatskoj i Srbiji. Maksimalna radioaktivnost u Beogradu je zabeležena u periodu od 01. do 02. i od 05. do 06. maja 1986. godine [6, 7]. Sredinom maja, dolazi do povećanja radioaktivnosti na Srednjem istoku, u Kini, Japanu, Koreji, Kanadi i SAD.

Drugi po veličini posle Černobiljskog, bio je akcident na nuklearnom postrojenju u Fukušimi (Japan), koji se dogodio 11. marta 2011, usled havarije prouzrokovane zemljotresom i cunamijem. Kao posledica ovog nuklearnog akcidenta, došlo je do ispuštanja ^{131}I , ^{134}Cs i ^{137}Cs , a po nekim podacima i plutonijuma u atmosferu i okean [8, 9].

U Institutu za nuklearne nauke "Vinča", od osnivanja je organizovana Služba Zaštite od zračenja, a krajem 1958. godine, odmah nakon akcidenta na reaktoru RB, organizovana je Laboratorija za zaštitu od zračenja. Redovna merenja radioaktivnosti prizemnog sloja atmosfere započeta su 1961. godine, merenjem ukupne alfa i beta aktivnosti, a 1991. uvode se gamaspektrometrijska merenja, nakon čega su retroaktivno izmereni uzorci iz prethodnih godina.

Monitoring ^3H u padavinama i površinskim vodama započet je u Laboratoriji za fiziku (danas, Laboratorija za nuklearnu i plazma fiziku), a zatim od 1976. godine, uzorkovanjem i merenjem tricijuma u padavinama i površinskim vodama, nastavljen je u Laboratoriji za zaštitu od zračenja i zaštitu životne sredine.

U ovom radu je dat prikaz dela rezultata tridesetogodišnje kontrole radioaktivnosti u aerosolima (meteorološka stanica u Institutu "Vinča") i padavinama (meteorološka stanica Zeleno Brdo), čime je obuhvaćen period pre i nakon akcidenta na nuklearnom postrojenju u Černobilju. Dugogodišnjim merenjem stvorena je baza podataka, na osnovu koje su određene srednje mesečne koncentracije, kao i mesečni i kvartalni sezonski indeksi.

2. MATERIJAL I METODE

Uzorci aerosola iz prizemnog sloja atmosfere, od početka kontrole radioaktivnosti atmosfere, sakupljaju se svakodnevno na filter papiru (Filtrak/Whatman 41, prečnika 15 cm i 80% relativne efikasnost na slobodno nataloženu prašinu) pomoću sistema za uzorkovanje vazduha, konstantnog protoka od $25\text{ m}^3/\text{h}$ i srednje mesečne zapremine od 15000 m^3 , u Institutu "Vinča" (N: $44^\circ 53' 33,7''$; E: $20^\circ 35' 58,4''$). Spektrometrija gama emitera rađena je u zbirnom mesečnom uzorku, koji je dobijen od svih dnevnih uzoraka, mineralizacijom na temperaturi od 370°C . Gamaspektrometrijska merenja se izvode na tri HPGe detektora relativne efikasnosti 20%, 18% i 50% (Canberra, SAD). Geometrijska efikasnost detektora određena je korišćenjem različitih referentnih radioaktivnih materijala: 1) IAEA-083, filter papir sa nakapanim ^{60}Co ($2160\text{ Bq}/\text{filteru}$), ^{133}Ba ($846\text{ Bq}/\text{filteru}$), ^{137}Cs ($1182\text{ Bq}/\text{filteru}$) i ^{210}Pb ($151\text{ Bq}/\text{filteru}$) na referentni datum 01. 01. 1986. godine; 2) referentni radioaktivni materijal matriksa aerosolne prašine nakapane ^{137}Cs aktivnosti ($207 \pm 7\text{ Bq}/\text{kg}$ na dan 09. 03. 1988. godine, dobijen u okviru projekta SEV (SSSR); 3) sekundarni referentni radioaktivni materijal matriksa aerosolne prašine, dobijen od primarnog referentnog radioaktivnog materijala Češkog Metrološkog instituta iz Praga, ukupne aktivnosti $114,9\text{ kBq}$ na dan 03. 03. 2008. godine i 4) sekundarni referentni radioaktivni materijal matriksa

aerosolne prašine, dobijen od primarnog referentnog radioaktivnog materijala Češkog Metrološkog instituta iz Praga, ukupne aktivnosti 72,40 kBq na 31. 08. 2012. godine.

Vreme merenja uzoraka je u intervalu od 60000 do 250000 s. Specifične aktivnosti gama emitera su određene na osnovu energija: 46, 5 keV za ^{210}Pb , 477 keV za ^7Be , 364 keV za ^{131}I , 605 i 795 keV za ^{134}Cs i 661,7 keV za ^{137}Cs .

Za merenje ukupne beta aktivnosti, korišćen je 2π alfa-beta proporcionalni brojač Frieseke-Hoepfner FH-514. Merenje uzoraka se obavlja dva puta, 5 sati nakon uzorkovanja i posle 5 dana. Nakon prvog merenja dobija se informacija o odnosu ukupne beta i alfa aktivnosti, a nakon drugog merenja dobija se vrednost ukupne beta aktivnosti dugoživećih radioaktivnih aerosola proizvedenog porekla (diskontinualna kontrola). Srednje mesečne aktivnosti dugoživećih beta emitera dobijene su usrednjavanjem dnevnih vrednosti [10, 3].

Uzorci padavina u kojima se određuje ^3H , sakupljani su na meteorološkoj stanici Zeleno Brdo (N: 44°47'; E: 20°32'; nadmorska visina 243,2 m). Za sakupljanje uzoraka koristi se kišomer površine 1 m², na 1 m od tla. Koncentracija ^3H određuje se u mesečnom kompozitnom uzorku padavina. Priprema uzoraka se sastoji od preliminarne destilacije kako bi se uklonile sve nečistoće i da bi se izdvojili svi eventualno prisutni katjoni i anjoni, elektrolitičkog obogaćenja. Za elektrolizu se koristi set od 18 elektrolitičkih ćelija postavljenih u hladnjak, čija se temperatura održava od -4 do +4 °C. Elektrolitičko obogaćenje ^3H vrši se u serijski vezanim ćelijama. Radni napon za set od 18 ćelija je 48 V, dok je jačina struje 5 A. Elektroliza uzoraka, kao i vode obeležene ^3H , vrši se 5 dana sa ukupnom strujom od 600 Ah. Za to vreme zapremina uzoraka se smanji 10 puta, tj. zaostala zapremina uzoraka u ćelijama iznosi 20 – 30 ml. Po završenoj elektrolizi, meri se zaostala zapremina uzorka u svakoj ćeliji, nakon čega se vrši destilacija, kako bi se uzorak odvojio od elektrolita. Priprema uzoraka za merenje na tečnom scintilacionom detektoru sastoji se u odmeravanju 9 ml uzorka u polietilensku mernu bočicu zapremine 25 ml i dodavanju 12 ml scintilacionog koktela (Ultima Gold LLT, Perkin Elmer). Pored uzoraka, meri se i mrtva voda koja služi za određivanje fona, i standardni rastvor ^3H u vodi (Wallac Internal Standard $^3\text{H-W}$), odmereni u istoj količini i u istom odnosu sa scintilacionim koktelom. Uzorci su mereni na niskofonskom tečnom scintilacionom detektoru LKB-Wallac 1219 RackBeta. Prozor za merenje tricijuma podešen je između 59 i 164 kanala. Vreme merenja uzoraka je 1200 s. Efikasnost brojača je 15%, dok je osetljivost uređaja 39% [11].

Svi rezultati merenja dati su sa mernom nesigurnošću koja je izražena kao proširena merna nesigurnost za faktor $k = 2$ koji za normalnu raspodelu odgovara nivou poverenja od 95%.

3. REZULTATI I DISKUSIJA

3.1. Rezultati merenja radioaktivnosti u prizemnom sloju atmosfere

Rezultati merenja radioaktivnosti prizemnog sloja atmosfere na meteorološkoj stanici u Institutu Vinča, dati su na slikama 1 - 7. Na slici 1 su prikazane promene vrednosti koncentracije ^{137}Cs u prizemnom sloju atmosfere u periodu intenzivnih

nuklearnih proba od 1968. do 1971. godine. Na istoj slici prikazana je i promena ukupne beta aktivnosti dugoživećih radionuklida. Promene koncentracije ^{137}Cs kao i ukupne beta aktivnosti dugoživećih radionuklida u periodu od 1985. do 1987. godine su prikazane na slici 2 (uticaj akcidenta na nuklearnom postrojenju u Černobilju). Na slici 3, prikazani su rezultati merenja koncentracije ^{137}Cs u periodu nakon akcidenta u Černobilju, od 1988. do 2015. godine.

Sa slike 1 se može videti da je vrednost koncentracije ^{137}Cs u prizemnom sloju atmosfere reda veličine 10^{-4} Bq/m³. U prikazanom periodu, vrednosti koncentracije ^{137}Cs veoma dobro koreliraju sa vrednostima ukupne beta aktivnosti dugoživećih radionuklida, pri čemu linearni koeficijent korelacije iznosi 0,88 (ocena koeficijenta korelacije je u intervalu 0,79 – 0,93). Maksimalne vrednosti koncentracije ^{137}Cs u prolećnim mesecima, poklapaju se sa maksimalnim vrednostima ukupne beta aktivnosti dugoživećih radionuklida, što je i očekivano s obzirom na to da je ^{137}Cs beta emiter.

Na slici 2 vidimo da se period do 1986. godine odlikuje veoma niskim vrednostima koncentracije ^{137}Cs (reda veličine 10^{-6} - 10^{-5} Bq/m³) kao i ukupne beta aktivnosti dugoživećih radionuklida (reda veličine 10^{-4} Bq/m³). Detektovani ^{137}Cs predstavlja posledicu proba sa nuklearnim eksplozijama. S obzirom na to da je prošlo dosta vremena od poslednje atmosferske eksplozije koja je bila 1980. godine, niska vrednost koncentracije ^{137}Cs je očekivana.

Do naglog skoka u koncentraciji ^{137}Cs i ukupne beta aktivnosti dugoživećih radionuklida, dolazi u toku 1986. godine. U maju te godine je vrednost koncentracije ^{137}Cs bila 10^{-1} Bq/m³, što je 10^5 puta veće nego početkom 1986. godine, dok je ukupna beta aktivnost dugoživećih radionuklida u dnevnim uzorcima aerosola bila veća i od 30 Bq/m³. Ovoliko povećanje je očigledna posledica akcidenta na reaktoru u Černobilju, a do opadanja koncentracije ^{137}Cs , kao i ukupne beta aktivnosti dugoživećih radionuklida, dolazi krajem iste godine. Vrednost koncentracije ^{137}Cs opada do reda veličine 10^{-5} Bq/m³, a ukupne beta aktivnosti dugoživećih radionuklida do 10^{-3} Bq/m³. Tokom 1987. godine beleži se dalje opadanje aktivnosti ^{137}Cs i ukupne beta aktivnosti dugoživećih radionuklida, uz jedan porast u januaru 1987. godine, čiji je uzrok resuspenzija radioaktivnog materijala sa tla [6]. U periodu od 1985. do 1987. godine, linearni koeficijent korelacije između ukupne beta aktivnosti dugoživećih radionuklida i aktivnosti ^{137}Cs iznosi 0,91 (ocena koeficijenta korelacije je u intervalu 0,82 – 0,95).

U narednom periodu od 1988. do 2015. godine, detektovana koncentracija opada i dalje, tako da je tokom 2015. godine koncentracija ^{137}Cs u prizemnom sloju atmosfere ispod minimalne granice detekcije (slika 3). Takođe, sa slike 1 i slike 3 se može uočiti da se maksimalne vrednosti pojavljuju u prolećnom periodu (mart-jun). Ovo je posledica izmena vazдушnih masa u kojima dolazi do spuštanja stratosferskog materijala u troposferu, a zatim i na površinu zemlje. Međutim, pored ovih maksimuma, u vrednosti koncentracije ^{137}Cs pojavljuje se još jedan, slabije izražen, maksimum u zimskim mesecima (novembar-januar). Merna stanica na kojoj su aerosoli uzorkovani se nalazi u okolini obradivih površina koje se tokom jeseni oranjem pripremaju za prolećnu setvu, tako da dolazi do podizanja zemljišta i njegovog premeštanja. Posledica ovih jesenjih radova je resuspenzija radioaktivnog materijala sa tla, što se prilikom merenja detektuje kao

povišena vrednost koncentracije ^{137}Cs i nije povezana sa akcidentom.

Još jedan maksimum, zabeležen tokom juna 1998. godine uzrokovan je spaljivanjem radioaktivnog otpada u Španiji, što je i zvanično objavljeno od strane IAEA [12].

Za razliku od akcidenta u Černobilju, akcident na nuklearnom postrojenju u Fukušimi koji se dogodio 12. marta 2011. godine, nije značajno kontaminirao atmosferu na teritoriji Republike Srbije. Merenja su vršena svakodnevno u Institutu Vinča, na dnevnim uzorcima. U tom periodu u uzorcima su detektovani ^{134}Cs , ^{137}Cs i ^{131}I .

Na slici 4 prikazane su promene dnevnih vrednosti koncentracija ^{134}Cs i ^{137}Cs u prizemnom sloju atmosfere tokom aprila 2011. godine, dok su na slici 5 predstavljene promene vrednosti koncentracije ^{131}I tokom marta i aprila 2011. godine. Sa prikazanih grafika, na slikama 4 i 5, može se uočiti da su vrednosti koncentracije ^{137}Cs istog reda veličine kao i ranijih godina (10^{-5} Bq/m^3), tako da jedino prisustvo ^{134}Cs i ^{131}I ukazuje na akcident. Vrednost koncentracije aerosolnog ^{131}I u ovom periodu bila je reda veličine mBq/m^3 , odnosno 10^3 puta manja nego za vreme akcidenta u Černobilju [3]. Na osnovu ranijih ispitivanja, očekivano vreme prvog pojavljivanja kontaminacije poreklom sa Azijskog kontinenta je oko 15 dana [6]. U slučaju nuklearnog akcidenta u Fukušimi, ova pretpostavka se i potvrdila, jer je maksimalna vrednost koncentracije ^{131}I izmerena 29. 03. 2011. godine (17 dana nakon akcidenta) i iznosila je $1,3\text{ mBq/m}^3$, dok su maksimalne vrednosti koncentracije ^{134}Cs i ^{137}Cs , zabeležene 11. 04. 2011. godine, bile $6,9 \times 10^{-5}\text{ Bq/m}^3$ i $9 \times 10^{-5}\text{ Bq/m}^3$ respektivno.

Program kontrole radioaktivnosti atmosfere, pored proizvedenih radionuklida, obuhvata i praćenje raspodele radionuklida prirodnog porekla: ^{210}Pb od 1985. godine (slika 6) i ^7Be (kosmogenog porekla) od 1991. godine (slika 7).

Promena vrednosti koncentracije u vremenskom periodu, raspored maksimalnih i minimalnih vrednosti i linija trenda dobijenih vrednosti, može se statistički opisati i metodom pokretnih sredina tj. usrednjenih mesečnih vrednosti po periodima od 12 meseci [13]. Na slikama 6 i 7 prikazane su mesečne vrednosti koncentracije za ^{210}Pb i ^7Be , dok su punom linijom prikazane pokretne sredine.

Srednje mesečne vrednosti, koje predstavljaju odnos zbira vrednosti koncentracije za dati mesec i ukupnog broja godina u posmatranom periodu, za ceo period ispitivanja su date na slici 8 za ^{210}Pb i slici 9 za ^7Be . Srednja vrednost koncentracije ^{210}Pb u periodu od 1985. do 2015. godine iznosi $8,91 \times 10^{-4}\text{ Bq/m}^3$, dok srednja vrednost koncentracije ^7Be u periodu od 1991. do 2015. godine (bez 1992. godine) iznosi $3,8\text{ mBq/m}^3$.

U tabeli 1 prikazane su vrednosti mesečnih i kvartalnih indeksa [13] za ^{210}Pb i ^7Be . Iz tabele 1 kao i sa slika 8 i 9, može se uočiti da se maksimalne vrednosti koncentracije ^{210}Pb javljaju u jesenjim, a minimalne u prolećnim mesecima. U slučaju kosmogenog radionuklida ^7Be , maksimalne vrednosti koncentracije su detektovane u letnjim, a minimalne u zimskim mesecima.

Maksimum vrednosti koncentracije ^{222}Rn na mernim stanicama u Institutu, na osnovu dugogodišnjih merenja, je u jesenjem periodu [14]. S obzirom na to da je ^{210}Pb potomak ^{222}Rn , pojava maksimuma ^{210}Pb u tom periodu je očekivana. Takođe, ovaj maksimum može biti posledica jesenje obrade zemljišta, zbog koje dolazi do veće difuzije ^{222}Rn .

Sezonske promene vrednosti koncentracije ^7Be su posledica promena proizvodnje ovog kosmogenog radionuklida u atmosferi. Poznato je da na proces spalacije u atmosferi utiču mnogi faktori, kao što je promena kosmičkog fluksa (koja je u funkciji geografske širine i dužine), hemijski sastav atmosfere, efektivni presek interakcije i drugi. Periodičnost vrednosti koncentracije ^7Be je u direktnoj vezi sa periodičnošću ovih karakteristika atmosfere. Raspodela maksimalnih i minimalnih vrednosti koncentracije ^7Be u prizemnom sloju atmosfere se poklapa sa raspodelom u zemljama približno iste geografske širine [15, 16].

Iz svih godišnjih podataka vidi se da akcidenti 1986. i 2011. nisu uticali na vrednost koncentracije ^{210}Pb i ^7Be .

Tabela 1. Mesečni i kvartalni indeksi koncentracije ^{210}Pb (period 1985-2015. godine) i ^7Be (period 1991-2015. godine) u prizemnom sloju atmosfere

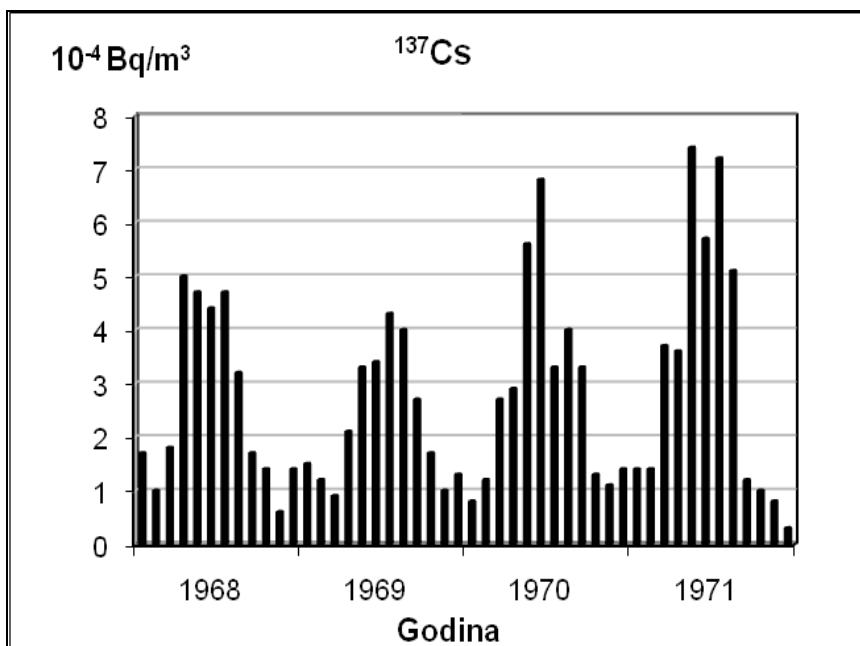
Mesečni	XII	I	II	III	IV	V
^{210}Pb	1,00	1,03	0,99	0,81	0,73	0,81
^7Be	0,49	0,51	0,68	0,86	1,08	1,43
Kvartalni	Zima			Proleće		
^{210}Pb		1,01			0,78	
^7Be		0,56			1,12	

Mesečni	VI	VII	VIII	IX	X	XI
^{210}Pb	0,78	0,92	1,29	1,20	1,28	1,15
^7Be	1,42	1,25	1,29	1,14	0,90	0,59
Kvartalni	Leto			Jesen		
^{210}Pb		0,99			1,21	
^7Be		1,32			0,87	

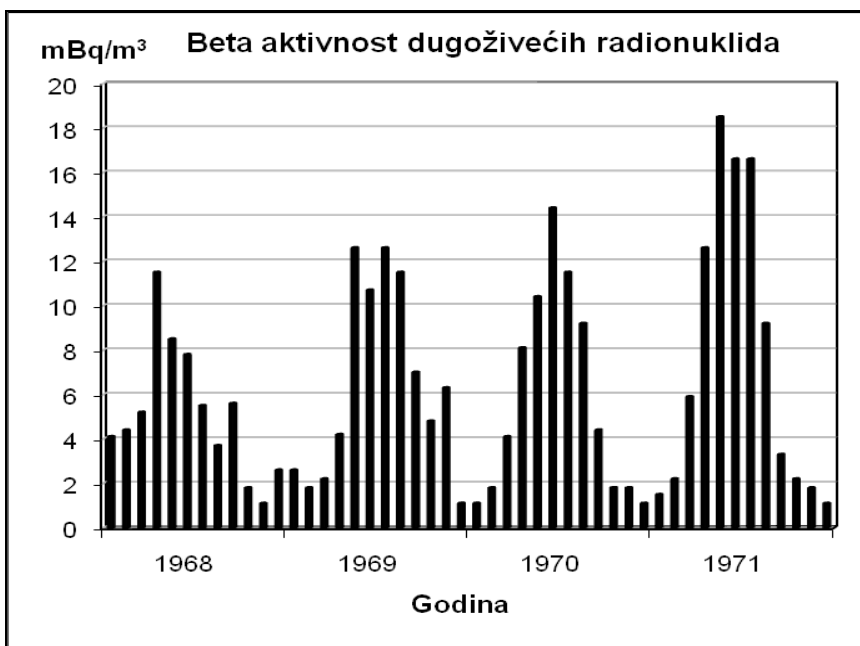
3.2. Rezultati merenja sadržaja ^3H u padavinama

Rezultati merenja tricijuma u padavinama na referentnoj meteorološkoj stanici Zeleno Brdo dati su na slici 10 za period od avgusta 1985. do 2009. godine, i period januar 2013 - april 2014. godine. Program kontrole tricijuma, obuhvata i meteorološku stanicu u samom Institutu "Vinča". Dobijeni rezultati nisu prikazani zbog uticaja istraživačkog reaktora u Institutu "Vinča" koji predstavlja potencijalni emiter tricijuma usled postojanja teške vode u bazenima.

Sadržaj tricijuma kreće se od $0,40 \text{ Bq l}^{-1}$ (januar 2007.) do $11,5 \text{ Bq l}^{-1}$ (jul 1993.). Srednje mesečne koncentracije (slika 11) kreću se od $2,6 \text{ Bq l}^{-1}$ (decembar) do $4,1 \text{ Bq l}^{-1}$ (jun). Ovakve promene ukazuju na normalne sezonske varijacije sa izraženim letnjim maksimumom koji najčešće počinje od maja meseca, i sa izraženim minimumom u zimskim mesecima, što se povezuje sa efektom intenzivnog mešanja u tropopauzi za vreme proleća. Ova pojava je karakteristična za distribuciju tricijuma na Severnoj hemisferi [17]. Vrednosti mesečnih i kvartalnih indeksa za ^3H date su u tabeli 2 i kreću se od 0,80 za decembar do 1,27 za jun. Najveće vrednosti kvartalnih indeksa, većih od jedinice, dobijene su za period proleće (1,06) i leto (1,17), što odgovara normalnim sezonskim varijacijama [18-21].

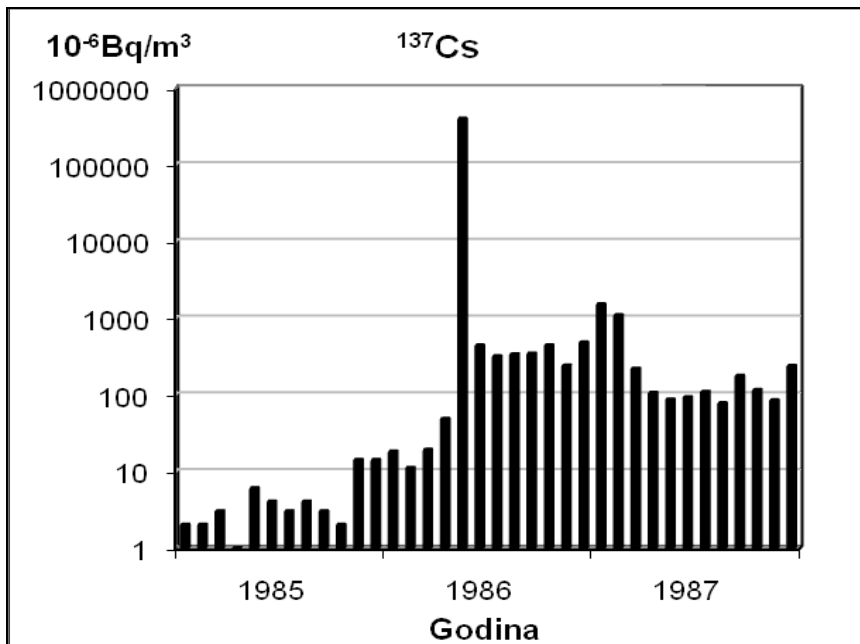


a)

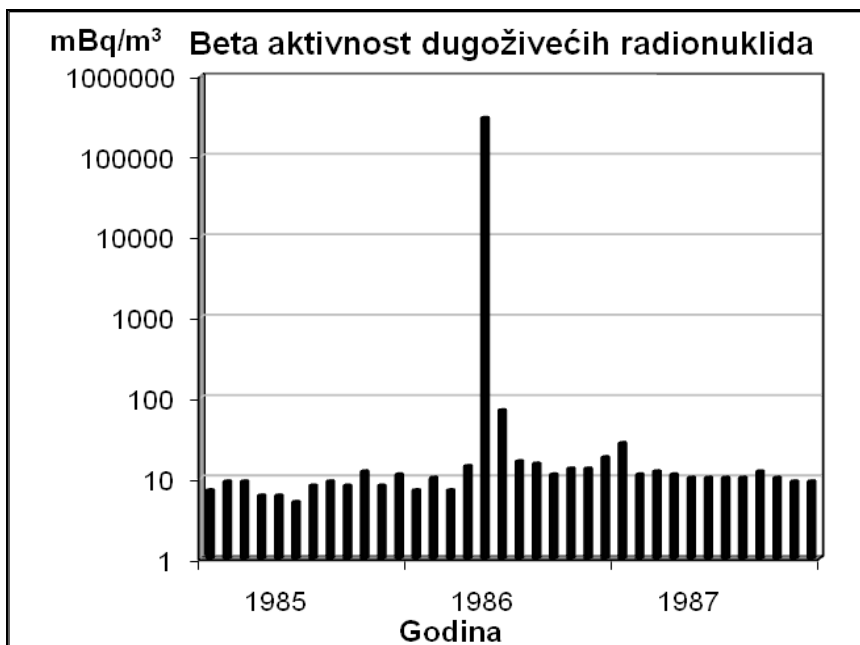


b)

Slika 1. Mesečne vrednosti u periodu od 1968. do 1971. godine: a) koncentracije ^{137}Cs u prizemnom sloju atmosfere, b) ukupne beta aktivnosti dugoživećih radionuklida

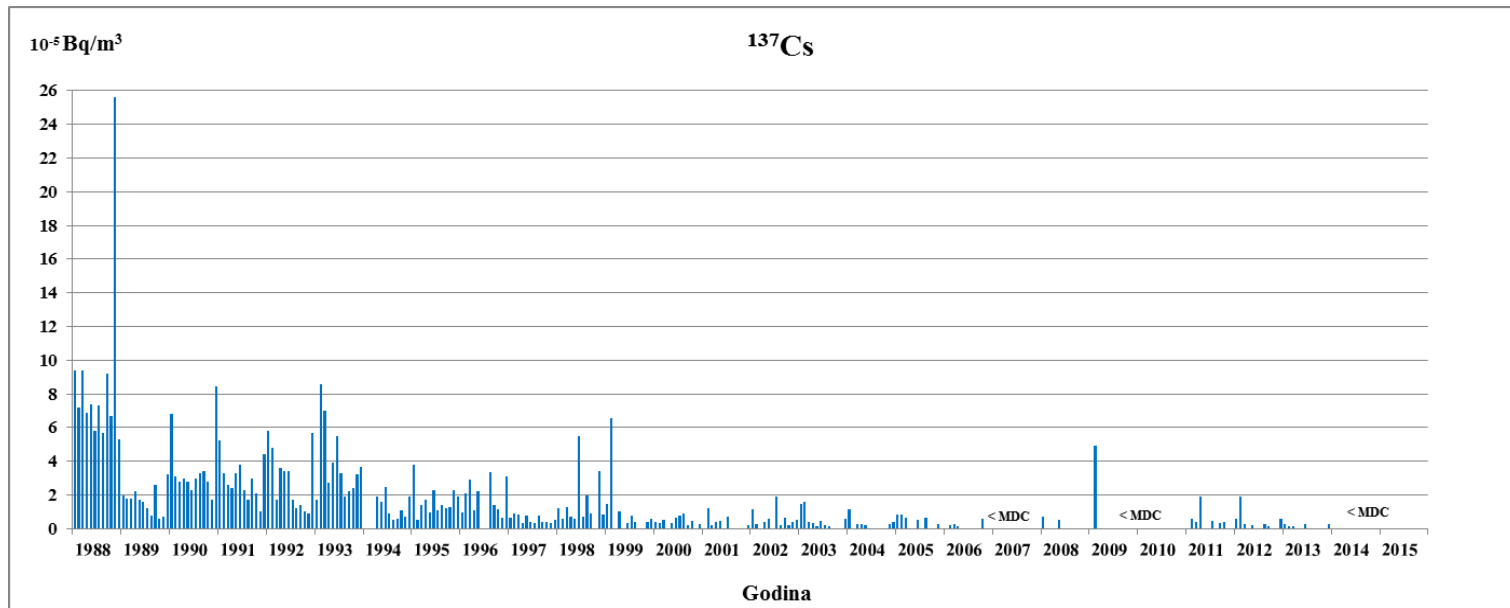


a)

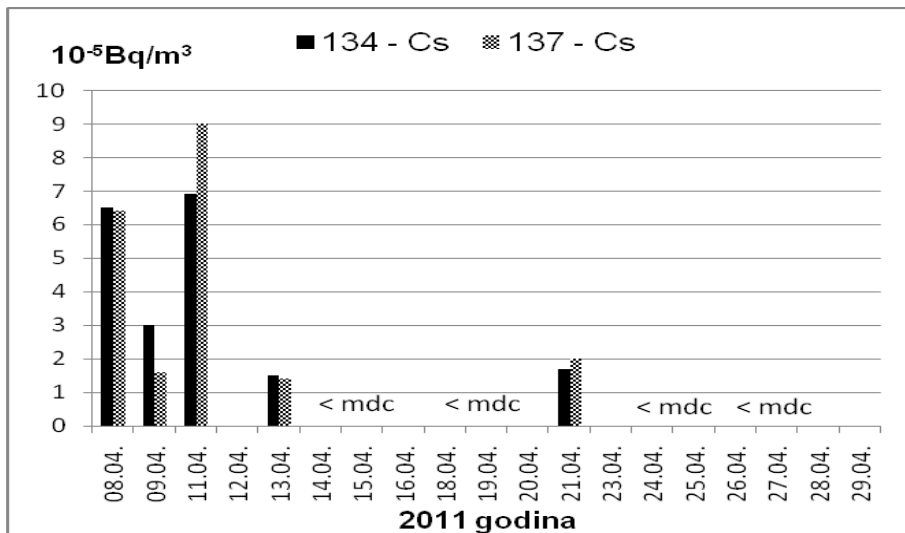


b)

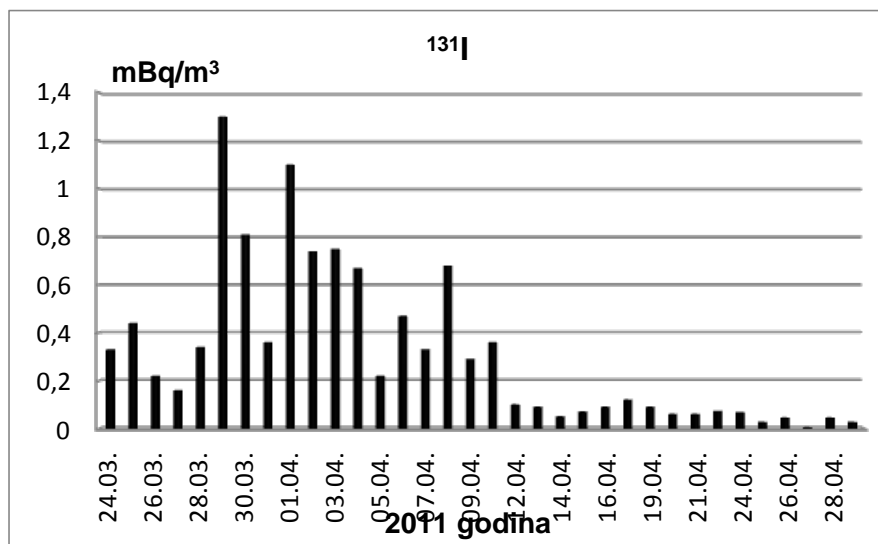
Slika 2. Mesečne vrednosti u periodu od 1985. do 1987. godine: a) koncentracije ¹³⁷Cs u prizemnom sloju atmosfere, b) ukupne beta aktivnosti dugoživećih radionuklida



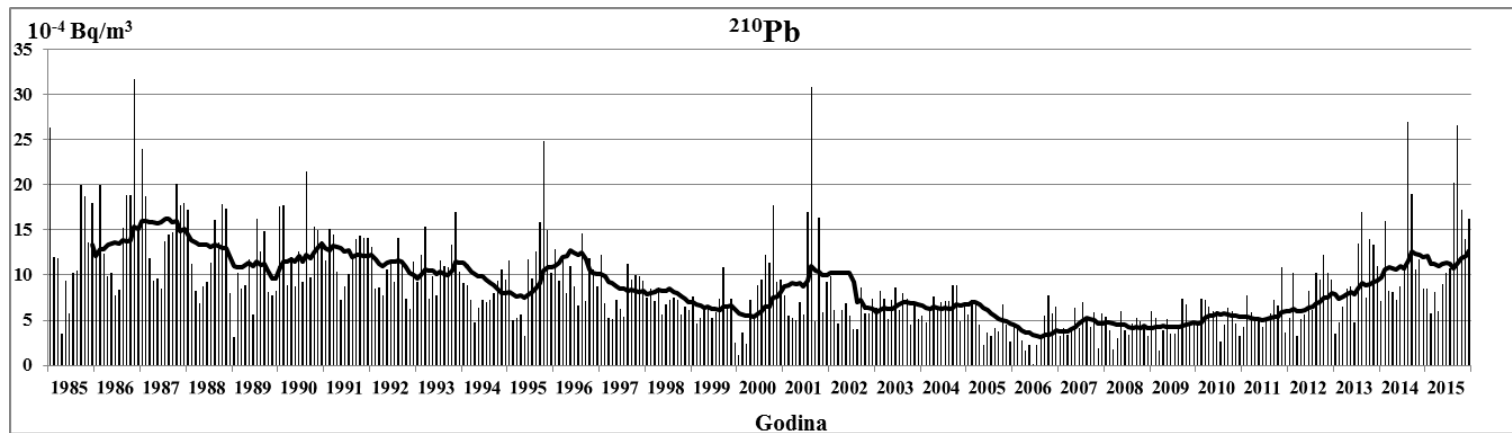
Slika 3. Mesečne vrednosti koncentracija ^{137}Cs u prizemnom sloju atmosfere u periodu od 1988. do 2015. godine



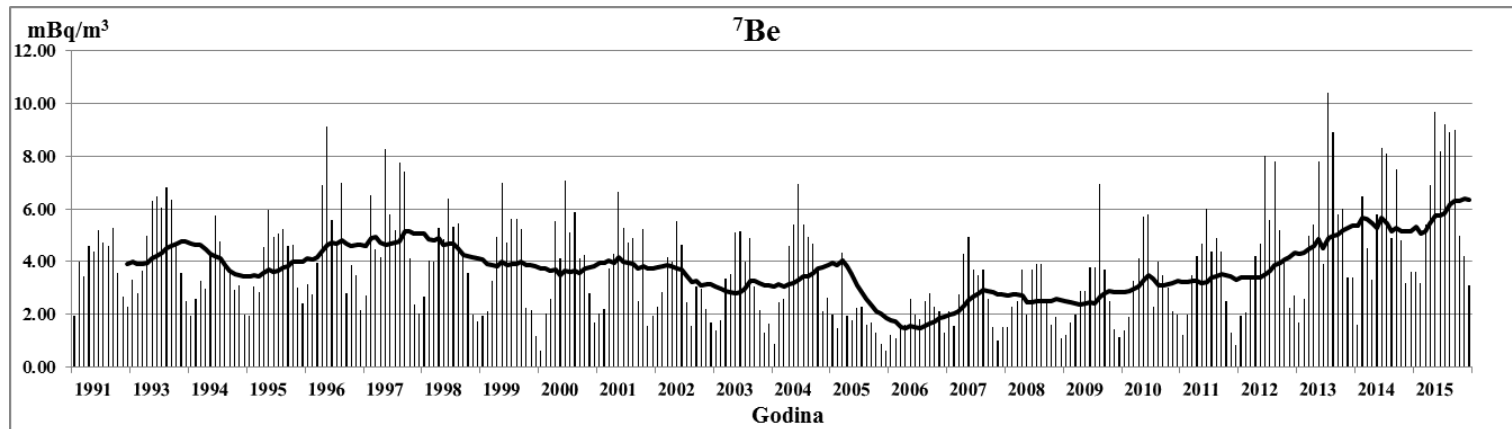
Slika 4. Dnevne vrednosti koncentracije ^{134}Cs i ^{137}Cs u prizemnom sloju atmosfere tokom aprila 2011. godine



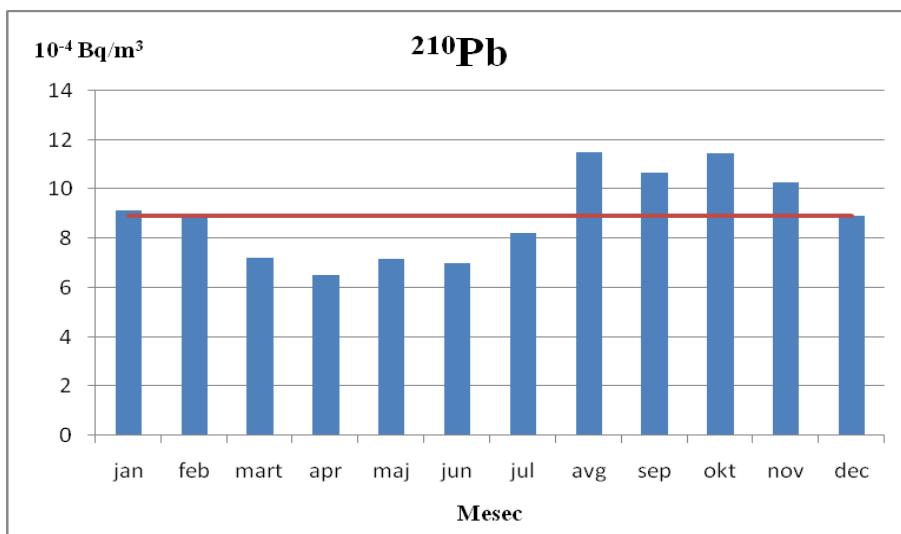
Slika 5. Dnevne vrednosti koncentracije ^{131}I u prizemnom sloju atmosfere tokom marta i aprila 2011. godine



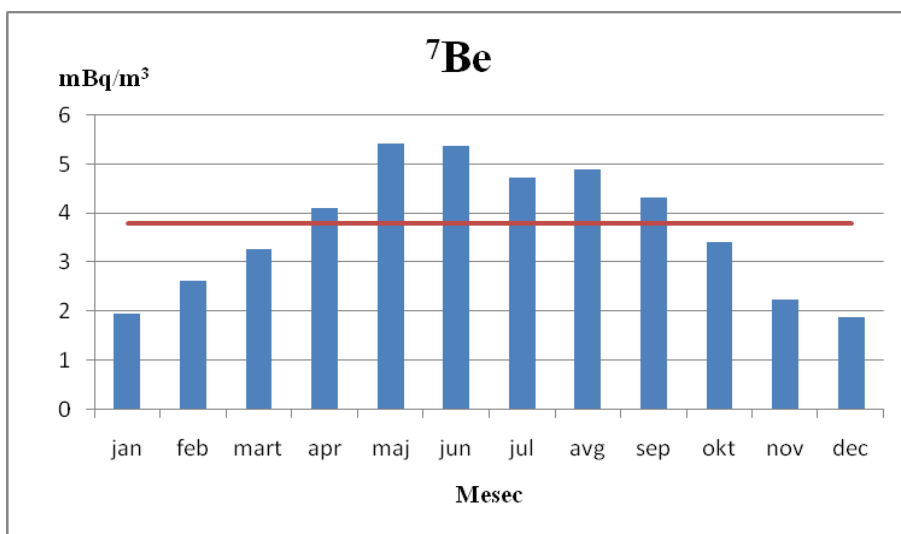
Slika 6. Mesečne vrednosti koncentracija ²¹⁰Pb u prizemnom sloju atmosfere u periodu od 1985. do 2015. godine. Punom linijom su prikazane pokretne sredine za period od 12 meseci



Slika 7. Mesečne vrednosti koncentracija ⁷Be u prizemnom sloju atmosfere u periodu od 1991. do 2015. godine. Punom linijom su prikazane pokretne sredine za period od 12 meseci



Slika 8. Srednje mesečne vrednosti koncentracije ^{210}Pb u prizemnom sloju atmosfere u periodu od 1985. do 2015. godine. Punom linijom je predstavljena srednja vrednost za ceo period



Slika 9. Srednje mesečne vrednosti koncentracije ^7Be u prizemnom sloju atmosfere u periodu od 1991. do 2015. godine. Punom linijom je predstavljena srednja vrednost za ceo period

U godinama pre nuklearnog akcidenta u Černobilju, od 1976. do 1984. godine, vrednosti koncentracije ^3H u padavinama bile su u opsegu od 1,1 do $18,2 \text{ Bq l}^{-1}$ [22] što je reda veličine rezultata dobijenih u drugim evropskim državama u okruženju (Hrvatska, Austrija, Mađarska) [23].

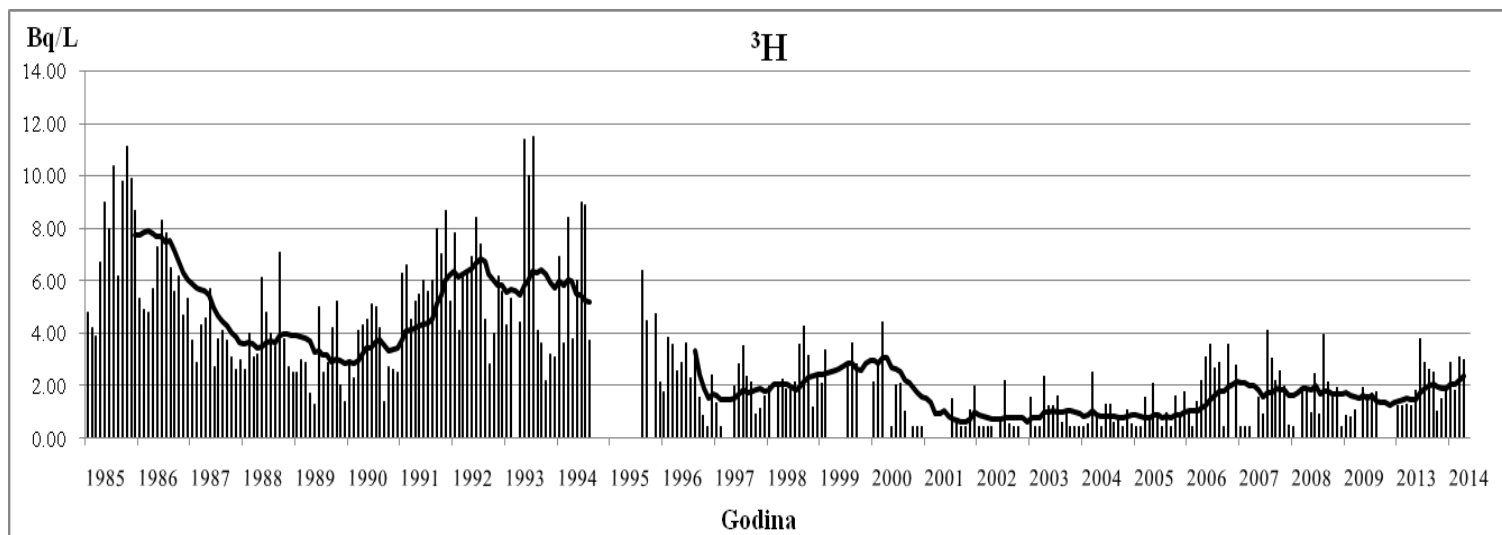
U ovom radu date su vrednosti koncentracije tricijuma u padavinama i za 1986. godinu u kojoj se dogodio nuklearni akcident u Černobilju. Sa slike 10 se može videti da ovaj događaj nije doveo do značajnog povećanja koncentracije tricijuma u padavinama na teritoriji Beograda. U prvoj dekadi maja 1986. godine u dnevnim uzorcima padavina izmerene vrednosti koncentracija tricijuma su bile do 27 Bq l^{-1} [24]. Međutim, na slici 10 su prikazane vrednosti koncentracije za zbirne mesečne uzorke, tako da se ovaj porast u dnevnim uzorcima ne primećuje. Takođe, u nekim evropskim gradovima u Austriji, Nemačkoj, Poljskoj, Švajcarskoj, Irskoj, ali i u Japanu i Rusiji nije zabeležen uticaj akcidenta u Černobilju na vrednost koncentracije tricijuma u padavinama [25- 27].

4. ZAKLJUČAK

U ovom radu su prikazane promene vrednosti koncentracije proizvedenih i prirodnih radionuklida u tridesetogodišnjem periodu u aerosolima (meteorološka stanica u Institutu) i padavinama (meteorološka stanica na Zelenom brdu). Prirodni radionuklidi koji su prisutni u atmosferi, imaju izražene sezonske efekte sa maksimalnim vrednostima koncentracije ^{210}Pb u jesenjem, a ^7Be u letnjem periodu. Minimalne vrednosti ^{210}Pb su u prolećnom, a ^7Be u zimskom periodu. Od svih puteva kontaminacije, u posmatranom periodu, kontaminaciji atmosfere na našim prostorima su najviše doprinele nuklearne probe, koje su trajale više od trideset godina. Vrednosti koncentracije ^{137}Cs u ovom periodu bile su dva reda veličine veće nego današnjih dana.

Černobiljski efekat je bio dominantan samo tokom 1986. i 1987. godine. Za razliku od perioda intezivnih nuklearnih proba, trajao je kraće i nije doveo do kontaminacije viših slojeva atmosfere. Vrednosti koncentracije ^{137}Cs za vreme samog nuklearnog akcidenta u Černobilju, u maju mesecu, bile su reda veličine 10^{-1} Bq/m^3 , odnosno 10^5 puta veće nego tokom 1985. godine. Međutim, već početkom 1988. godine vrednost koncentracije ^{137}Cs opada na red veličine kao i pre akcidenta, odnosno 10^{-5} Bq/m^3 . Promena ukupne beta aktivnosti dugoživećih radionuklida istog je trenda kao i promena vrednosti koncentracije ^{137}Cs , čime se pokazuje da je ukupna beta aktivnost najvećim delom poreklom od ovog radionuklida.

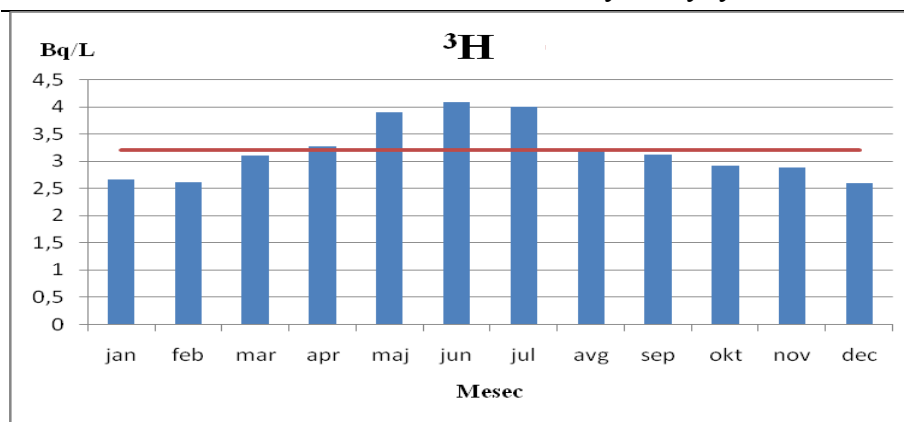
U slučaju tricijuma u padavinama, maksimalne vrednosti koncentracije dobijene su u prolećno – letnjem periodu, a minimalne vrednosti u zimskom periodu. Tokom 1986. godine, za vreme Černobiljskog efekta, nije došlo do značajnog povećanja koncentracije tricijuma u padavinama na našim prostorima. U dnevnim uzorcima padavina, tokom maja meseca 1986. godine, izmerene su veće vrednosti koncentracija tricijuma i do 27 Bq l^{-1} , ali su vrednosti u zbirnom mesečnom uzorku reda veličine kao i pre Černobiljskog efekta.



Slika 10. Mesečne vrednosti koncentracija ^3H u padavinama u periodu od 1985. do 2009. godine i od 2013. do 2014. Godine

Tabela 2. Mesečni i kvartalni indeksi koncentracije ^3H u padavinama u Beogradu

Mesečni	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI
ZB	0,80	0,83	0,81	0,96	1,02	1,21	1,27	1,25	1,07	0,97	0,91	0,90
Kvartalni	Zima			Proleće			Leto			Jesen		
ZB		0,81			1,06			1,17			0,93	



Slika 11. Srednje mesečne vrednosti koncentracije ^3H u padavinama na ZB za period od 1985. do 2009. godine. Punom linijom je predstavljena srednja vrednost za ceo period

Efekat nuklearnog akcidenta u Fukušimi, ukoliko posmatramo kontaminaciju atmosfere na našim prostorima, trajao je veoma kratko. Vrednost koncentracije ^{137}Cs bila je reda veličine 10^{-5}Bq/m^3 , istog reda veličine kao i pre akcidenta u Fukušimi. Jedino je prisustvo ^{134}Cs i ^{131}I ukazivalo da je došlo do havarije na nuklearnom postrojenju.

Vrednosti koncentracije ^{137}Cs u prizemnom sloju atmosfere su već godinama, počevši od 2006. godine, ispod minimalne granice detekcije koja je reda veličine 10^{-6}Bq/m^3 , tako da sa aspekta kontaminacije atmosfere ovim radionuklidom, možemo reći da je zanemarljiva.

Zahvalnica

Ovaj rad je podržan od strane Ministarstva za nauku i tehnološki razvoj Srbije pod projektom: III43009.

5. LITERATURA

- [1] L. Kathren Roland. Radioactivity in the environment sources, distribution and surveillance, Harwood academic publishers, 1984.
- [2] S. Glasstone and J.P. Dolan. The effects of nuclear Weapons, United States Department of Defense and the United States Department of Energy, 1977.
- [3] D. Popovic, D. Todorovic, V. Spasic Jokić and G. Djurić. Air Radioactivity monitoring in Serbia, u Environmental Technologies: New Developments, Ed. Burcu Ozkaraova Gungor, Publ. I-Tech Inc, Vienna, (2007) 147-166.
- [4] D. Todorović. The Effect of Tropopause Height on the Content of Radioactive Debris in Surface Atmosphere. *Environ. Internat.* 23, No. 6 (1997)
- [5] D. G. Jacobs. Sources of tritium and its behavior upon release to the environment, U. S. Atomic Energy Commission, 1968.
- [6] D. Todorović. Distribucija prirodnih (^7Be , ^{210}Pb) i proizvedenih (^{137}Cs) radionuklida u prizemnom sloju atmosfere i slobodno nataloženoj sredini u urbanim sredina, Doktorska disertacija, Fizički fakultet, Univerzitet u Beogradu, Beograd, 2000.
- [7] D. Todorović, R. Smiljanić i S. Kudra. Radioaktivnost vazduha na području koje kontroliše Institut "Vinča", *Ecologika*, No. 10 (1996) 33-39.

- [8] O. Masson, M. Jankovic, J. Nikolic, D. Todorovic, and all. Tracking of Airborne Radionuclides from the Damaged Fukushima Dai-Ichi Nuclear Reactors by European Networks. *Environ. Sci. & Technol.* 45 (2011) 7670-7677.
- [9] J. Nikolić, G. Pantelić, D. Todorović, M. Janković and M. Eremić-Savković. Monitoring of Aerosol and Fallout Radioactivity in Belgrade after the Fukushima Reactors Accident. *Water Air Soil Pollut.* 223 (2012) 4823–4829.
- [10] D. Todorovic, D. Popovic, G. Djuric and M. Radenkovic. ^7Be to ^{210}Pb concentration ratio in ground level air in Belgrade area. *J. Environ. Radioact.* 79 (2005) 297-307.
- [11] M. Janković. Primena indeksa simetrije za praćenje vremenske promene koncentracije tritijuma u vodama iz životne sredine. Doktorska disertacija. Fakultet za Fizičku Hemiju, Univerzitet u Beogradu, Beograd, 2013.
- [12] Daily Press Review, 15.06.1998., No.111, <http://www.iaea.or.at/worldatom/inforesource/pressreview/dpr98111.html>.
- [13] S. Prohaska i Ristić V. Hidrologija - kroz teoriju i praksu, Univerzitet u Beogradu, Rudarsko geološki fakultet, Beograd, 1996.
- [14] R. Smiljanić, D. Patić. Rezultati višegodišnjih merenja koncentracija radona u IBK, sa osvrtom na izbor metodologije merenja radona u rutinskoj kontroli životne sredine. *Čovek i životna sredina* 6 (1984) 37-39.
- [15] C. Rodenas, J. Gomez. L. S. Quindos, P. L. Fernandez, J. Soto, Be concentrations in air, rain, water and soil in Cantabria (Spain). *Appl. Radiat. Isot.* 48, No.4 (1997) 545-548.
- [16] D. Todorović, D. Popović, G. Đurić and M. Radenković. ^7Be to ^{210}Pb concentration ratio in ground level air in Belgrade area. *J. Environ. Radioact.* 79 (2005) 297-307.
- [17] Z. Jaworowski. Natural and man-made radionuclides in the global atmosphere. *IAEA Bulletin* 24 No. 2 (1982) 35-39.
- [18] M. Janković and D. Todorović. Examining the Relationships Between the Activities of ^3H in Precipitation and ^{137}Cs in Ground-Level Air in Belgrade City Area. *Water Air Soil Pollut.* 223 (2012) 4471-4483.
- [19] M. Janković and D. Todorović. Determination of symmetrical index for ^3H in precipitation and ^{137}Cs in ground level air. *Water Air Soil Pollut.* 223 (2012) 979-987.
- [20] P. Vreča, I. Krajcar Bronić, N. Horvatinčić and J. Barešić. Isotopic characteristics of precipitation in Slovenia and Croatia: Comparison of continental and maritime stations. *J. Hydrol.* 330 (2006) 457– 469.
- [21] I. Radwan, Z. Pietrzak-Flis and T. Wardaszko. Tritium in surface waters, tap water and in precipitation in Poland during the 1994-1999 period. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 247 (2001) 71-77.
- [22] M. Hadžišehović, M. Župančić, R. Vukanović, Dj. BekUzarov and R. Stepić. Characteristics of environmental tritium distribution in the Belgrade region. *Journal of Radioanal. Nucl. Chem.* 98 (1986) 323-333.
- [23] Global network of isotopes in precipitation. The GNIP database, IAEA,Vienna, http://www-naweb.iaea.org/naweb/ih/IHS_resources_isohis.html.
- [24] M. Hadžišehović, N. Miljević, D. Golobočanin, M. Župančić, V. Šipka and S. Kudra. Tritium abundance in Belgrade natural waters. *Isotopenpraxis* 26 (1) (1990) 5-10.
- [25] F. J. Maringer, R. Tesch, M. Hrachowitz and V. Gruber. Long-term environmental monitoring and application of low-level ^3H , ^7Be , ^{137}Cs and ^{210}Pb activity concentrations in the non-biotic compartments of the Danube in Austria. *Appl. Radiat. Isot.* 61 (2004) 313–317.
- [26] T. Koga, H. Morishima, T. Niwa and H. Kawai. Tritium precipitation in European cities and in Osaka, Japan owing to the Chernobyl nuclear accident. *J.Radiat. Res.* 32 (1991) 267–276.
- [27] K. P. Makhonko, V. M. Kim, I. Yu. Katrich and A. A. Volokitin. Comparison of the behaviour of tritium and ^{137}Cs in the atmosphere. *Atomic Energy* 85 (1998) 734-739.

RADIOACTIVITY OF THE ATMOSPHERE IN THE INSTITUTE OF NUCLEAR SCIENCES "VINČA" IN THE PERIOD 1985-2015

**Dragana J. TODORVIĆ, Milica M. RAJAČIĆ, Marija M. JANKOVIĆ,
Jelena D. KRNETA NIKOLIĆ, Nataša B. SARAP, Gordana K. PANTELIĆ**
*University of Belgrade, Institute of Nuclear Sciences Vinča, Radiation and
Environmental Protection Department, Belgrade, Serbia*

A long term measurements of temporal distribution of naturally occurring and artificial radionuclides in the ground level air are conducted for many years in the Institute for Nuclear Sciences "Vinča". Activity of naturally occurring radionuclides ^7Be i ^{210}Pb and artificial radionuclide ^{137}Cs is determined via gamma spectrometry and activity of ^3H in precipitation (which can be both naturally occurring and artificial) is determined using liquid scintillation spectrometry. Along these, gross alpha and beta activity measurements are also conducted. These measurements represent the indicative of atmospheric contamination. During the period of this monitoring, two major nuclear accidents have taken place – the one in Chernobyl 1986 and the accident in Fukushima 2011, that have contributed to the rise in the activity concentration of the artificial radionuclides ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{131}I and ^3H in the environment.

Based on the results of these long term measurements, average monthly activities, monthly and seasonal indices for the mentioned radionuclides were determined and seasonal periodical effects were noticed. Maximum values of ^7Be and ^3H were noticed in summer and minimum values were noticed in the winter. In case of ^{210}Pb , activity concentration reached its maximum in autumn and minimum in spring. For ^{137}Cs , maximal values were detected in the months between the season of spring and summer and autumn to winter (less pronounced maximum).

ОДРЕЂИВАЊЕ ИЗОТОПА ПЛУТОНИЈУМА У ПРИЗЕМНИМ СЛОЈЕВИМА ВАЗДУХА НА ЛОКАЦИЈИ ВИНЧА-БЕОГРАД У ПЕРИОДУ ЧЕРНОБИЉСКОГ АКЦИДЕНТА

**Ивана ВУКАНАЦ¹, Сузана БОГОЈЕВИЋ², Мирјана ЂУРАШЕВИЋ¹,
Александар КАНДИЋ¹ и Зоран МИЛОШЕВИЋ¹**

- 1) Институт за нуклеарне науке „Винча“, Лабораторија за нуклеарну и плазма физику, Универзитет у Београду, Београд, Винча, vukanac@vinca.rs
- 2) Институт за медицину рада Србије „др Драгомир Карајовић“, Београд, Србија, suzana.bogojevic@karajovic.rs

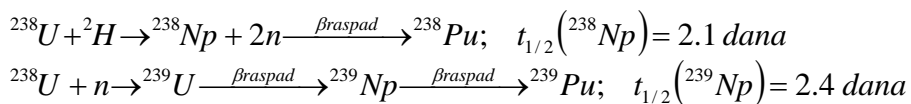
Резиме

Током друге половине двадесетог века у циљу редовног праћења концентрације радионуклида у аеросолима, вршена су узорковања ваздуха на четири места на локацији Института за нуклеарне науке „Винча“. У време узорковања одређивана је укупна бета активност дневних узорака аеросола на филтер папиру. Како је бета спектрометрија/бројање недеструктивна метода исти узорци су касније искоришћени за алфаспектрометријска мерења. У узорцима ваздуха из периода интензивних надземних нуклеарних проба, као и из периода непосредно након чернобиљског акцидента, током 90-тих година двадесетог века у Лабораторији за нуклеарну и плазма физику одређивана је концентрација изотопа плутонијума алфаспектрометријском методом. Узорковање ваздуха вршено је помоћу пумпе са филтерима. Две године након Чернобиља узорци ваздуха прикупљани током маја 1986. године, су прво мерени на полупроводничком HPGe спектрометру и детектовани су следећи вештачки радионуклиди: ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{106}Ru , ^{125}Sb , ^{144}Ce и $^{110\text{m}}\text{Ag}$. Максималне концентрације цезијумових изотопа детектоване су у периоду 02-03. маја, док је други максимум детектован 06. маја. Након гамаспектрометријских, урађена су и алфаспектрометријска мерења. Максималне концентрације ^{238}Pu и $^{239,240}\text{Pu}$ детектоване су у периоду 01-07. маја 1986. године, што одговара хронолошки максимално измереним концентрацијама цезијума. Добијени резултати били су у сагласности са доступним резултатима измереним на локацијама Прага, Минхена и Париза за исти временски период. У узорцима сакупљаним током 1987. и 1989. године, концентрације изотопа плутонијума биле су на граници детекције, осим у пролећном периоду када има највише падавина. Непосредно након чернобиљског акцидента, највећи допринос укупној активности плутонијума у околини потицао је од ^{241}Pu , чистог бета емitera. Мерење овог изотопа може се вршити течним сцинтилационим детектором или масеним спектрометром, који нису били доступни у Институту, те овај радионуклид није ни мерен. Међутим, исти електродепоновани алфа извори плутонијума, припремани почетком деведесетих година прошлог века, поново су мерени алфаспектрометријски током 2004. и 2005. године. Како је од сепарације

плутонијума из узорака ваздуха прошло десетак година, што је поредиво са релативно кратким периодом полураспада ^{241}Pu , створени су услови да се концентрација ^{241}Pu у ваздуху одреди преко његовог потомка - ^{241}Am . Активност насталог америцијума одређивана је на основу измерене активности ^{228}Th , и прорачунатог доприноса потомака трасера ^{236}Pu помоћу Bateman-ових једначина. Добијени односи $^{241}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ налазе се у границама цитираним у литератури. Резултати вишегодишњих мерења објављени су у више публикација у међународним часописима, као и у саопштењима на домаћим и међународним конференцијама. У овом раду је дата свеобухватна анализа поступака за припрему узорака, процедура радиохемијске сепарације изотопа плутонијума из узорака ваздуха, технике припреме алфаспектроскопски танких извора, специфичности поступака анализе снимљених спектра, као и анализа добијених резултата за специфичне активности изотопа ^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{241}Pu .

1. УВОД

Плутонијум је трансуранички елемент са редним бројем 94. Иако се плутонијум појављује у природи у веома малим количинама, нпр. у руди урана, први пут је откривен 1940/41. године када је синтетисан бомбардовањем ^{238}U деутеријумом на циклотрону (Беркли, Калифорнија). Пошто се плутонијум вештачки производи, његов изотопски састав зависи од начина настанка, а у наставку су дати примери нуклеарних реакција у којима настају изотопи ^{238}Pu и ^{239}Pu [1].



Плутонијум има 23 позната изотопа, маса од 228 до 247 ајм и сви су радиоактивни са временима полураспада од реда секунде до 10^6 година. Основне карактеристике најзначајнијих плутонијумових изотопа, као и ^{241}Am , дате су у табели 1.

Најширу употребу има ^{239}Pu . Захватом спорих неутрона овај изотоп постаје фисибилан па је због тога важан у различитим областима људског деловања, од мирнодопских примена (реакторско гориво, нпр.) до примена у војним индустријама. Следећи по заступљености, ^{240}Pu , формира се двоструким захватом неутрона на ^{238}U . У тзв. "weapon grade" плутонијуму концентрација ^{240}Pu мора бити испод неколико процената, у супротном превише неутрона насталих спонтаним распадом ^{240}Pu ће или покренути преурањену ланчану реакцију или смањити енергетски потенцијал експлозије. Код плутонијума произведеног у сврху производње енергије, са друге стране, очекиван удео ^{240}Pu је око 30%. Ово је важно зато што се управо на основу односа измерених концентрација појединих изотопа у узорцима из околине може одредити порекло детектованог плутонијума.

Као продукт распада ^{241}Pu у произведеном плутонијуму настаје ^{241}Am , чија ће концентрација зависити од времена протеклог од продукције плутонијума, па су стога у табели 1 дати и подаци за ^{241}Am .

Табела 1. Карактеристике најзначајнијих изотопа плутонијума и ^{241}Am [2, 3]

Нуклид	Време полураспада (година)	Главни тип распада са енергијама (MeV)
^{236}Pu	2,858	α (5,721; 5,767)
^{237}Pu	0,124	EC
^{238}Pu	87,74	α (5,456; 5,499)
^{239}Pu	24100	α (5,106; 5,144; 5,157)
^{240}Pu	6561	α (5,124; 5,168)
^{241}Pu	14,33	β^- (0,0208 max)
^{242}Pu	$3,73 \cdot 10^5$	α (4,858; 4,902)
^{241}Am	432,6	α (5,388; 5,443; 5,486) γ (0,0263; 0,0595)

Пре 1944. године, количине плутонијума у природи биле су занемарљиве, међутим од тог времена извесне количине различитих изотопа плутонијума испуштене су у околину током тестирања/употребе нуклеарног наоружања, несавесног одлагања радиоактивног отпада, загађења насталог у раду реактора или у околини постројења за производњу, као и од изолованих акциденталних догађаја, као што су хаварије на реакторским постројењима, свемирским летилицама или подморницама на нуклеарни погон и сл. [4, 5, 6].

Процењено је да је до 1980. укупно у атмосферу ослобођено $7,4 \text{ PBq } ^{239}\text{Pu}$, $4,8 \text{ PBq } ^{240}\text{Pu}$, $0,8 \text{ PBq } ^{238}\text{Pu}$ и $220 \text{ PBq } ^{241}\text{Pu}$ [6]. Такође је процењено да су у периоду пре чернобилског акцидента контаминације биле приближно $0,2\text{--}0,7 \text{ }\mu\text{Bq } ^{239}\text{Pu}$ по кубном метру ваздуха, $0,7 \text{ mBq } ^{239}\text{Pu}$ по граму земљишта и $7,4 \text{ }\mu\text{Bq } ^{239}\text{Pu}$ по литру воде [7]. 1969. г. је типична концентрација ^{239}Pu у ваздуху била од (0,4–18,5) nBq/l . Током 1966. средњи однос $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ у ваздуху је био 0,04, а месечна површинска депозиција ^{239}Pu од преципитације била је од око 0,02 до $0,04 \text{ Bq/m}^2$ [8].

У самом чернобилском акциденту ослобођена је највећа количина активности до данас, у појединачном догађају. Са становишта радиозагађења, овај догађај имао је глобални утицај, а контаминације су могле да се детектују у већини подручја северне хемисфере [5]. На основу садржаја језгра реактора процењене су ослобођене активности, а вредности за изотопе плутонијума су дате у табели 2.

Генерално, плутонијум и његова једињења спадају у веома радиотоксичне материјале - неколико милиграма по килограму ткива сматра се смртоносним. Ниво штетности зависи од облика у којем се плутонијум налази као и од начина изложености/уношења у организам. Наиме, ако се

налази у ваздуху у растворљивом облику инхалацијом се може наћи у плућима и алтернативно наталожити у коштаном сржи. Као растворљиви, плутонијум у води апсорбује се у гастроинтестиналном (ГИ) тракту и опет се највише гомила у коштаном сржи. Када се плутонијум налази у нерастворној форми, критични органи су, уз оне директно изложене, плућа и ГИ тракт. У случају нерастворног плутонијума у ваздуху, дејство плутонијума лимитирано је дозом предатом плућним лимфним чворовима [8].

Табела 2. Процена ослобођене активности током чернобилског акцидента [9]

	Садржај језгра реактора на дан 26. 04. 1986. г.	Укупна ослобођена активност током акцидента
Нуклид	Активност [PBq]	Активност [PBq]
²³⁸ Pu	1	0,03
²³⁹ Pu	0,85	0,03
²⁴⁰ Pu	102	0,042
²⁴¹ Pu	170	~ 6

На локацији Института „Винча“ вршено је систематско узорковање ваздуха у циљу одређивања концентрације аеросола у периоду проба нуклеарног наоружања и локалних акциденталних ситуација. У склопу рутинске контроле 2. маја 1986. примећени су први показатељи повећане активности ваздуха након чернобилског акцидента на локацији Института. Рутинска контрола ваздуха интензивирана је у том периоду, а прикупљени узорци су касније искоришћени за одређивање изотопа плутонијума у ваздуху у поменути периодима. У овом раду дате су концентрације изотопа плутонијума измерене алфаспектрометријски у Лабораторији за нуклеарну и плазма физику, Института за нуклеарне науке „Винча“.

2. ПОЛУПРОВОДНИЧКА АЛФА СПЕКТРОМЕТРИЈА

Полупроводничка алфа спектрометрија се користи за квалитативну и квантитативну анализу алфа емитера и представља врло прецизну и осетљиву технику мерења узорака из животне средине и идентификацију природних (изотопи U, Th и њихових потомака) и вештачких (изотопи Pu, Cm, Am) алфа радионуклида. Поступак одређивања ових радионуклида у узорцима из животне средине састоји се из више фаза:

- узорковање и складиштење
- пре-третман – растварање узорка, тзв. “личинг”
- радиохемијска обрада – сепарација
- припрема спектрометријски танких хомогених извора
- мерење
- обрада резултата мерења.

Прикупљање и складиштење узорака врши се према препорукама датим од стране Међународне агенције за атомску енергију [10]. Тип процедуре узорковања зависи од типа истраживања, односно од природе узорка. Како су у овом раду дати резултати мерења концентрација плутонијума у ваздуху, детаљно ће бити описана процедура његовог узорковања.

Начин узорковања ваздуха зависи од тога да ли се испитују гасовити радионуклиди или активне честице аеросола. За сакупљање ситних честица суспендованих у ваздуху, најчешће се користе филтери кроз које се пропушта ваздух. Која ће се врста користити зависи од потреба анализе, а избор се врши на основу ефикасности задржавања, селективности у односу на величину честица, као и даље радиохемијске обраде филтера.

Пре-третман се изводи додавањем хемијског трасера и припремом узорка за даљу хемијску процедуру – разарање, чиме се одстрањују органска једињења од којих је филтер начињен. Разарање филтера врши се спаљивањем, а добијени pepeo се раствара како би се испитивани радионуклиди довели у растворни облик.

Узорку је пре процеса разарања потребно додати познату количину (активност) обележивача – трасера како би он прошао кроз све фазе анализе као и испитивани радионуклиди укључујући и радиоизотопску измену. Трасер је изотоп елемента чија се активност одређује у узорку, а који се не налази у самом узорку. На основу измерене активности трасера и познате активности додате у узорак одређује се радиохемијски принос – ефикасност целокупног радиохемијског процеса, а простим поређењем површина испод пика трасера и мереног изотопа – његова активност у узорку.

При одређивању садржаја плутонијума у узорцима из околине као трасери се користе ^{236}Pu или ^{242}Pu . Дуже време полураспада ^{242}Pu представља предност над релативно краткоживећим ^{236}Pu ($T_{1/2} = 2.851 \text{ god}$) [11]. Из истог разлога је неопходно вршити континуалне корекције на распад ^{236}Pu . Осим тога, продукти распада ^{236}Pu умногоме компликују спектралну анализу. У случају коришћења ^{236}Pu трасера који није непосредно пре радиохемијске процедуре прављења извора пречишћен, јављају се преклапања пикова, и неопходно је у снимљеном спектру извршити деконволуцију доприноса ^{224}Ra у области ^{236}Pu , ^{232}U и ^{228}Th при одређивању урана и торијума. ^{210}Po такође, ако је присутан, интерферира левом страном-репом, са пиком $^{239}, ^{240}\text{Pu}$.

Радиохемијска процедура углавном подразумева сепарацију појединих елемената - алфа емитера из почетног узорка на јоноизмењивачким колонама, и специфична је за сваки од њих [10]. Велики број различитих радиохемијских метода користи се при одређивању ниских концентрација природних радионуклида, трансурана и фисионих продуката у узорцима из животне средине. Радиохемијска процедура обухвата копреципитацију, јонску измену и добијање течне фракције. Након сепарације свака фракција преводи се преципитацијом или електродепозицијом у форму погодну за мерење. Тада се приступа мерењима на пропорционалном гасном бројачу, течном сцинтилатору, алфа или гама спектрометру.

Припрема алфа извора је најосетљивији корак у радиохемијској анализи узорака. Извори морају бити спектроскопски танки, хомогени и униформни на целој површини. Због велике апсорпције алфа зрачења у материјалу

извора, за квалитетна алфа спектрометријска мерења потребно је да површинска маса извора не прелази неколико $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ [12]. Од великог је значаја минимизирање дебљине извора у циљу смањења самоапсорпције алфа честица у самом извору, као и због побољшања квалитета снимљених спектра, резолуције на првом месту.

Најчешће коришћене методе за прављење танких алфаспектрометријских извора су електродепозиција из воденог или органског раствора и копреципитација на хидроксидима или флуоридима.

Електродепозиција из органског раствора подразумева пролазак мале струје на високом напону кроз раствор. Релативно брзо, (~ 1 h) долази до скоро квантитативног преноса присутних актинида на носач извора.

Електродепоновање из воденог раствора се врши на напону од 12 до 20 V, са струјама од неколико стотина mA/cm^2 . Овом методом могу се из чистог раствора актинида постићи квантитативни (100%) приноси. Процес траје и по неколико сати, до потпуне депозиције. Узорак се депонује најчешће на плочицу од нерђајућег челика која представља катоду у ћелији. Анода је најчешће платинаста жица. Након електродепоновања уобичајен поступак је жарење плочице-носача извора у циљу одстрањивања молекула воде везаних за једињење актинида и превођења у оксидно стање. Осим тога, на високој температури доћи ће до испаравања нежељено депонованих волатилних компонената, нпр. полонијума. Овим се спречава евентуална контаминација детектора. Мерењем овако добијених извора постиже се резолуција алфа спектрометра мања од 50 keV.

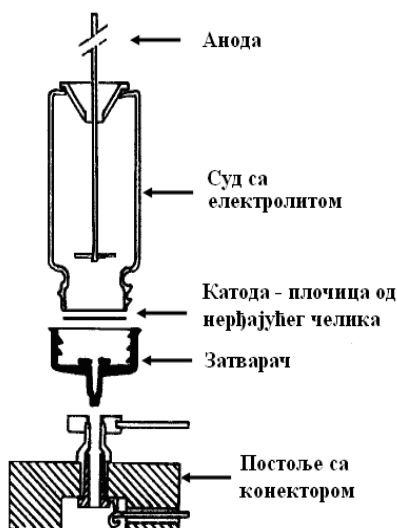
У Лабораторији за нуклеарну и плазма физику развијен је поступак електродепоновања по методи Talvitie [13]. Овај поступак се примењује за добијање танких хомогених извора за калибрацију алфа спектрометра као и за одређивање урана и трансурана после сепарације из узорака из околине.

Ћелија за електродепозицију је домаће израде (Слика 1), анода је платинска жица пречника 0,6 mm, на крају завијена у спиралу пречника око 13 mm. Катода, носач извора је плочица од нерђајућег челика (Слика 2). Растојање између електрода је око 5 mm. Електролиза се врши при протоку струје од 1,2 A током 1 h.

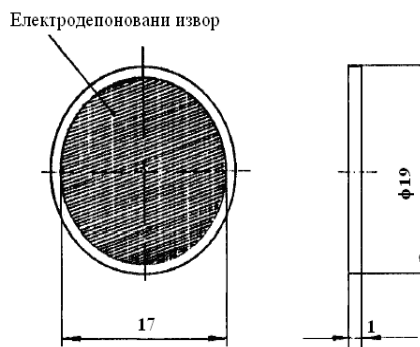
Овако припремљен извор мери се на полупроводничком детектору са површинском баријером који се и најчешће користе у алфа спектрометрији. Разлог за то је добра резолуција (< 20 keV), мали фон, ниска осетљивост на гама зрачење (0,6 imp/h за енергетски интервал од 3 MeV до 8 MeV) и ниска цена. На резолуцију спектрометра утиче величина површине детектора, квалитет постигнутог вакуума у комори у коју су смештени детектор и извор који се анализира, дебљина и хомогеност извора, док је ефикасност константна у целом енергетском опсегу.

Након мерења следи анализа спектра, која у већини случајева подразумева сложен поступак раздвајања пикова и прорачун активности потомака изотопа сепарисаног елемента. Алфа пикови имају несиметричан облик, а проблем фитовања репа са леве стране, као и одузимање његовог доприноса пиковима на мањим енергијама, који су на мање од три резолуције удаљени, проблем је који нема једнозначно и на све случајеве примењиво решење. При анализи спектра обично се користе тзв. „user-defined“ библиотеке у

комерцијално доступним програмима, али је њихова употреба ограничена потребном статистиком [9].



Слика 1. Апаратура за електродепозицију



Слика 2. Електродеповани извор

3. МЕРЕЊА КОНЦЕНТРАЦИЈЕ ПЛУТОНИЈУМА У ВАЗДУХУ У ПЕРИОДУ ПРЕ ЧЕРНОБИЉСКОГ АКЦИДЕНТА

На локацији Института „Винча“ (20°30' географске ширине и 44°50' географске дужине) вршено је систематско узорковање ваздуха у циљу одређивања концентрација аеросола од 1960. год. Све до 1975. године ваздух је узоркован на дневном нивоу са четири контролне тачке у Институту и у околини, и одређивана је укупна бета активност аеросола у дневним узорцима [14]. Како је бета спектрометрија/бројање недеструктивна метода исти узорци су касније (половином осамдесетих година прошлог века) искоришћени за поставку методе и алфаспектрометријско одређивање изотопа плутонијума у ваздуху у периоду интензивних надземних нуклеарних проба и локалних акциденталних догађаја.

Узорковање ваздуха вршено је помоћу пумпи са филтерима, током 24 часа. Ефективна запремина колектованог ваздуха рачуната је на основу познате брзине протока ваздуха, брзине кретања филтера и времена колектовања. Ефикасност филтера, односно ефикасност прикупљања аеросола била је 70%, а узорковано је просечно 630 m³ ваздуха по једном дану. За одређивање плутонијума коришћени су месечни и тромесечни узорци, који су одговарали прикупљеном ваздуху од око 16000 m³ и 47000 m³, респективно. Радиохемијска процедура за одређивање плутонијума у овим узорцима је

укључивала термалну минерализацију филтера, личинг плутонијума азотном и хлороводоничном киселином, сепарацију на колони, електродепозицију на плочицама од нерђајућег челика и алфаспектрометријска мерења. На Слици 3 је приказана шема процедуре.

У сваки од узорака додавано је 1 ml (80 mBq) трасера, стандардног раствора ^{236}Pu , Harwell Laboratory UKAEA. Средњи радиохемијски принос био је од 50% до 70%. Све коришћене хемикалије биле су аналитичке чистоће. Провера евентуалне контаминаности коришћених хемикалија као и лабораторијске опреме извршена је прављењем тзв. бленк извора.

Алфаспектрометријски извори, електродепоновани по методи Talvite [13] мерени су силицијумским детектором са површинском баријером (ORTEC P-200-24-300M) смештеним у вакуумску комору (CANBERRA 7400A) са пратећом електроником: претпојачавач-2004, појачавач-2012, 40MCA. Параметри мерног система су били: вакуум – 10^{-2} mbar, FWHM – 24 keV за ^{241}Am , фон 0,01 imp/min у енергетском опсегу $^{239,240}\text{Pu}$, MCA енергетска скала 4 keV/каналу, ефикасност детекције 12% за електродепоновани извор дијаметра 20 mm, MDA – 15 mBq за време мерења 24 h.

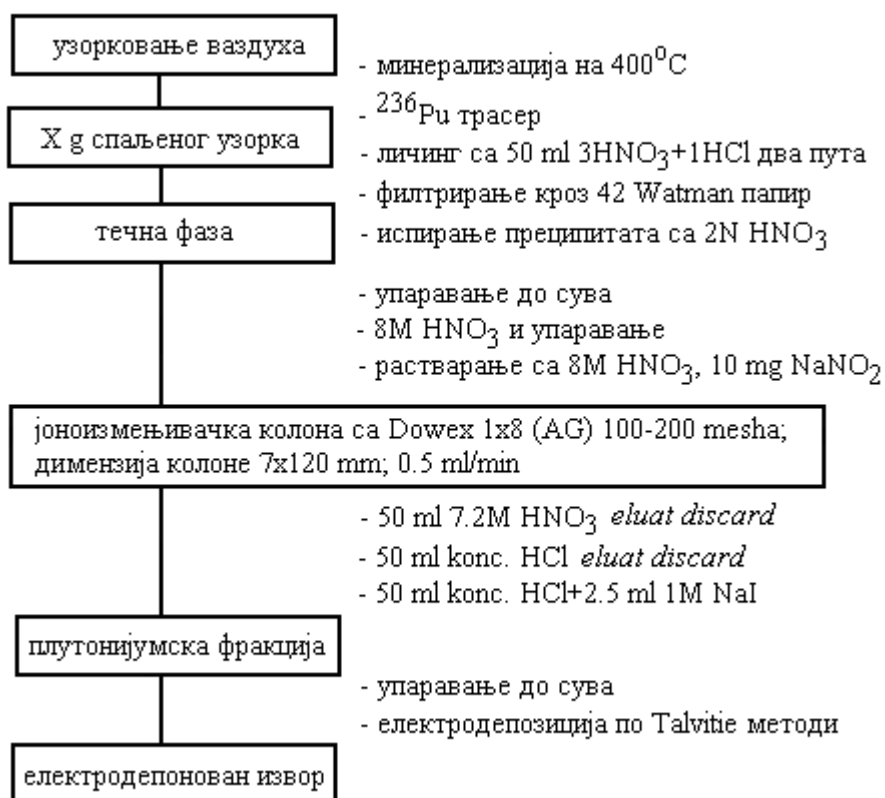
У снимљеним спектрима детектоване су линије ^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$ и трасера ^{236}Pu . Примери снимљених спектра дати су на Слици 4 и представљају само илустрацију односа пикова ^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$ и количине додатог трасера ^{236}Pu у мереним изворима плутонијума различитог порекла. У табели 3 приказане су измерене концентрације плутонијумових изотопа у узоркованом ваздуху.

Добијени резултати били су сагласни са оним већ измереним на истој географској ширини. Повећана концентрација ^{238}Pu током 1967. год., такође је сагласна са подацима из литературе [14]. Највећи пораст концентрације ^{238}Pu у ваздуху у овом периоду приписује се експлозији сателита SNAP-9A у априлу 1964. год. [5].

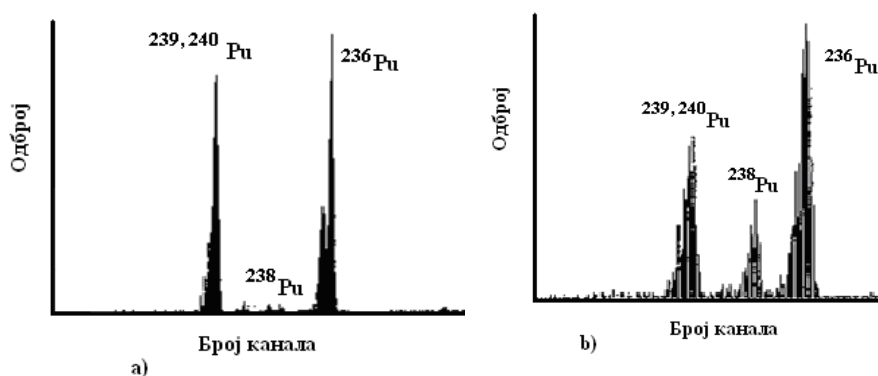
4. МЕРЕЊА КОНЦЕНТРАЦИЈЕ ПЛУТОНИЈУМА У ВАЗДУХУ У ПЕРИОДУ ЧЕРНОБИЉСКОГ АКЦИДЕНТА

У склопу рутинске контроле 2. маја 1986. примећени су први показатељи повећане радиоактивности ваздуха након чернобиљског акцидента на локацији Института. Контаминација пропорционалног бројача на коме су мерени филтери указивала је на повећану концентрацију јода у ваздуху. То је потврђено гамаспектроскопским мерењима. Рутинска контрола ваздуха интензивирана је у том периоду да би се тачно пратиле промене контаминације ваздуха радионуклидима, аеросолима.

За сакупљање узорака аеросола коришћена је апаратура домаће израде која се састоји од пумпе, држача филтера и мерача протока ваздуха. За депоновање аеросола коришћени су филтери WH 41 Мерск, дијаметра 130 mm. Филтери су спаљивани у пећи са терморегулацијом на 450 ± 1 °C (Instrumentarija, Zagreb). Експериментално одређена ефикасност задржавања аеросола на филтеру била је 80%. Брзина протока ваздуха била је ≈ 20 m³/h, а просечна дневна количина узоркованог ваздуха износила је око 630 m³.



Слика 3. Процедура сепарације плутонијума [14]



Слика 4. Алфа спектри плутонијумских извора добијених из ваздушних филтера са додатим ^{236}Pu трасером: а) мај 1965, б) IV квартал 1967

Табела 3. Концентрација $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu у ваздуху у Винчи.
Грешке су дате на нивоу поверења 95% [14]

Год.	Месец	$\mu\text{Bq}/\text{m}^3$	
		$^{239,240}\text{Pu}$	^{238}Pu
1965	Март	$13,1 \pm 1,3$	$\sim 0,5$
	Април	$9,7 \pm 1,3$	n,d,
	Април	$7,6 \pm 0,6$	$\sim 0,2$
	Мај	$16,7 \pm 1,1$	n.d.
1967	Јул	$2,1 \pm 0,3$	$1,0 \pm 0,2$
	Август	$1,6 \pm 0,35$	$0,9 \pm 0,36$
	Октобар	$0,74 \pm 0,23$	$\sim 0,3$
	Октобар	$0,83 \pm 0,69$	$\sim 0,4$
	Новембар	$\sim 0,3$	$\sim 0,1$
	Новембар	$\sim 0,4$	$\sim 0,2$
	Децембар	$0,5 \pm 0,3$	$\sim 0,3$
	I квартал	$\sim 1,5$	n.d.
	II квартал	$2,9 \pm 0,6$	$1,0 \pm 0,14$
	III квартал	$2,2 \pm 0,3$	$1,1 \pm 0,16$
1969	IV квартал	$1,5 \pm 0,35$	$0,7 \pm 0,37$
	II квартал	$1,5 \pm 0,35$	$0,6 \pm 0,36$
	IV квартал	$0,8 \pm 0,23$	$\sim 0,1$

Две године након Чернобиља, филтери су прво мерени на гамаспектрометријском систему који се састојао од 85 cm^3 HPGe детектора (ENERTEC EGPC 1221) и стандардне електронике. Релативна ефикасност детектора била је 15%, резолуција $2,1 \text{ keV}$ на 1332 keV , док је пик-Комптон однос био 39:1. Дебљина оловне заштите била је 10 см. Енергетска калибрација извршена је помоћу сета стандардних тачкастих извора. Калибрациони стандарди направљени су накапавањем $50 \mu\text{l}$ стандардног раствора ^{137}Cs на филтере за ваздух. Контаминирани филтери сушени су на собној температури и мерени су у танким пластичним кесицама, да би се спречила евентуална контаминација мерног система.

У узорцима ваздуха прикупљеним од 1. до 23. маја 1986, детектовани су следећи радионуклиди: ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{106}Ru , ^{125}Sb , ^{144}Ce и $^{110\text{m}}\text{Ag}$ [15]. Максималне концентрације ^{137}Cs и ^{134}Cs измерене су у узорцима прикупљеним у периоду 2-3. мај. Други максимум детектован је 6. маја, што је било повезано са емисијом са места акцидента, као и струјањима ваздуха изнад Европе [5, 15].

Након чернобиљског акцидента добијен је и објављен велики број резултата мерења гама и бета емитера. Међутим, мали број измерених концентрација

плутонијума у ваздуху могао се наћи у литератури. Алфаспектроскопска мерења узорака аеросола колектованих непосредно након чернoбилског акцидента извршена су почетком деведесетих година [16]. Одређене су концентрације ^{238}Pu и $^{239,240}\text{Pu}$ у ваздуху у Винчи.

Аналитичка процедура сепарације плутонијумових изотопа из узорака ваздуха укључивала је термалну минерализацију аеросолних филтера, фузију са амонијум хидроген сулфатом у циљу растварања нерастворљивих оксида плутонијума, копреципитацију плутонијума на Fe(III) хидроксиду и сепарацију на колони (Dowex 1-X8 , hloridna forma, 100-200 mesha).

Радиохемијско издвајање плутонијума

Радиохемијско издвајање подразумева разарање узорка и раздвајање изотопа на јоноизмењивачкој смоли. После спаљивања филтер папира на којима су сакупљени дневни узорци аеросола, у пећи на $450\text{ }^\circ\text{C}$, добијени су узорци који одговарају количинама од 576 до 663 m^3 ваздуха. Сваком узорку је, због одређивања укупног радихемијског приноса, после спаљивања додато приближно $100\text{ }\mu\text{l}$ ($0,1\text{ Bq}$) разблаженог раствора трасера ^{236}Pu , чије су алфа енергије довољно одвојене од алфа енергија његових потомака и ^{238}Pu и $^{239,240}\text{Pu}$. Анализа спектра раствора трасера, показала је да осим потомака ^{236}Pu у траговима (^{232}U и ^{228}Th), нема других контамината. На основу периода полураспада може се израчунати пораст активности ^{232}U (72 год.) у односу на активност ^{236}Pu (2,851 год.) од око 0,08% по месецу и ^{228}Th (1,91 год.) од око 0,002% месечно. Коришћењем свежег раствора трасера, ова непогодност ^{236}Pu може се избећи. Са друге стране, U и Th се одвајају од Pu у процесу сепарације, па је, ако се мерење врши непосредно након издвајања, присуство U и Th занемарљиво.

Због очекивања да се плутонијум у узорцима из периода Чернобиља налази у тешко растворном облику (температура језгра је била од 1000 до $2800\text{ }^\circ\text{C}$), за растварање PuO_2 коришћен је поступак топљења са NH_4HSO_4 , који је увео Yamamoto [16], и који даје добре резултате и при растварању тешко растворних металних оксида (титанијума, цирконијума и ниобијума). Поступак се састоји од загревања пепела филтера са NH_4HSO_4 у односу 2:(10-15) у Клејдаловом стакленом балону, на Бунзеновом пламенику. Охлађени растоп се раствори у 50 ml разблажене H_2SO_4 (1:1) и филтрира. У филтрат се додаје амонијак у капима, при чему присутно гвожђе образује Fe(III) -хидроксид који копреципитира јоне плутонијума. После филтрирања талог се раствара у 50 ml 8N HNO_3 где се врши превођење присутних Pu јона у IV-валентно стање помоћу NaNO_2 (10 mg). У 8N HNO_3 Pu(IV) гради анјонски комплекс $[\text{Pu}(\text{NO}_3)_6]^{2-}$.

Трасер ^{236}Pu додат је у узорке након термалне минерализације. Елуент је електродепонован на плочице од нерђајућег челика (као на Слици 1 и 2). Коришћене хемикалије биле су аналитичке чистоће, а њихов списак, као и детаљне процедуре раздвајања изотопа U, Th, Fe и других елемената од плутонијума детаљно су дати у референцама [5, 9, 10].

Због евентуалне могућности да посуђе и хемикалије буду контаминиране траговима алфа радионуклида и да се тиме унесе контаминација у току

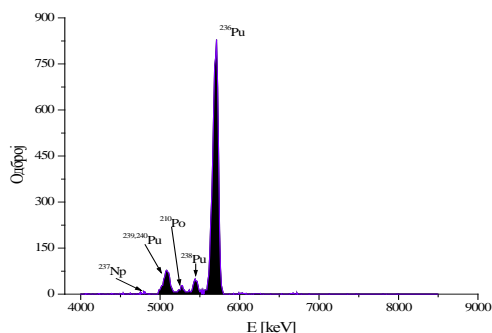
анализе, припремани су бланко узорци на исти начин као и узорци ваздуха, али без додавања трасера.

Добијени спектроскопски танки извори мерени су на силицијумском детектору са површинском баријером (ORTEC 676A). Времена мерења су била око пет дана. Пример измереног алфа спектра приказан је на Слици 5.

У спектру су идентификоване линије плутонијумових изотопа сепарисаних из узорка ваздуха, као и додатог трасера. Додатно, детектован је и пик ^{210}Po - природног алфа емитера. Присуство ^{237}Np последица је примењене радиохемијске процедуре. Мерења су вршена у периоду 1991-1992. године. Измерене дневне концентрације плутонијумових изотопа алфа емитера у узоцима ваздуха дате су у табели 4.

Максималне концентрације $^{239, 240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu детектоване су у периоду од 1. до 7. маја, што одговара хронолошки максималним измереним концентрацијама изотопа цезијума [15]. Добијени резултати упоредиви су са оним добијеним за локације Прага, Минхена и Париза, за исти временски период. Добијени резултати указују на одређену корелацију количине падавина са концентрацијама [5].

Током 1987. и 1989. године такође су мерени плутонијумови изотопи у узорцима ваздуха. Концентрације су биле на граници детекције, а $^{239, 240}\text{Pu}$ је детектован само у пролећном периоду када има највише падавина. Концентрације плутонијумових изотопа у композитним узорцима ваздуха, дате су у табели 5.



Слика 5. Алфа спектар плутонијумових изотопа сепарисаних из узорка ваздуха од 5. маја 1986, мерено 27. јануара 1992, време мерења 250000 s

Односи активности $^{238}\text{Pu}/^{239, 240}\text{Pu}$ дати у табели 4 мало су већи од оних који се могу наћи у литератури [17-19].

^{238}Pu емитује алфа енергију од 5,5 MeV. ^{241}Am који је продукт распада ^{241}Pu , чистог бета емитера, има линију на 5,48 MeV. Међутим, како су извори мерени непосредно након сепарације плутонијума и електродепоновања, сматра се да линија од 5,5 MeV потиче само од ^{238}Pu . Са друге стране, пораст односа може се објаснити као последица пораста концентрације ^{238}Pu на филтерима услед распада ^{242}Cm ($T_{1/2} = 162,8$ dana), јер је од узорковања ваздуха до сепарације плутонијума прошло 4,5 године.

Табела 4. Измерене концентрације плутонијумових изотопа.
Стандардна статистичка несигурност је 10 % [16]

Датум, мај 1986.	Концентрација [$\mu\text{Bq}/\text{m}^3$]		$^{238}\text{Pu} / ^{239, 240}\text{Pu}$
	$^{239, 240}\text{Pu}$	^{238}Pu	
01	0,9	0,52	0,578
01-02	4,9	3,6	0,735
03	10,2	5,4	0,529
04	4,3	3,8	0,884
05	10,6	5,7	0,538
06	6,7	5,5	0,821
07	4,7	4,2	0,894
08	2,8	2,4	0,857
09	3,5	2,8	0,800
10	1,8	1,4	0,778
11	0,4	0,3	0,868
12	2,9	2,8	0,966
13	3,6	1,9	0,528
14	6,0	3,6	0,600
15	5,2	3,9	0,754

Табела 5. Измерене концентрације плутонијумових изотопа у композитним узорцима ваздуха [16]

Квартал 1987.	Концентрација $^{239, 240}\text{Pu}$ [nBq/m ³]	Квартал 1989.	Концентрација $^{239, 240}\text{Pu}$ [nBq/m ³]
I	n.d.	I	20 ± 14
II	226 ± 52	II	n.d.
III	n.d.	III	13 ± 5
IV	n.d.	IV	-

5. ОДРЕЂИВАЊЕ ^{241}Pu АЛФА СПЕКТРОМЕТРИЈОМ ^{241}Am

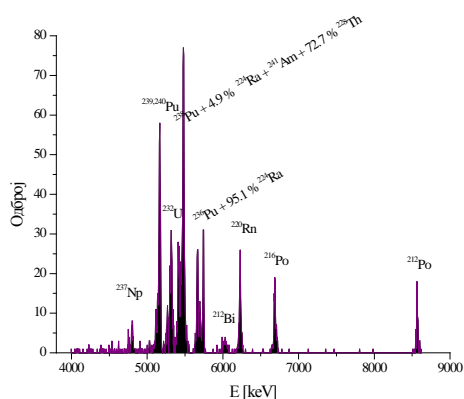
Мерење плутонијума у узорцима из животне средине углавном је базирано на алфаспектрометријским испитивања и одређивањима концентрација ^{238}Pu и $^{239, 240}\text{Pu}$ – чистих алфа емитера. Међутим, непосредно након чернобиљског акцидента највећи допринос укупној активности плутонијума потицао је од ^{241}Pu , чистог бета емитера. Мерење овог изотопа плутонијума може се

извршити течним сцинтилационим детекторима, калибрисаним стандардом трицијума, или масеном спектрометријом.

Како нису постојале могућности за одређивање активности ^{241}Pu у ваздуху, тај изотоп није ни мерен. Међутим, пошто је од сепарације плутонијума из узорака ваздуха прошло извесно време, створени су услови да се на основу продукта распада ^{241}Pu , ^{241}Am , одреди његова концентрација у ваздуху. Током 2005. године поново су мерени извори електродепоновани почетком деведесетих и на основу измерене алфа активности америцијума одређена је активност ^{241}Pu у узорцима ваздуха прикупљеним током прве половине маја 1986. на локацији Института. Коришћена је метода у литератури позната као „ ^{241}Am ingrowth method” [11]. Измерени алфа спектри веома су комплексни у енергетској области америцијума, што је последица присуства ^{238}Pu и потомака ^{236}Pu (који је коришћен као трасер), ^{232}U и ^{228}Th .

Активност насталог ^{241}Am одређивана је на основу измерене активности ^{228}Th и његових потомака који се налазе у секуларном еквилибријуму (^{224}Ra , ^{220}Rn , ^{216}Po и ^{212}Po). Алфа пикови ових радионуклида добро су дефинисани и сепарисани у измереним спектрима. Активности и доприноси потомака ^{236}Pu у спектру рачунати су и на основу примене Vatemан-ових једначина. У оба случаја допринос ^{238}Pu пика, пику ^{241}Am процењен је на основу раније мереног односа активности $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ и измерене активности $^{239,240}\text{Pu}$.

Узорци су припремани од децембра 1991. до фебруара 1992. године. Први пут су мерени непосредно након сепарације плутонијумске фракције и електродепоновања. Један од измерених спектра принаказан је на Слици 5. Исти узорак је мерен након 12,9 година, односно 4,6 периода полураспада ^{236}Pu (2,851 год.), и спектар је приказан на Слици 6.



Слика 6. Алфа спектар плутонијумског извора добијеног из узорака ваздуха прикупљених 5. маја 1986. и мереног 10. октобра 2004 ($t = 5.3 \times 10^5 \text{ s}$).

Мерења су извршена на Canberra 7401 алфа спектрометру, са силицијумским полупроводничким детектором са површинском баријером резолуције 21 keV и површине 300 mm^2 , и Ortec MCA. Енергетска и калибрација ефикасности извршена је са стандардним алфаспектрометријским извором $^{239,240}\text{Pu}$. Геометријска ефикасност била је 15,29 %.

Као што се види са Сlike 6, спектар је веома комплексан. Детектовани су пикови плутонијумових изотопа као и пикови потомака ^{236}Pu . ^{237}Np је такође детектован.

На основу једначина распада ^{241}Pu и ^{241}Am изведена је релација помоћу које је одређивана активност ^{241}Pu [9, 11]:

$$\frac{a_1(0)}{a_{\text{Pu}239}} = \frac{\lambda_1 - \lambda_2}{\lambda_2} \frac{1}{e^{-\lambda_2 t} - e^{-\lambda_1 t}} \frac{N_2}{N_{\text{Pu}239}}, \quad (1)$$

где су: $a_1(0)$ активност ^{241}Pu у моменту депоновања,
 $a_{\text{Pu}239}$ активност $^{239}, ^{240}\text{Pu}$ одређена је из снимљених спектра по

$$\text{релацији } a_{\text{Pu}239} = \frac{N_{\text{Pu}239}}{\varepsilon \Delta t}, \quad (\varepsilon - \text{ефикасност детекције и } \Delta t - \text{време}$$

мерања)

λ_1 и λ_2 константе распада, ^{241}Pu и ^{241}Am , респективно

N_2 одброј у спектру који потиче од ^{241}Am

$N_{\text{Pu}239}$ укупна површина испод пика $^{239}, ^{240}\text{Pu}$

Резултат добијен помоћу претходне формуле мора се кориговати на дан колекције узорка ваздуха. Како се активност $^{239}, ^{240}\text{Pu}$ за временски интервал од 13 година промени за мање од 0,05%, та корекција се може занемарити.

Како мерени извори садрже трасер ^{236}Pu , његови потомци усложњавају умногоме анализу снимљених спектра, јер неки од њих имају енергије алфа зрачења у области ^{241}Am . Зато је процена активности, односно одброја који у спектру потиче од ^{241}Am , из измерених спектра веома сложена. Наиме, у енергетској области америцијума (5,4 MeV до 5,55 MeV) детектују се следећи алфа пикови: ^{224}Ra (5,449 MeV, принос 4,9%), ^{228}Th (5,423 MeV, 72,7%), ^{238}Pu (5,465 MeV, 29,3% и 5,499 MeV, 71,6%) и ^{241}Am (5,443 MeV, 12,8% и 5,486 MeV, 85,2%). ^{224}Ra и ^{228}Th су потомци ^{236}Pu . У енергетском опсегу од 5,6 MeV до 5,8 MeV детектовани су пикови ^{224}Ra (5,685 MeV, 95,1%) и ^{236}Pu . На Слици 7 су приказани ови енергетски опсежи.

Да би проценили доприносе ^{224}Ra и ^{228}Th у енергетском опсегу ^{241}Am и ^{238}Pu , рачуната је активност ^{224}Ra на основу пика на енергији 5,685 MeV. Претходно је морало бити извршено његово разлагање од пикова ^{236}Pu са којима се делимично преклапа, што се види на Слици 7. При разлагању ових пикова лева страна пика ^{236}Pu фитована је гаусијаном. Како су ^{228}Th и ^{224}Ra , продукти распада ^{236}Pu , у равнотежи, њихове су активности једнаке. Ови прорачуни потврђени су, у границама статистичких грешака, активностима добијеним преко добро дефинисаних пикова ^{220}Rn , ^{216}Po и ^{212}Po .

Са спектра приказаног на Слици 6 добија се одброј од 731 у енергетском интервалу од 5,4 MeV до 5,55 MeV. Допринос том броју импулса од ^{238}Pu , рачунат је преко претходно измерених односа активности $^{238}\text{Pu}/^{239}, ^{240}\text{Pu}$ [15] и износи 181. Активност ^{228}Th рачуната је преко ^{224}Ra и допринос овог радионуклида укупном одброју био је 104. Допринос линије ^{224}Ra од 5,449 MeV био је 7. Сума ових вредности и фон одузети су од укупног одброја у

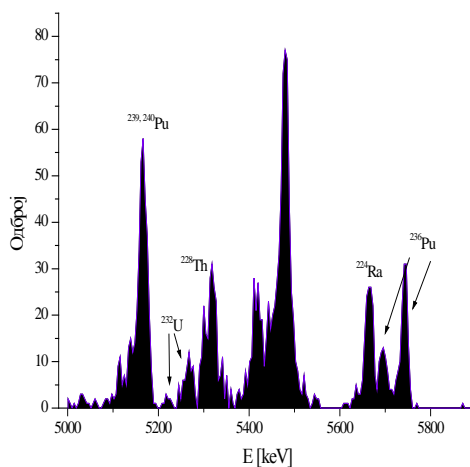
овом енергетском интервалу и добијена је активност награђеног ^{241}Am у извору:

$$a(^{241}\text{Am}) = \frac{N_{tot} - N(^{228}\text{Th}) - N(^{224}\text{Ra}) - N(^{238}\text{Pu}) - B}{\varepsilon \cdot \Delta t}, \quad (2)$$

где су: N_{tot} укупан одброј у енергетској области од 5,4 MeV до 5,55 MeV,
 $N(^{228}\text{Th})$, $N(^{224}\text{Ra})$ и $N(^{238}\text{Pu})$ су доприноси ових радионуклида у посматраном енергетском опсегу,
 ε тотална ефикасност детекције,
 Δt време мерења и
 B фон.

У овом узорку активност ^{241}Am била је 5,4 mBq. Једноставне једначине радиоактивног распада дају вредност од 452 mBq ^{241}Pu у узорку, односно 1474,36 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ваздуха за 05. мај 1986. године. Однос $^{241}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ у овом узорку био је 95. Иста процедура спроведена је и на другим поново мереним изворима и добијене активности, које су у границама цитираним у литератури [20], дате су у табели 6.

Да би проверили и потврдили резултате добијене из спектара, развијен је једноставан алгоритам заснован на Ватман-овим једначинама за рачунање активности ^{241}Am награђеног у узорку. За овај прорачун улазни подаци су активност трасера ^{236}Pu и „gross“ површина у енергетском опсегу ^{241}Am и ^{238}Pu , од 5,4 MeV до 5,55 MeV. Добијени резултати са грешкама дати су у табели 7.



Слика 7. Алфа спектар Pu извора добијеног из узорака ваздуха од 5. маја 1986. и мереног 10. октобра 2004. ($t = 5,3 \times 10^5$ s). Енергетски опсег од 5,4 MeV до 5,55 MeV садржи пикове ^{228}Th (72,7%), ^{224}Ra (4,9%), ^{238}Pu , ^{241}Am

Табела 6. Резултати добијени спектралном анализом поново мерених узорка;
грешке су дате на нивоу поверења од 95%

Датум узорковања	Активност ^{241}Am [mBq]	Активност $^{241}\text{Pu}^*$ [$\mu\text{Bq}/\text{m}^3$]	Активност $^{239,240}\text{Pu}$ [$\mu\text{Bq}/\text{m}^3$]	$^{241}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}^*$
01-02. мај 1986.	$5,2 \pm 0,9$	1662 ± 57	$12,2 \pm 1,5$	137
03. мај 1986.	$10,5 \pm 1,4$	3461 ± 91	$38,5 \pm 3,1$	90
04. мај 1986.	$2,3 \pm 0,7$	7775 ± 43	$69,3 \pm 14,9$	112
05. мај 1986.	$5,4 \pm 0,9$	1474 ± 56	$15,6 \pm 1,6$	95
12. мај 1986.	$1,3 \pm 0,7$	360 ± 45	$5,0 \pm 1,0$	72

(*на датум узорковања)

Табела 7. Резултати добијени применом Bateman-ових једначина;
грешке су дате на нивоу поверења од 95%

Датум узорковања	Активност ^{241}Am [mBq]	Активност $^{241}\text{Pu}^*$ [$\mu\text{Bq}/\text{m}^3$]	$^{241}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}^*$
01-02. мај 1986.	$5,5 \pm 0,9$	1771 ± 60	145
03. мај 1986.	$11,4 \pm 1,7$	3774 ± 106	98
04. мај 1986.	$2,3 \pm 1,5$	7803 ± 97	113
05. мај 1986.	$5,3 \pm 0,8$	1473 ± 54	95
12. мај 1986.	$0,9 \pm 0,2$	232 ± 12	47

(*на датум узорковања)

Наведене несигурности резултата мерења добијене су применом општег закона пропагације несигурности. Вредност мерне несигурности (реда 20%) у највећој мери је одређена малом статистиком, односно малом вредности одброја у алфа пиковима.

6. ЗАКЉУЧАК

У раду су приказани резултати мерења концентрација изотопа плутонијума у узорцима приземних слојева ваздуха са локације Института „Винча“. Обзиром на слабу заступљеност алфа мерења, ови резултати представљају значајан допринос употпуњавању слике о насталом радиозагађењу услед чернобилског акцидента.

У узорцима који потичу из времена интензивних нуклеарних проба детектовани су изотопи плутонијума $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu у концентрацијама од приближно $0,3 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ до $13,1 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ и од приближно $0,1$ до $1,1 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$

ваздуха, респективно. На основу података доступних у литератури [17, 21, 22], може се видети да концентрације плутонијумових изотопа у радиоактивним падавинама северне хемисфере у периоду до непосредно пре чернобиљског акцидента, показују изразити пад све до вредности од неколико десетина nBq/m^3 .

У узорцима из маја 1986. године концентрације изотопа плутонијума су износиле од $0,4 \mu\text{Bq/m}^3$ до $10,6 \mu\text{Bq/m}^3$ за $^{239,240}\text{Pu}$ и $0,3$ до $5,7 \mu\text{Bq/m}^3$ за ^{238}Pu . Осим детектованог пораста присуства плутонијума у ваздуху регистроване су и значајне промене у његовом изотопском саставу.

Наиме, познато је да радиоактивне падавине пореклом из нуклеарних акцидента, као што је Чернобиљ, карактерише висок однос $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ (око $0,5$ [4]) у поређењу са истим мереним након нуклеарних проба који износи од $0,03 - 0,05$ [23]. Очекивано присуство осталих изотопа плутонијума у мереним узорцима је такође у сагласности са добијеним резултатима. Добијени резултати, приказани у табели 4, указују на нешто повишен однос $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ у односу на оне који су доступни у литератури што се може објаснити као последица пораста концентрације ^{238}Pu на филтерима услед распада ^{242}Cm ($T_{1/2} = 162,8$ дана), јер је од узорковања ваздуха до сепарације плутонијума прошло $4,5$ година.

Резултати алфаспектрометријских мерења плутонијумових изотопа у ваздуху током 1987. и 1989. године, на локацији Института Винча, показују вредности из пречернобиљског периода [3, 13].

У раду су дате и концентрације ^{241}Pu у узорцима из маја 1986. које су одређиване касније на основу алфаспектрометријског мерења концентрација ^{241}Am , његовог потомка. Концентрације активности ^{241}Pu у површинском слоју ваздуха биле су од $0,2 \text{mBq/m}^3$ до $7,8 \text{mBq/m}^3$. Вредности односа активности $^{241}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ биле су у опсегу од 50 до 150 .

Резултати приказаних вишегодишњих мерења објављени су у више публикација у међународним часописима, као и у саопштењима на домаћим и међународним конференцијама.

Захвалница

Експериментални рад при постављању примењених метода, узорковања и мерења узорака ваздуха финансијски је подржаван од стране надлежних министарстава. У последњој фази, експериментални рад вршио се у оквиру пројекта (ОИ171018) Министарства просвете, науке и технолошког развоја РС.

Аутори рада исказују захвалност др Драгици Палигорић и др Душану Новковићу чијим су вишедеценијским ангажовањем коришћене методе постављене и дале међународно признате резултате.

7. ЛИТЕРАТУРА

- [1] <https://en.wikipedia.org/wiki/Plutonium>
- [2] Recommended Data, http://www.nucleide.org/DDEP_WG/DDEPdata.htm
- [3] Table of Radioactive Isotopes, <http://nucleardata.nuclear.lu.se/toi>

- [4] J. E. Pinder III, K. W. McLeod and D. C. Adriano. Atmospheric deposition, resuspension, and root uptake of Pu in corn and other grain-producing agroecosystems near a nuclear fuel facility. *Health Physics* Vol 59 No 6 (1990) 853-867.
- [5] S. Kudra. Određivanje koncentracije izotopa $^{239,240}\text{Pu}$ i ^{238}Pu u prizemnim slojevima vazduha u periodu Černobiljskog akcidenta na lokaciji Beograda. Magistarski rad (1992) Fakultet za fizičku hemiju Univerziteta u Beogradu.
- [6] T. Jakkola and J. K. Miettinen. Distribution of fallout plutonium in southern Finns, Helena Mussalo. *Health Physics* 39 (1980) 245-255.
- [7] H. Hotzl and R. Winkler. Large Area Gridded Ionisation Chamber and Electrostatic Precipitation. Application to Low-Level Alphaspectrometry of Environmental Air Samples. *Nuclear Instruments and Methods* 150 (1978) 177-181.
- [8] Robert J. Budnitz. Plutonium: A review of measurement techniques for environmental monitoring (1973) Lawrence Berkley Laboratory, University of California, Berkley, CA 94720.
- [9] I. Vukanac. Određjivanje specifične alfa aktivnosti u uzorcima iz životne sredine poluprovodničkom spektrometrijom. Doktorska disertacija (2008), Fizički fakultet Univerziteta u Beogradu.
- [10] Measurement of Radionuclides in Food and Environment. A Guidebook, (1989) IAEA, Technical Reports Series No.295, Vienna.
- [11] I. Vukanac, D. Paligorić, D. Novković, M. Djurašević, Z. Obradović, Z. Milošević, S. Manić. Retrospective estimation of the concentration of ^{241}Pu in air sampled at Belgrade site following the Chernobyl accident. *Applied Radiation and Isotopes* 46 (2006) 689-692.
- [12] P. De Regge and R. Boden. Review of chemical separation techniques applicable to alpha spectrometric measurements. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research* Vol. 223 (1984) 181-187.
- [13] N. A. Talvitie. Electrodeposition of Actinides for alpha Spectrometric Determination. *Analytical Chemistry* Vol. 44 No. 2 (1972) 280-283.
- [14] D. Paligorić, S. Manić-Kudra, R. Smiljanić, D. Novković, Z. Milošević, M. Zarić, Article in proceedings of the 30th Symposium of Radiation Protection, pp. 505-510, Dubrovnik, 2-6 October 1989.
- [15] R. Smiljanić, D. Novković, D. Paligorić, Z. Milošević, M. Zarić. Determination of ^{137}Cs and ^{134}Cs in Air Samples Collected Near Belgrade (Yugoslavia) Following the Chernobyl Accident. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry Letters* Vol 136 No 6 (1989) 437-442.
- [16] S. Manić-Kudra, D. Paligorić, D. Novković, R. Smiljanić, Z. Milošević, K. Subotić. Plutonium Isotopes in the Surface Air at Vinča-Belgrade Site in May 1986. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry Letters* Vol 199 No1 (1995) 27-34.
- [17] K. Hirose and Y. Sugimura. Plutonium isotopes in the surface air in Japan: Effect of Chernobyl accident. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* Vol 138 No 1 (1990) 127-138.
- [18] H. Hotzl, G. Rosner, R. Winkler. Ground Depositions and Air Concentrations of Chernobyl Fallout Radionuclides at Munich-Neuherberg. *Radiochimica Acta* Vol 41 No 4 (1987) 181-190.
- [19] G. Rosner, H. Hotzl, R. Winkler. Actinide Nuclides in Environmental Air and Precipitation Samples after the Chernobyl Accident. *Environment International* 14 (1988) 331-333
- [20] S. M. Jerome, D. Smith, M. J. Woods and S. A. Woods. Metrology of Plutonium for Environmental Measurements. *Applied Radiation and Isotopes* Vol. 46 No. 11 (1995) 1145-1150.
- [21] Komura, Kazuhisa; Sakanoue, Masanobu; Yamamoto, Masayoshi. Determination of $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ Ratio in Environmental Samples Based on the Measurement of Lx/alpha-ray Activity Ratio. *Health Physics* 46 (1984) 1281.
- [22] W. Jeschki. The chernobyl experience. *Radiation Physics and Chemistry* Vol 34 No 2 (1989) 279-283

- [23] E. P. Hardy, P. W. Kray, H. L. Volchok. Global Inventory and Distribution of Fallout Plutonium. *Nature* 241 (1973) 444-445.

DETERMINATION OF PLUTONIUM ISOTOPES IN THE SURFACE AIR AT VINČA – BELGRADE SITE FOLLOWING CHERNOBYL ACCIDENT

Ivana VUKANAC¹, Suzana BOGOJEVIĆ², Mirjana ĐURAŠEVIĆ¹, Aleksandar KANDIĆ¹ and Zoran MILOŠEVIĆ¹

- 1) *Institute of Nuclear Sciences „Vinča“, Belgrade, Serbia, vukanac@vinca.rs*
- 2) *Serbian Institute of Occupational Health „dr Dragomir Karajović“, suzana.bogojevic@karajovic.rs*

For the purpose of regular monitoring of the concentration of radionuclides in aerosols, air sampling was carried out during the second half of XX century in four places at the Institute „Vinča“ site. Gross beta activities of the aerosols were determined daily. Since beta counting is not destructive method, these samples were subsequently used for the alpha spectrometric measurements.

Determination of fallout plutonium, as well as plutonium originated from the Chernobyl accident were performed by alpha spectrometry in the Laboratory for nuclear and plasma physics.

Air sampling was performed by pumps with filters. Air samples collected during May 1986 were measured by semiconductor HPGe spectrometer, and the following artificial radionuclides: ¹³⁷Cs, ¹³⁴Cs, ¹⁰⁶Ru, ¹²⁵Sb, ¹⁴⁴Ce and ^{110m}Ag were detected. Maximal concentration of cesium isotopes were observed on 02-03 May, while second maximum was detected on 06 May.

Alphaspectrometric measurements of plutonium isotopes indicated also that maximal concentration of ²³⁸Pu and ^{239,240}Pu occurred in the period 01-07 May. Obtained results were in agreement with ones reported in literature for locations of Prague, Munich, and Paris for the same period. Monitoring of air during 1987 and 1989 showed that plutonium isotopes concentrations were below minimal detectable values, except in spring time due to abundant precipitation.

The same plutonium sources, prepared during the 90s were re-measured in 2004 and 2005, in order to determine concentration of ²⁴¹Pu (pure beta emitter) by alpha spectrometry using “Am in-growth Method”. Activity of in-growth americium was determined experimentally, based on measured activity of ²²⁸Th, and additionally calculated using the contribution of ²³⁶Pu (used as a tracer) descendants obtained by the Bateman’s equations. Obtained activity ratios ²⁴¹Pu/^{239,240}Pu were within the limits cited in the literature.

The result of perennial measurement have been published in several publications in international journals, and presented at numerous national and international conferences. Comprehensive analysis of sample preparation, radiochemical procedure of plutonium separation from air samples, alpha - sources preparation techniques, analysis of recorded spectra, as well as analysis of obtained results for ²³⁸Pu, ^{239,240}Pu and ²⁴¹Pu concentrations are presented in this paper.

RADIOAKTIVNOST ŽIVOTNE SREDINE REPUBLIKE SRBIJE U PERIODU 1985-2015. GODINE

Suzana BOGOJEVIĆ, Irena TANASKOVIĆ, Vesna ARSIĆ, Jovana ILIĆ
*Institut za medicinu rada Srbije” dr Dragomir Karajović”, Beograd, Republika
Srbija, radioekologija@institutkarajovic.rs*

Rezime

Laboratorija za ispitivanje radioaktivnosti, Instituta za medicinu rada Srbije” dr Dragomir Karajović”, preko 50 godina vrši kontinuirana merenja u okviru Programa monitoringa radioaktivnosti životne sredine Republike Srbije. U radu su prikazani rezultati merenja ukupne beta aktivnosti, kao i specifične aktivnosti ^{137}Cs i ^{90}Sr ; različitih uzoraka iz životne sredine, u periodu 1985–2015. godine, koji obuhvata i černobiljski akcident, koji se dogodio u aprilu 1986. godine. Određivanje aktivnosti ^{137}Cs , vršeno je gamaspektrometrijskom metodom pomoću HPGe-detektora efikasnosti 24% i 40%. Za određivanje aktivnosti ^{90}Sr korišćena je radiohemijska metoda odvajanja ^{90}Sr koja se zasniva na oksalatnom izdvajanju Ca i Sr, žarenju do oksida i korišćenju aluminijuma kao povlačivača za ^{90}Y . Merenje aktivnosti ^{90}Sr i ukupne beta aktivnosti vršeno je na: 1) antikoicidentnom alfa-beta brojaču “Countmaster” efikasnosti 24% i 2) automatskom niskofonskom alfa-beta proporcionalnom gasnom brojaču PIC-WPC-9550, efikasnosti 42%. Analizirani su reprezentativni uzorci zemljišta, vazduha, padavina, vode za piće, kao i različitih vrsta prehrambenih proizvoda, sa lokacija predviđenih Programom monitoringa. Uzorci zemljišta za ispitivanje sadržaja radionuklida uzimani su u Beogradu, Zaječaru, Nišu, Novom Sadu, Subotici, Vranju i Užicu. Uzorci vazduha za ispitivanje sadržaja radionuklida uzimani su u Beogradu (Karadorđev park i Zeleno brdo), Subotici i Nišu, neprekidno u toku 24 sata, svakog dana prisisavanjem najmanje 300 m³ vazduha kroz filter papir poznate efikasnosti, na visini od 1 m iznad tla. Uzorci čvrstih i tečnih padavina uzimani su u Beogradu (Karadorđev park i Zeleno brdo), Kragujevcu, Zaječaru, Zlatiboru, Nišu, Novom Sadu, i Subotici, svakodnevno u toku 24 sata na visini 1 m iznad tla. Uzorci vode za piće iz vodovoda uzimani su svakodnevno (Beograd, Kragujevac, Kraljevo, Niš, Novi Sad, Subotica, i Čačak). Uzorci životnih namirnica i mleka uzeti su sa lokacija u Beogradu, Subotici, Novom Sadu, Nišu, Užicu (Zlatibor), Zaječaru i Vranju. Sadržaj radionuklida u ljudskoj hrani ispitivan je na uzorcima mleka, mesa, hleba (pšeničnog, kukuruznog), dve vrste sezonskog voća i tri vrste sezonskog povrća. Uzorci ljudske hrane uzimaju se iz primarne proizvodnje i sadržaj radionuklida ispituje se prema dozrevanju vegetacije i uzgoju (za meso). Uzorci mleka uzimani su svakodnevno, a analizirani su zbirni mesečni uzorci. Institut je do 2011. godine radio kompletan monitoring u Republici Srbiji po programu koji je propisan zakonskom regulativom. Od 2011. godine uzorkovane su vode za piće, padavine, vazduh i zemlja na teritoriji opštine Beograd, a uzorci hrane su uzorkovani po programu monitoringa u Republici Srbiji. Rezultati su pokazali nagli porast radioaktivnosti u životnoj sredini u 1986. godini, neposredno posle černobiljskog

akcidenta. Najveće prosečne godišnje vrednosti koncentracije radionuklida izmerene su 1986. i 1987. godine. Aktivnost radionuklida ^{137}Cs u prehrambenim proizvodima bila je maksimalna u uzorcima žitarica i iznosila je 244,3 Bq/kg. Aktivnost radionuklida ^{90}Sr bila je maksimalna u mlečnim proizvodima - 6,44 Bq/kg. U vodi za piće aktivnosti ^{137}Cs i ^{90}Sr bile su 0,054 i 0,072 Bq/l, respektivno. U 1986. godini, srednje godišnje vrednosti u padavinama, ukupne beta aktivnosti, specifične aktivnosti ^{90}Sr i ^{137}Cs iznosile su: 1078 Bq/m², 8,59 Bq/m² i 202 Bq/m², respektivno. Srednja godišnja vrednost ukupne beta aktivnosti u vazduhu u 1986. godini je bila 468 mBq/m³. Najveće specifične aktivnosti ^{90}Sr u zemljištu izmerene su 1986. godine na dubini 0-5 cm - srednja godišnja vrednost iznosila je 3,5 Bq/kg. Najveće specifične aktivnosti ^{137}Cs u zemljištu Srbije izmerene su 1988. godine na dubini 0-5 cm - srednja godišnja vrednost iznosila je 128,7 Bq/kg. Najveće specifične aktivnosti ^{137}Cs u zemljištu izmerene su 1988 i 1989. godine na Zlatiboru gde su srednje godišnje vrednosti iznosile 229,8 Bq/kg i 324,8 Bq/kg, respektivno. U naredne tri godine usledio je brzi pad radioaktivnosti, da bi se do 1991. godine, u najvećem broju uzoraka, koncentracije ispitivanih radionuklida stabilizovale na prečernobiljske vrednosti, osim ^{137}Cs koji se, zbog dugog vremena poluraspada (30,17 godina) i količina deponovanih kao posledica akcidenta, još uvek može naći u uzorcima zemljišta.

1. UVOD - ČERNOBILJSKI AKCIDENT

Najveći akcident u istoriji mirnodopske upotrebe nuklearne energije je akcident na četvrtom bloku nuklearne elektrane u Černobilju, koji se dogodio 1986. godine.

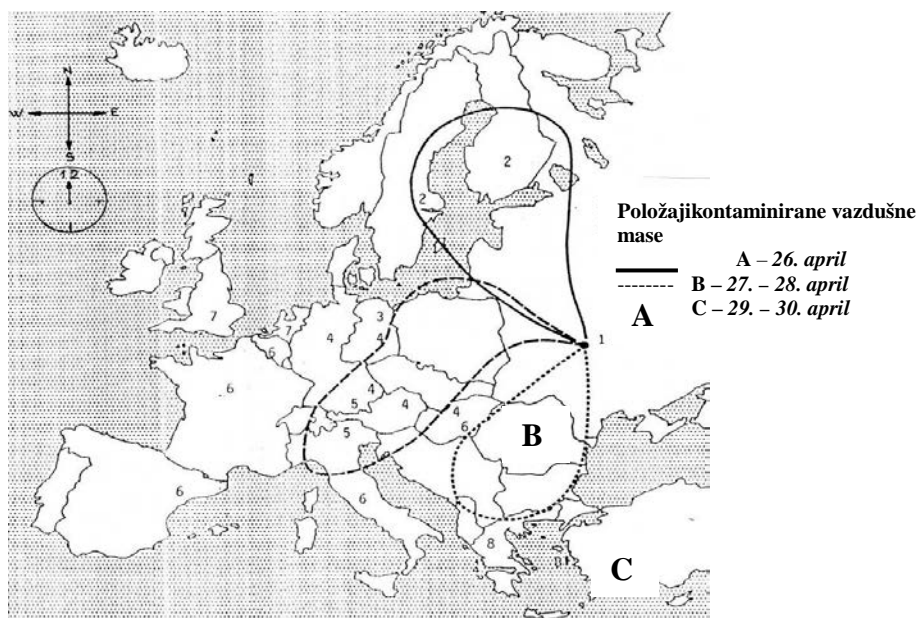
Za razliku od ranijih havarija nuklearnih postrojenja, ovom prilikom je prvi put velika količina radioaktivnog materijala oslobođena u atmosferu i raširila se iznad cele severne hemisfere. Na taj način, černobiljski akcident, postao je novi izvor radioaktivnog zagađenja, jer je po obimu sličan radioaktivnom zagađenju atmosfere iz nadzemnih nuklearnih proba i eksplozija.

Presudni faktori koji su uticali na kontaminaciju atmosfere i zemljišta, bili su dinamika oslobađanja radioaktivnog materijala iz oštećenog reaktora i meteorološki uslovi. Rezultati analize dinamike oslobađanja fisionih proizvoda i dispergovanog goriva pokazali su da je ovo bio kontinuiran proces, koji se odvijao u više faza [1]. Prvog dana akcidenta koji se dogodio 26.04.1986. godine u 1 čas i 23 minuta, u atmosferu je dospelo oko 25% od ukupno izbačenog radioaktivnog materijala. Ostatak je emitovan u toku sledećih 9 dana.

Prilikom početne eksplozije zbog termalnog potiska i efekta "dimnjaka", značajna količina radioaktivnih gasova i aerosola bila je izbačena u visinu do 1500 m [2]. Dalje kretanje ovog materijala bilo je određeno pravcem strujanja vazдушnih masa. Sovjetska merenja su pokazala da je radioaktivni oblak prelazio visinu od 1200 m, sa maksimalnom aktivnošću na 600 m [1]. Isparljivi elementi detektovani su na velikim visinama od 6 km do 9 km, pa čak i u stratosferi. Sledećih dana, radioaktivni oblak se kretao na visinama od 200 m do 400 m [1, 3].

Promenom meteoroloških uslova u narednih nekoliko dana, lokalni vetrovi su raširili radioaktivnu vazдушnu masu severno i zapadno od Černobilja. Na osnovu analize meteoroloških uslova i registrovane aktivnosti u okolnim zemljama,

dobijena je šema pomeranja radioaktivnog oblaka iznad Evrope (slika 1). Krive A, B i C odgovaraju položajima kontaminirane vazdušne mase: 26. aprila, 27 – 28. aprila, i 29 – 30. aprila, respektivno [4]. Brojevi 1 - 8 odgovaraju vremenu dolaska kontaminirane vazdušne mase iznad pojedinih lokacija. 1 (26. april); 2 (27; 3. april); 3 (28. april); 4 (29. april); 5 (30. april); 6 (1. maj); 7 (2. maj) i 8 (3. maj).



Slika 1. Pomeranje prvog černobiljskog radioaktivnog oblaka dato na osnovu registrovane aktivnosti u okolnim zemljama [4]

Dolazak kontaminiranog oblaka van granica (bivšeg) SSSR, registrovan je prvo u Švedskoj, 27. aprila [5]. Pod uticajem polja visokog vazdušnog pritiska, vetar je 30. aprila skrenuo na jug, noseći černobiljski oblak preko Evrope u smeru suprotnom od kazaljke na satu. Radioaktivne padavine zahvatile su nekoliko oblasti u Evropi, uključujući Bavarsku i Alpe. Drugog maja, sedam dana posle prve eksplozije, oblak je skrenuo na severozapad, noseći radioaktivni materijal ka Engleskoj [6, 7]. Kako se sa slike može videti, radioaktivni oblak je u našu zemlju dospao 1. maja.

S obzirom da se izbacivanje radioaktivnog materijala iz černobiljske elektrane nastavilo u sledećih 10 dana posle prve eksplozije, pojavljuje se i drugi radioaktivni oblak iznad Evrope. Ovaj oblak, koji je sadržao radioaktivni materijal izbačen 27, 28. i 29. aprila, kretao se ka zapadu prema Mađarskoj i Austriji, a zatim skrenuo na sever preko Nemačke. Radionuklidi izbačeni u atmosferu između 1. i 5. maja, formirali su treći radioaktivni oblak, koji se kretao južno od Černobilja, prelazeći preko naše zemlje, Grčke i zapadne Turske, da bi

ga vetar zatim ponovo skrenuo na sever prema Skandinaviji. Usled promene pravca vetra, aktivnost koja je izbačena poslednjih dana akcidenta, nije se kretala na jug već direktno prema Poljskoj i Skandinaviji.

Neposredno posle akcidenta, u skoro svim zemljama Evrope izvršena su brojna merenja aktivnosti uzoraka vazduha, padavina, uzoraka zemlje i vegetacije, koji su bili kontaminirani radioaktivnim padavinama. Prve informacije o sastavu radionuklida koji su oslobođeni u atmosferu iz oštećenog reaktora, dobijene su na osnovu merenja aktivnosti uzoraka zemlje i filtera na kojima su sakupljani aerosoli. Prvenstveno su identifikovani radionuklidi isparljivih elemenata I, Cs, Te, gama-spektrometrijom, a zatim i neki teško isparljivi radionuklidi.

Najznačajniji radionuklidi koji su u dužem vremenskom periodu posle černobiljskog akcidenta uticali na globalno zagađenje ekosistema su: ^{137}Cs ($t_{1/2} = 30$ g.); ^{90}Sr - ^{90}Y ($t_{1/2} = 28$ g. - 2,7 d.); ^{238}Pu ($t_{1/2} = 90$ g.); ^{239}Pu ($t_{1/2} = 2,4 \cdot 10^4$ g.); ^{240}Pu ($t_{1/2} = 6,5 \cdot 10^3$ g.); ^{241}Pu ($t_{1/2} = 14$ g.); ^{241}Am ($t_{1/2} = 450$ g.).

Kao posledica černobiljskog akcidenta, u evropskim zemljama se javila relativno niska površinska kontaminacija. Procenjeno je da je na površinu zemlje deponovano između $1 \cdot 10^3$ Bq/m² i $1 \cdot 10^4$ Bq/m², ^{137}Cs [8]. Depozicija ^{90}Sr procenjena je iz odnosa $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ koji su nađeni u uzorcima vazduha i padavinama sakupljenim neposredno posle akcidenta. Za uzorke vazduha odnos $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ iznosio je $1,3 \cdot 10^{-2}$, a u padavinama $7,7 \cdot 10^{-3}$, na osnovu čega se može zaključiti da je površinska kontaminacija ^{90}Sr oko 100 puta manja u odnosu na kontaminaciju ^{137}Cs .

Merenje koncentracije radioaktivnih izotopa ^{137}Cs i ^{90}Sr je veoma značajno jer je cezijum analog kalijuma, i zajedno sa kalijumom dospeva u biljke, dok je stroncijum analog kalcijumu i zajedno sa njim iz zemljišta, preko biljaka, ulazi u lanac ishrane. Ispitivanja radionuklida u mnogim područjima Srbije, sprovedena u brojnim institucijama, pokazala su da je posle černobiljske katastrofe došlo do kontaminacije pojedinih područja, ali da ona nije alarmantna. Međutim, neprekidno praćenje svih radioaktivnih elemenata, je neophodno pošto je moguće da dospeju u biljke koje služe za ishranu ljudi i životinja.

2. MONITORING RADIOAKTIVNOSTI ŽIVOTNE SREDINE U REPUBLICI SRBIJI

Monitoring ima ključnu ulogu u proceni uticaja jonizujućih zračenja na životnu sredinu i na zdravlje stanovništva. Zbog toga se kontinuirano vrši merenje aktivnosti radionuklida u uzorcima iz životne sredine koji su relevantni za ekspoziciju stanovništva. Glavni putevi ekspozicije stanovništva potiču od inhalacije, ingestije i od spoljašnjeg ozračenja od radioaktivnih aerosola suspendovanih u vazduhu i deponovanih na površini zemljišta. Procena efektivne doze nastale ingestijom i inhalacijom finalni je rezultat koji omogućava kontrolu usklađenosti sa domaćom zakonskom regulativom [9] i međunarodnim preporukama. Ispitivanje sadržaja radionuklida vrši se u vazduhu, padavinama, površinskim vodama, zemljištu, biljnim kulturama, životnim namirnicama, vodi za piće i stočnoj hrani. Program monitoringa [10] obuhvata različita merenja u uzorcima iz životne sredine: merenje jačine ambijentalnog ekvivalenta doze, gamaspektrometrijska ispitivanja, određivanje aktivnosti ^{90}Sr , merenje

koncentracije radona. Izbor uzoraka, način uzorkovanja kao i metode merenja propisane su domaćom regulativom [10, 11] i preporukama Međunarodne agencije za atomsku energiju [12].

Kontrolu radioaktivnosti životne sredine na teritoriji Republike Srbije, preko 50 godina vrši Laboratorija za ispitivanje radioaktivnosti, Instituta za medicinu rada Srbije "dr Dragomir Karajović". U radu su prikazani rezultati merenja ukupne beta aktivnosti, kao i aktivnosti ^{137}Cs i ^{90}Sr , uzoraka zemljišta, vazduha, padavina, vode za piće, kao i različitih vrsta prehrambenih proizvoda, u periodu 1985–2015. godine.

Uzorci vazduha za ispitivanje sadržaja radionuklida uzimani su u Beogradu (Karadorđev park i Zeleno brdo), Subotici (Paliću) i Nišu, neprekidno u toku 24 sata, svakog dana prosisavanjem najmanje 300 m³ vazduha kroz filter papir poznate efikasnosti, na visini od 1 m iznad tla. Uzorci aerosola uzeti u toku jednog dana (dnevni uzorci) spajaju se u toku jednog meseca (zbirni mesečni uzorci).

Uzorci čvrstih i tečnih padavina uzimani su u Beogradu (Karadorđev park (slika 2) i Zeleno brdo), Kragujevcu, Zaječaru, Zlatiboru, Nišu, Novom Sadu, i Subotici (Paliću). Uzorci padavina sakupljaju se, svakodnevno u toku 24 sata na visini od 1 m iznad tla. Uzorci aerosola i padavina se ispituju gamaspektrometrijski, određuje se ukupna beta aktivnost, kao i aktivnost ^{90}Sr .



Slika 2. Levak za sakupljanje uzoraka padavina u Karadorđevom parku

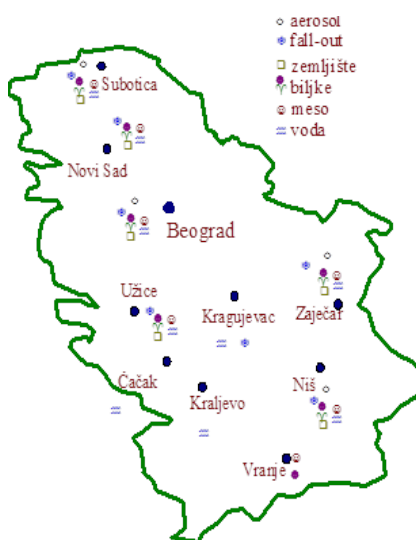
Uzorci zemljišta za ispitivanje sadržaja radionuklida uzimani su u Beogradu, Zaječaru, Nišu, Novom Sadu, Subotici, Vranju i Užicu (Zlatiboru). Svi uzorci su ispitani gamaspektrometrijski.

Uzorci vode za piće iz vodovoda uzimani su svakodnevno (Beograd, Kragujevac, Kraljevo, Niš, Novi Sad, Subotica, i Čačak).

Mesta na kojima se uzimaju uzorci ljudske hrane (slika 3) način njihovog uzimanja, broj uzoraka pojedinih namirnica i rokovi uzimanja uzoraka utvrđuju se programom monitoringa [16] radi proračuna godišnje efektivne doze za

stanovništvo u odnosu na pojedine radionuklide.

Uzorci životnih namirnica i mleka uzeti su sa lokacija u Beogradu, Subotici, Novom Sadu, Nišu, Užicu (Zlatibor), Zaječaru i Vranju. Sadržaj radionuklida u ljudskoj hrani ispitivan je u uzorcima mleka, mesa, hleba (pšeničnog, kukuruznog), dve vrste sezonskog voća i tri vrste sezonskog povrća. Uzorci ljudske hrane uzimani su iz primarne proizvodnje i sadržaj radionuklida ispitivan je prema dozrevanju vegetacije i uzgoju (za meso). Uzorci mleka sakupljani su svakodnevno, u mlekarama ili neposredno od proizvođača, a analizirani su zbirni mesečni uzorci. Uzorci ostalih životnih namirnica uzimani su na zelenim pijacama, u velikim prodavnicama prehrambenih proizvoda ili direktno od proizvođača.



Slika 3. Mesta sakupljanja uzoraka u Republici Srbiji

3. OPREMA I METODE

Shodno Pravilniku o monitoringu radioaktivnosti [11] oprema za merenja koja se koristi u svrhu monitoringa je etalonirana. Merenja se obavljaju tako da rezultati budu sledljivi do međunarodno priznatog etalona, a rezultati se iskazuju sa mernom nesigurnošću od $\pm 1\sigma$.

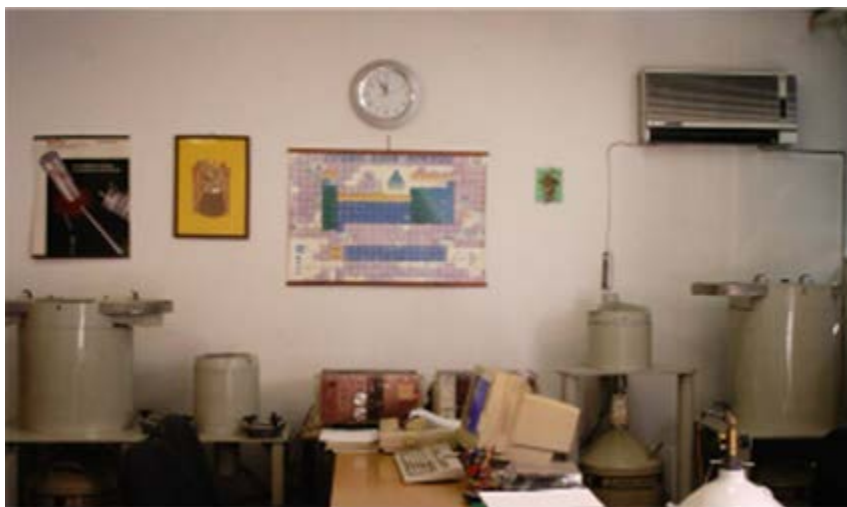
3.1. Gamaspktromerijska merenja

Gamaspektromerijska merenja vrše se na 3 poluprovodnička germanijumska detektora firme EG&G ORTEC, čije su karakteristike date u tabeli 1. Detektori su povezani sa višekanalnim analizatorom (8192 kanala) istog proizvođača i sa odgovarajućom računarskom opremom (slika 4). Za energetska i kalibraciju efikasnosti koriste se sertifikovani referentni materijali različitih proizvođača. Vreme merenja jednog uzorka je 60000 s do 100000 s, a osnovno zračenje se meri 250000 s.

Za gamaspektrometrijsko merenje uzoraka vode, zemljišta i padavina koristi se marinski geometrija od 1 l ili 0,5 l. Uzorci hrane se mere u cilindričnoj geometriji od 200 g.

Tabela 1. Osnovne karakteristike germanijumskih detektora

Proizvođač	ORTEC	ORTEC	ORTEC
Visoki napon	4000 V	3000 V	4800 V
Rezolucija na 1332 keV	1,95 keV	1,85 keV	1,85 keV
Relativna efikasnost	25%	25%	40%
Olovna zaštita	10 cm	10 cm	10 cm



Slika 4. Laboratorija za gama spektrometriju u Institutu za medicinu rada Srbije "dr Dragomir Karajović"

Aktivnost radionuklida kod gamaspektrometrijskih merenja računa se po formuli:

$$A = \frac{\frac{N}{t} - \frac{N_0}{t_0}}{\varepsilon \cdot \gamma \cdot m} \quad (1)$$

gde su:

N - površina ispod fotovrha odgovarajuće gama linije u spektru uzorka,

N_0 - površina ispod fotovrha odgovarajuće gama linije u spektru osnovnog zračenja,

t - živo vreme merenja uzorka (s),

t_0 - živo vreme merenja osnovnog zračenja (s),

ε - efikasnost detekcije za odgovarajuću gama liniju,

γ - intenzitet gama prelaza u radioaktivnom raspadu datog radionuklida,

m - masa (kg)

3.2. Merenje ukupne beta aktivnosti i aktivnosti ^{90}Sr

Uzorci su mereni na alfa/beta antikoincidentnom brojaču COUNTMASTER firme ORTEC, efikasnosti 25% i niskofonskom $\alpha\beta$ -proporcionalnom gasnom brojaču PIC-WPC-9550, proizvođača Protean Instrument Corporation (slika 5). Brojač koristi u procesu rada smešu gasova 10% metana i 90% argona. Nivo osnovnog alfa zračenja je 0,1 imp/min, a beta zračenja 0,4 imp/min. Prečnik planšete je 5 cm. Efikasnost brojača za beta zračenje iznosi 42%, i određena je pomoću sertifikovanog referentnog materijala ^{90}Sr . U procesu merenja se koristi softver «VISTA 2000», koji je nabavljen od proizvođača uređaja.



Slika 5. Gasni $\alpha\beta$ -proporcionalni brojač PIC-WPC-9550

Priprema uzoraka za merenje ukupne beta aktivnosti podrazumeva usitnjavanje, sušenje na 105°C , spaljivanje do pepela, homogenizaciju. Za uzorke voda i padavina potrebno je uparavanje do suvog ostatka. Po površini planšete se zatim ravnomerno raspoređi maksimalno 0,2 g žarenog čvrstog ostatka fiksira fiksirrom, i osuši pre stavljanja na merenje.

Ukupna beta aktivnost uzorka se određuje koristeći sledeću jednačinu:

$$A = \frac{Cpm - A_0}{60 \cdot F_s \cdot Eff \cdot O_k} \quad (2)$$

gde je:

- A - aktivnost uzorka (Bq/l, Bq/m², Bq/ kg, Bq/m³)
- Cpm - broj impulsa po minutu merenog uzorka (imp/min)
- A₀ - osnovna aktivnost (imp/min)
- F_s - faktor samoapsorpcije (određuje se po kalibracionoj krivoj za različite debljine uzorka)
- Eff - efikasnost mernog uređaja (za beta zračenje 42%)
- O_{kol} - obrađena količina uzorka (l, m², m³ ili kg)

Radiohemijsko izdvajanje ^{90}Sr

Procedura za određivanje sadržaja ^{90}Sr obuhvata radiohemijsko izdvajanje itrijuma-90 iz uzorka i određivanje njegove specifične aktivnosti (slika 6). Aktivnost stroncijuma se određuje na osnovu merenja aktivnosti itrijuma nakon uspostavljanja ravnoteže između stroncijuma i itrijuma.

4. ISPITIVANJE SADRŽAJA RADIONUKLIDA U ČVRSTIM I TEČNIM PADAVINAMA

Povećana aktivnost vazduha i dnevnih padavina su prvi indikatori za nuklearni akcident ili nuklearnu eksploziju. Aktivnost mesečnih padavina daje podatke o ukupnom depou radionuklida dospelih preko tečnih i čvrstih padavina na zemljinu površinu u toku jednog meseca. Čestice aerosola su nosači radionuklida i drugih zagađivača vazduha, pa se zato merenjem aktivnosti filtera kroz koji se prosisava vazduh meri aktivnost čestica aerosola koje su zadržane na filteru.

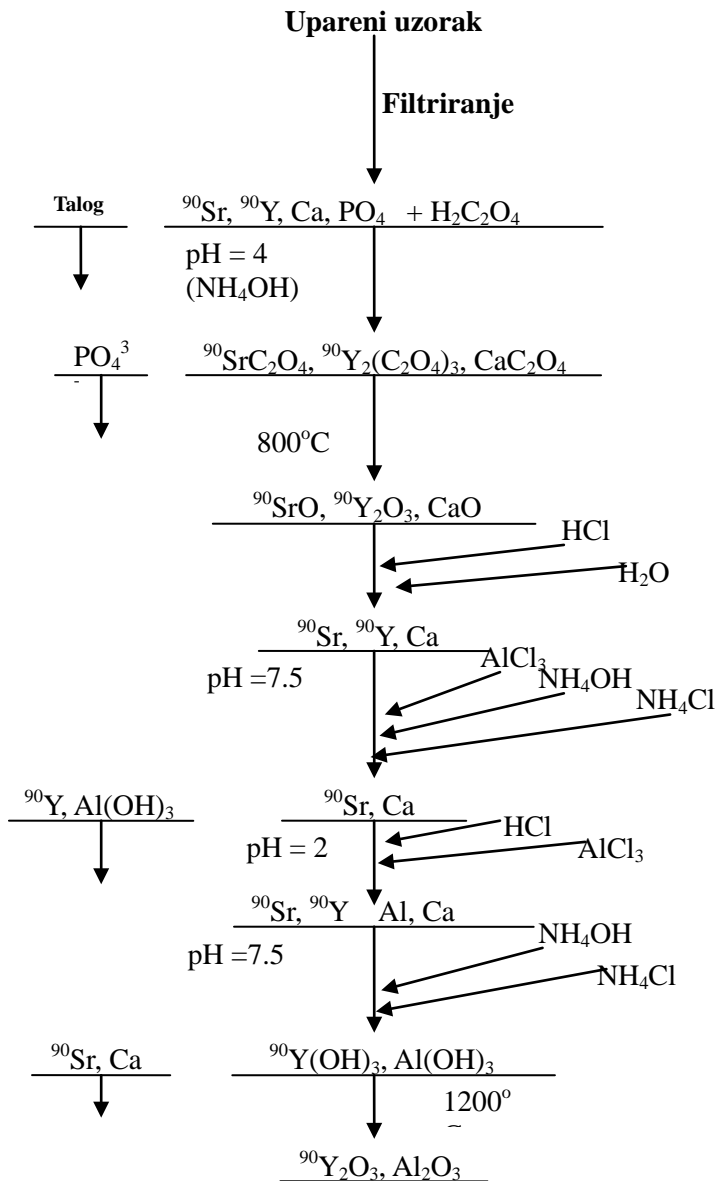
Zbog veoma velikog broja podataka [14, 15] prikazane su u tabelama 2. i 3. samo srednje godišnje vrednosti specifične aktivnosti ukupnog beta zračenja, ^{90}Sr i ^{137}Cs u padavinama i vazduhu u Republici Srbiji za period 1984-2015. godine.

Iz prikazanih rezultata uočava se veoma visok porast specifične aktivnosti padavina i vazduha u 1986. godini, što je posledica nuklearnog akcidenta u Černobilju. Već sledeće godine dolazi do naglog opadanja radioaktivnosti zbog kratkog vremena poluraspada radionuklida oslobođenih prilikom akcidenta. U narednim godinama specifična aktivnost se stabilizuje na nivou aktivnosti iz pred-černobiljskog perioda.

Radionuklidi sa dugim vremenom poluraspada ^{137}Cs i ^{90}Sr , kao i drugi radionuklidi koji su kao posledica akcidenta dospeli u atmosferu, uglavnom se deponuju na zemlju putem padavina. Preostala aktivnost vazduha potiče od stratosferskog sadržaja radionuklida koji se neujednačeno deponuju na zemlju.

Tabela 2. Srednje godišnje specifične aktivnosti padavina i aerosola u Srbiji (1984-1998. god.) [14, 15]

Godina	Ukupna beta aktiv. padavina (Bq/m ²)	Ukupna beta aktiv. aerosola (mBq/m ³)	^{90}Sr u padavinama (Bq/m ²)	^{137}Cs u padavinama (Bq/m ²)
1984	3,6	2,6	0,99	0,96
1985	9,2	2,1	0,64	0,91
1986	1078	468	8,59	202
1987	67,9	2,7	1,09	6,4
1988	18,1	1,8	2,41	9,4
1989	7,1	1,5	0,26	5,1
1990	6,0	1,4	0,11	3,0
1991	6,1	1,3	0,12	1,9
1992	7,8	0,8	0,16	0,73
1993	6,2	0,6	0,10	0,63
1994	7,0	0,8	0,09	0,47
1995	4,3	0,9	0,10	0,46
1996	5,9	0,9	0,01	0,47
1997	7,7	0,9	0,10	0,60
1998	-	-	0,18	0,56



Slika 6. Šema radiohemijskog izdvajanja ^{90}Y za određivanje sadržaja ^{90}Sr merenjem ukupne beta aktivnosti [13]

Tabela 3. Srednje godišnje specifične aktivnosti padavina i aerosola u Srbiji (1999-2015. god.) [14]

Godina	⁹⁰ Sr u aerosolu (μBq/m ³)	¹³⁷ Cs u aerosolu (mBq/m ³)	⁹⁰ Sr u padavinama (Bq/m ²)	¹³⁷ Cs u padavinama (Bq/m ²)
1999	-	< 0,003	-	0,56
2000	-	< 0,002	0,70	0,72
2001	-	< 0,002	-	0,58
2002	-	< 0,002	-	0,56
2003	7,5	< 0,002	0,37	0,61
2004	31,8	< 0,003	0,97	0,65
2005	6,4	< 0,002	0,32	0,83
2006	10,0	< 0,002	0,90	0,74
2007	7,5	< 0,002	0,69	0,58
2008	5,3	< 0,003	0,23	0,43
2009	< 0,5	< 0,003	0,65	0,38
2010	-	< 0,002	-	0,29
2011	-	< 0,003	-	0,29
2012	-	< 0,003	-	0,24
2013	-	< 0,002	0,61	0,57
2014	-	< 0,003	0,87	-
2015	-	< 0,002	-	0,53

5. ISPITIVANJE SADRŽAJA RADIONUKLIDA U VODI ZA PIĆE I ŽIVOTNIM NAMIRNICAMA

Sa obzirom da cezijum pripada I grupi elemenata u periodnom sistemu, njegovo hemijsko ponašanje je identično kalijumu i natrijumu. Na isti način, stroncijum, koji pripada II grupi elemenata u periodnom sistemu, ponaša se identično kalcijumu i magnezijumu. Radioaktivni izotopi Cs i Sr, na osnovu svog hemijskog ponašanja, mogu dospeti u biljke i dalje u meso i mleko i na taj način ulaze u lanac ishrane ljudi.

Uzorci životnih namirnica analizirani su gamaspektrometrijski i metodom za određivanje sadržaja ⁹⁰Sr merenjem na proporcionalnom gasnom brojaču. Rezultati merenja izraženi su u Bq/l mleka i Bq/kg sveže hrane, a odgovarajuća efektivna doza u mSv/god.

Rezultati srednjih godišnjih vrednosti aktivnosti ¹³⁷Cs i ⁹⁰Sr u uzorcima povrća, voća, mesa, žitarica, mlečnih proizvoda i mleka za period od trideset godina (1985-2015.) prikazani su u tabelama 4 i 5.

Najveće prosečne godišnje vrednosti koncentracije aktivnosti ovih radionuklida izmerene su nakon akcidenta u Černobilju 1986. i 1987. godine. Aktivnost radionuklida ¹³⁷Cs u prehrambenim proizvodima bila je maksimalna u uzorcima žitarica i iznosila je 244,3 Bq/kg. Aktivnost radionuklida ⁹⁰Sr bila je maksimalna u mlečnim proizvodima - 6,44 Bq/kg.

Tabela 4: Aktivnost ^{137}Cs u ljudskoj hrani i vodi za piće u Republici Srbiji (srednje vrednosti) za period 1985-2015. godine [14, 17]

Godina	Povrće (Bq/kg)	Voće (Bq/kg)	Meso (Bq/kg)	Žitarice (Bq/kg)	Mlečni proizvodi (Bq/kg)	Mleko (Bq/l)	Voda za piće (Bq/l)
1985	0,87	0,19	0,17	0,40	0,11	0,11	0,015
1986	75,90	53,80	92,23	244,30	36,36	72,61	0,054
1987	37,05	9,43	92,45	37,96	7,58	16,67	0,019
1988	0,47	1,89	6,63	2,05	8,30	2,35	0,018
1989	0,43	1,87	-	1,20	8,44	6,05	0,016
1990	0,64	0,69	2,27	0,52	3,43	1,47	0,015
1991	0,23	1,19	0,09	0,03	0,34	0,45	0,009
1992	0,33	0,49	0,81	0,07	0,16	0,40	0,002
1993	0,20	0,54	0,23	0,13	0,18	0,13	0,001
1994	0,21	0,11	0,12	0,12	0,44	0,12	0,001
1995	0,13	0,10	0,17	0,19	0,55	0,53	0,026
1996	0,24	0,12	0,09	-	0,57	0,37	0,036
1997	0,10	0,08	-	0,12	0,23	0,06	0,044
1998	0,17	0,12	0,14	0,10	-	0,43	0,041
1999	0,132	0,097	0,203	0,035	0,102	0,051	0,019
2000	0,111	0,096	0,576	0,095	0,282	0,067	0,017
2001	0,160	0,060	0,201	0,075	0,550	0,117	0,016
2002	0,136	0,066	0,278	0,052	0,201	0,072	0,013
2003	0,140	0,054	0,209	0,050	0,337	0,102	0,016
2004	0,118	0,071	0,530	0,070	0,237	0,079	0,028
2005	0,119	0,082	0,292	0,056	0,209	0,063	0,025
2006	0,102	0,059	0,488	0,096	0,256	0,089	0,025
2007	0,117	0,056	0,799	0,048	0,206	0,051	0,014
2008	0,106	0,050	0,181	0,043	0,195	0,054	0,008
2009	0,100	0,037	0,203	0,039	0,161	0,041	0,005
2010	0,167	0,136	0,551	0,136	0,179	0,056	0,003
2011	0,116	0,046	0,134	0,034	0,105	0,058	0,003
2012	0,057	0,022	0,113	0,040	0,100	0,040	0,003
2013	0,123	0,032	0,168	0,037	0,095	0,038	0,003
2014	0,089	0,031	0,097	0,026	0,126	0,046	0,002
2015	0,088	0,030	0,225	0,022	0,106	0,096	0,001

Tabela 5: Aktivnost ^{90}Sr u ljudskoj hrani i vodi za piće u Republici Srbiji (srednje vrednosti) za period 1985-2015 godine [14, 17]

Godina	Povrće (Bq/kg)	Voće (Bq/kg)	Meso (Bq/kg)	Žitarice (Bq/kg)	Mlečni proizvodi (Bq/kg)	Mleko (Bq/l)	Voda za piće (Bq/l)
1985	0,44	0,069	0,040	0,41	0,35	0,11	0,008
1986	3,24	0,92	1,16	0,47	6,44	1,72	0,072
1987	0,63	0,31	0,26	0,77	0,65	0,16	0,029
1988	0,39	0,15	0,20	0,31	0,27	0,09	0,014
1989	0,40	0,18	-	0,58	1,09	0,13	0,029
1990	0,38	0,34	-	0,27	2,32	0,07	0,017
1991	0,33	0,37	0,20	0,12	0,20	0,13	0,021
1992	0,34	0,20	0,04	0,36	0,17	0,11	0,023
1993	0,34	0,09	0,04	0,15	0,10	0,06	0,009
1994	0,06	0,04	0,05	0,11	0,09	0,01	0,011
1995	0,35	0,26	0,36	0,27	0,09	0,30	0,010
1996	0,27	0,29	0,03	-	0,07	0,12	0,008
1997	-	-	-	-	-	-	-
1998	0,14	0,12	0,06	0,08	0,03	0,020	0,001
1999	0,30	0,14	0,05	0,42	0,05	0,041	0,006
2000	0,44	0,20	0,33	-	-	0,075	0,003
2001	-	-	0,24	-	-	0,033	-
2002	-	-	0,38	-	-	0,049	-
2003	0,211	0,035	0,36	0,20	0,359	0,087	0,004
2004	0,189	0,088	0,07	0,081	0,307	0,065	0,004
2005	0,067	0,044	0,048	0,086	0,127	0,037	0,003
2006	0,085	0,067	0,211	0,062	0,220	0,038	
2007	0,054	0,053	0,060	0,198	0,112	0,030	-
2008	0,076	0,021	0,033	0,041	0,088	0,027	0,003
2009	0,173	0,044	0,078	0,098	0,14	0,022	0,002
2010	0,135	0,081	0,067	0,102	0,161	0,023	0,003
2011	0,147	0,043	0,062	0,043	0,122	0,036	0,002
2012	0,103	0,125	0,043	0,046	0,070	0,030	0,003
2013	0,115	0,028	0,032	0,084	0,114	0,025	0,002
2014	0,100	0,028	0,066	0,047	0,117	0,030	-
2015	0,167	0,049	0,064	0,073	0,146	0,045	-

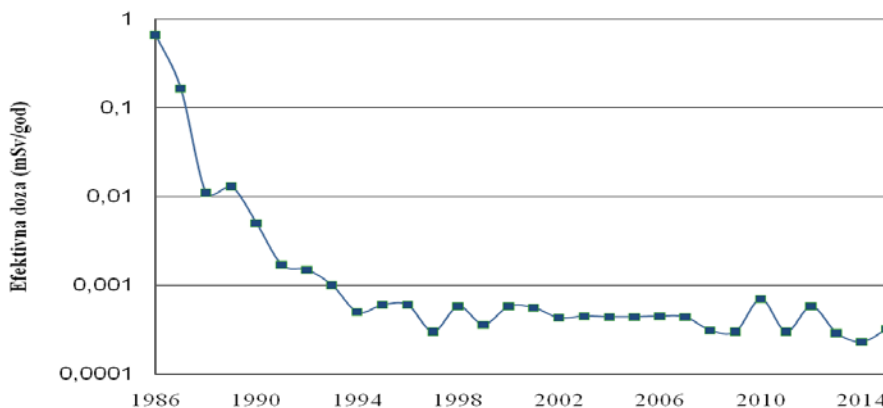
Mleko predstavlja jednu od najznačajnijih životnih namirnica, naročito u ishrani dece, a takođe je osetljiv indikator za prisustvo fisionih produkata u životnoj sredini jer sadrži i kalijum i kalcijum. Zato je konzumiranje mleka i mlečnih proizvoda najznačajniji put unošenja radionukilda u ljudski organizam, pa je naročita pažnja posvećena praćenju koncentracije ^{137}Cs i ^{90}Sr u ovim životnim

namirnicama. Srednja godišnja vrednost koncentracije aktivnosti ^{137}Cs i ^{90}Sr u uzorcima mleka u Srbiji 1985. godine iznosila je 0,11 Bq/l i 0,11 Bq/l respektivno. Nakon akcidenta u Černobilju njihove vrednosti koncentracije aktivnosti dostižu 72,6 Bq/l za cezijum, odnosno 1,72 Bq/l za stroncijum [17]. Od 1987. godine ove vrednosti eksponencijalno opadaju i 2013. godine izmerene su minimalne vrednosti 0,038 Bq/l za ^{137}Cs i 0,025 Bq/l za ^{90}Sr .

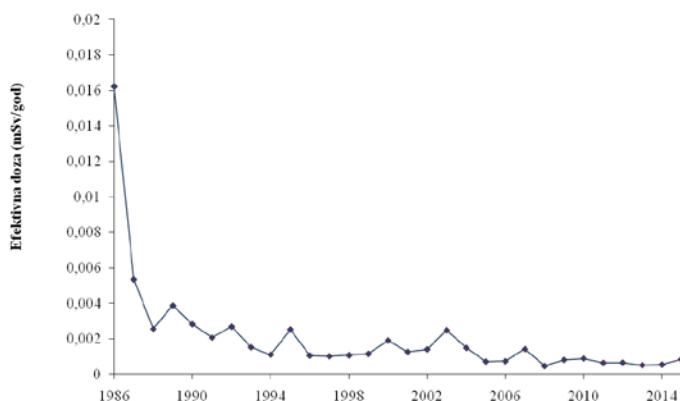
U vodi za piće, aktivnosti ^{137}Cs i ^{90}Sr su, 1986. godine bile 0,054 Bq/l i 0,072 Bq/l, respektivno.

Minimalna srednja godišnja vrednost od 0,022 Bq/kg za aktivnost ^{137}Cs izračunata je u uzorcima voća 2012. godine i uzorcima žitarica 2015. godine. Minimalna srednja godišnja vrednost za aktivnost ^{90}Sr iznosi 0,021 Bq/kg i izmerena je u uzorcima voća 2008. godine.

Na osnovu podataka o godišnjem unosu određenih vrsta namirnica i vrednosti aktivnosti pojedinih radionuklida izmerenih u tim namirnicama, izračunata je efektivna doza koja potiče od unosa ovih radionuklida ingestijom. Efektivna doza za stanovništvo Republike Srbije koja potiče od unosa ^{137}Cs ingestijom za period 1985-2015. godine prikazana je na slici 6, a za unos ^{90}Sr ingestijom na slici 7.



Slika 6: Efektivna doza koja potiče od unosa ^{137}Cs ingestijom za period 1985-2015. godine



Slika 7: Efektivna doza koja potiče od unosa ^{90}Sr ingestijom za period 1985-2015. godine

6. ISPITIVANJE SADRŽAJA RADIONUKLIDA U ZEMLJIŠTU

Zemljište je osnovna sredina za migraciju radionuklida u biljke, odakle ovi preko biljne ishrane dospevaju do čoveka ili životinja. Ono predstavlja dinamičan mikrosistem pogodan za jonsku izmenu elemenata, njihovu fiksaciju ili apsorpciju u biljke. Vrsta zemljišta utiče na raspodelu radionuklida u samom zemljištu, a takođe i na transfer istih u biljke.

Priprema uzoraka zemljišta za određivanje koncentracije ^{90}Sr obuhvatala je: sušenje na 105°C i žarenje u peći na 500°C . Zatim je primenjen radiohemijski postupak izdvajanja ^{90}Y . Sadržaj ^{90}Sr određen je merenjem ukupne beta aktivnosti ^{90}Y na proporcionalnom gasnom brojaču.

Postupak pripreme uzoraka zemljišta za gamaspektrometrijsko određivanje koncentracije ^{137}Cs sastojao se od sušenja na 105°C , mlevenja u mlinu sa kuglicama, prosejavanja kroz sito određene gustine 0,80/0,47; 1,25/0,80 i odmeravanja u geometriju merenja - marineri posude od 1 l i 0,5 l, i cilindrične PVC posude od 200 cm^3 , a u skladu sa metodom IAEA Technical Report Series No. 295 – 5.2.3 Soil [18]. Uzorci su mereni gamaspektrometrijski, nakon uspostavljanja radioaktivne ravnoteže. Vremena merenja uzoraka bila su od 60000 s do 250000 s. Procenjena merna nesigurnost koja obuhvata pripremu uzoraka i samo merenje iznosi 20%.

Rezultati merenja prikazani su kao srednje vrednosti po godinama za različite dubine zemljišta sa kojih su uzimani uzorci, a date su i srednje godišnje vrednosti za specifične aktivnosti ^{90}Sr i ^{137}Cs - u tabelama 6 i 7, respektivno.

Kontinuitet merenja i ujednačenost uzorkovanja su narušeni u nekoliko navrata:

- 2011. godine nismo imali merenja radioaktivnosti zemljišta;
- 2007, 2008, 2012. i 2013, merili smo uzorke samo sa teritorije grada Beograda;
- od 2009. godine sakupljaju se uzorci neobradivog zemljišta sa dve dubine 0-5 cm i 5-15 cm, a obradivog samo sa jedne 0-20 cm;
- aktivnost ^{90}Sr u zemljištu nije merena: 1997, 2001, 2002, 2010. i 2011. godine.
- Rezultati pokazuju da su najveće koncentracije ^{90}Sr i ^{137}Cs u zemljištu (tabele 7 i 8) izmerene u površinskom sloju neobradivog zemljišta (0–5 cm).
- Najveće vrednosti koncentracije ^{90}Sr izmerene su 1986. i 1989. godine (5,1 i 5,6 Bq/kg, respektivno) - srednja godišnja vrednost za 1986. godinu iznosila je 3,8 Bq/kg.
- Najveće koncentracije ^{137}Cs u zemljištu Srbije izmerene su 1988. godine u neobradivom zemljištu, na dubini 0-5 cm, srednja godišnja vrednost iznosila je 128,7 Bq/kg (tabela 7). Najveće vrednosti koncentracije ^{137}Cs u zemljištu izmerene su na Zlatiboru 1988. i 1989. godine i iznosile su 229,8 Bq/kg i 324,8 Bq/kg, respektivno [14].

Tabela 6. Srednje godišnje koncentracije ^{90}Sr u obradivom i neobradivom zemljištu na različitim dubinama [14, 17]

Godina	Neobradivo ^{90}Sr (Bq/kg)				Obradivo ^{90}Sr (Bq/kg)			
	0–5 cm	5–10 cm	10–15 cm	Sred. N.	0– 5 cm	5–10 cm	10–15 cm	Sred. O.
1984	2,1	1,9	1,9	2,0	-	-	-	
1985	4,2	4,7	2,5	3,8	-	-	-	
1986	5,1	3,0	2,1	3,4	-	-	-	
1987	2,0	2,0	1,0	1,7	1,4	1,1	0,8	1,1
1988	3,8	2,3	2,3	2,1	0,8	0,8	1,0	0,7
1989	5,6	1,3	3,4	3,4	3,0	3,0	1,7	1,4
1990	1,7	1,9	1,0	1,5	1,5	1,4	1,6	1,5
1991	2,0	1,3	1,4	1,6	1,9	1,5	1,0	1,5
1992	2,2	2,1	2,0	2,1	1,8	1,5	1,7	1,7
1993	0,7	1,1	1,0	0,9	0,7	1,0	0,4	0,7
1994	0,6	0,5	0,5	0,5	0,5	1,2	1,0	0,9
1995	0,4	0,4	0,5	0,5	0,5	0,5	1,6	0,8
1996	1,0	0,9	0,9	0,9	1,1	1,0	1,3	1,1
1998	0,9	1,1	1,0	1,0	1,5	0,9	1,6	1,3
1999	1,2	0,3	0,3	0,6	0,4	0,4	0,4	0,4
2000	2,7	1,3	1,7	1,9	4,1	0,7	1,2	2,0
2003	0,7	0,4	0,5	0,6	0,8	0,3	0,6	0,6
2004	0,4	0,6	0,6	0,5	0,4	0,5	0,5	0,5
2005	0,4	0,3	0,4	0,4	0,6	0,3	0,4	0,4
2006	0,4	0,4	0,4	0,4	0,5	1,0	0,6	0,7
2007	0,7	0,6	0,6	0,6	0,4	0,4	0,4	0,4
2008	0,4	0,7	0,6	0,6	0,3	0,3	0,4	0,3
2009	0,4	-	-	0,4	0,4	-	-	0,4
2012	0,4	-	-	0,4	0,4	-	-	0,4
2013	0,6	-	-	0,6	0,4	-	-	0,7

7. ZAKLJUČAK

Nakon akcidenta u Černobilju životna sredina je bila kontaminirana velikom količinom radionuklida. U naredne tri godine usledio je brzi pad radioaktivnosti, da bi se do 1991. godine, u najvećem broju uzoraka, koncentracije ispitivanih radionuklida stabilizovale na prečernobiljske vrednosti.

Rezultati specifične aktivnosti ispitivanih radionuklida u padavinama i vazduhu pokazuju maksimalne vrednosti 1986. godine, a već sledeće godine dolazi do njihovog naglog opadanja.

Na osnovu rezultata merenja uzoraka zemljišta možemo zaključiti da je ^{137}Cs , koji je kao posledica akcidenta deponovan na površinu zemljišta u 1986. godini, u narednim godinama prošao u dublje slojeve neobradivog zemljišta. Prosesi ispiranja i resuspenzije cezijuma mogu da dovedu do veoma neravnomerne distribucije ovog radionuklida u jednoj oblasti U obradivom zemljištu ovaj radionuklid je ravnomerno raspoređen. Za razliku od ostalih radionuklida, zbog

dugog perioda poluraspada od 30,17 godina, ovaj izotop se jos uvek može naći u uzorcima zemljišta.

Tabela 7. Srednje godišnje koncentracije ^{137}Cs u obradivom i neobradivom zemljištu na različitim dubinama [14, 17]

Godina	Neobradivo ^{137}Cs (Bq/kg)				Obradivo ^{137}Cs (Bq/kg)			
	0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	Srednje N.	0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	Srednje O.
1987	52,2	19,8	13,7	28,6	16,3	10,9	19,0	15,4
1988	74,9	28,1	16,4	39,8	17,5	14,7	17,1	16,4
1989	30,8	33,8	21,6	28,7	15,4	16,5	53,9	28,6
1990	45,7	48,5	25,6	39,9	16,9	17,7	16,9	17,2
1991	35,9	37,1	59,7	44,2	37,0	12,8	33,3	27,7
1992	35,6	31,9	19,9	29,1	16,8	18,6	22,5	19,3
1993	34,1	50,0	14,5	32,9	12,2	33,4	15,2	20,3
1994	18,9	23,4	25,1	22,5	15,0	16,1	15,3	15,5
1995	50,5	30,0	41,8	40,8	23,4	9,7	12,4	15,2
1996	33,2	15,6	30,3	26,3	14,4	82,9	18,9	38,7
1997	16,4	13,8	35,8	22,0	18,7	33,4	25,1	25,7
1998	64,1	17,6	19,4	33,7	18,6	22,7	20,9	20,7
1999	65,4	13,1	8,2	28,9	11,2	12,2	11,0	11,5
2000	37,4	17,6	14,6	23,2	12,4	14,5	12,3	13,1
2001	39,0	6,4	7,0	17,4	8,8	8,1	7,8	8,2
2002	47,6	18,8	14,1	26,9	11,4	10,9	11,7	11,4
2003	51,7	27,6	24,6	34,6	30,7	13,3	13,0	19,0
2004	39,4	18,2	16,0	24,5	34,9	14,4	14,4	21,2
2005	49,3	15,8	23,7	29,6	32,7	17,6	16,7	22,3
2006	33,4	17,9		25,7	36,7	-	-	36,7
2007	26,7	25,9	28,2	26,9	21,1	22,2	21,1	21,5
2008	25,9	21,8	23,5	23,7	18,6	18,1	14,2	17,0
2009	29,7	11,9		29,7	17,6	-		17,6
2010	35,0	12,5		23,8	20,8	-		20,8
2012	9,9	-		9,9	19,7	-		19,7
2013	34,0	-		34,0	35,9	-		35,9

Visoke koncentracije aktivnosti ^{137}Cs i ^{90}Sr izmerene u prehrambenim proizvodima doprinele su maksimalnim vrednostima efektivne doze od ingestije, pri čemu je uticaj ^{137}Cs bio dominantan. U godinama koje su usledile ovi uticaji su se izjednačili i vrednosti efektivne doze za pojedince iz stanovništva, koje potiču od ingestije, postale su vrlo niske.

8. LITERATURA

- [1] USSR State Committee on the Utilization of Atomic Energy: Information compiled for the IAEA Experts Meeting, 25-29. August 1986., Vienna
- [2] H. Albrecht, "Radioactivity Emission of the Chernobyl Accident in Comparison with the Results of the SASCHA Program", Radiochem. Acta **41**, (1988) 141.
- [3] W. J. Bair, HPS Newsletter, XV No.2, February (1987) 4.

- [4] S. Bogojević "Određivanje sadržaja transuranskih elemenata i njihovih potomaka u uzorcima iz životne sredine merenjem alfa,gama i karakterističnog X-zračenja", Doktorska disertacija, PMF Beograd, Fakultet za fizičku hemiju, 2009.
- [5] V. Ingemar, Lers-Erik DeGeer, B. Bjurman, "Early Measurements of the Chernobyl Fallout in Sweden", IEEE Trans. Nucl. Sci., NS-34, (1987) 590.
- [6] M. H. Ap. Simon, N. J. J. Wilson, K. L. Simms, "Analysis of the Disposal and Deposition of Radionuclides from Chernobyl Across Europe", Proc. R. Soc. Lon., A 245, (1989) 365.
- [7] B. F. Smith, J. M. Clark, "The Transport and Deposition of Airborne Debris from the Chernobyl Nuclear Power Plant Accident with Special Emphasis on the Consequences to the United Kingdom", Her Majestys Stationery Office Scientific Paper No.42, (1989).
- [8] Radiation Levels: Who Reports on Chernobyl, IAEA Bulletin, Vol 28, No.3, autumn 1986, p.27, Vienna, Austria.
- [9] G. Pantelić, Lj. Javorina, I Tanasković, V. Vuletić, M. Eremić-Savković. Monitoring radioaktivnosti životne sredine i procena efektivne doze zračenja za stanovništvo Srbije koja potiče od unosa 137Cs i 90Sr ingestijom. Zbornik radova XXIII simpozijuma društva za zaštitu od zračenja Srbije i Crne Gore, Donji Milanovac 26-28. septembar 2005; 89-96.
- [10] Zakon o zaštiti od jonizujućeg zračenja nuklearnoj sigurnosti (Službeni glasnik RS br. 36/09
- [11] Pravilnik o monitoringu radioaktivnosti (Sl. Gl. RS 97/11 od 21.12.2011)
- [12] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Safety Guide on Regulatory Control of Radioactive Discharge to the Environment, Safety Standards Series No WS-G-2.3, IAEA, Vienna, 2000
- [13] R. Brnović, "Stroncijum 90 u životnoj sredini čoveka, Magistarski rad, Beograd 1972
- [14] Godišnji elaborati: Radioaktivnost životne sredine u Republici Srbiji, Izveštaji Instituta za medicinu rada Srbije"dr Dragomir Karajović", Beograd, 1984-2015. godine.
- [15] I. Petrović, R. Brnović, Lj. Mijatović, M. Vukotić i G. Pantelić, „Radioaktivnost u vazduhu i padavinama u Srbiji za period 1984-1994“, JDZZ, „Černobilj 10 godina posle“, Savetovanje Budva jun 1996, Zbornik radova str. 63-66.
- [16] Pravilnik o utvrđivanju Programa sistematskog ispitivanja radioaktivnosti u životnoj sredini (Sl. GL RS 100/10 od 28.12.2010)
- [17] G. Pantelić, R. Brnović, I. Petrović, i Lj. Mijatović „Radioaktivnost u Srbiji posle akcidenta u Černobilju“ JDZZ, „Černobilj 10 godina posle“, Savetovanje Budva jun 1996, Zbornik radova str. 57-61.
- [18] IAEA Technical Report Series No. 295 – Measurement of Radionuclides in Food and the Environment - Section 5. Collection and Preparation of Samples-page 27 (5.2.3 Soil)

ENVIRONMENTAL RADIOACTIVITY OF THE REPUBLIC OF SERBIA IN THE PERIOD 1985 – 2015

Suzana BOGOJEVIĆ, Irena TANASKOVIĆ, Vesna ARSIĆ, Jovana ILIĆ
*Serbian Institute of Occupational Health, "Dr Dragomir Karajović", Belgrade,
Serbia, radioekologija@institutkarajovic.rs*

Radioecology Department of the Serbian Institute of Occupational Health, "Dr Dragomir Karajović", is over 50 years engaged in continuous measurements of radioactivity, in the framework of the program of radioactivity monitoring in the environment of the Republic of Serbia. The paper presents the results of

measurements of the total beta, ^{137}Cs and ^{90}Sr activity concentrations in different samples in the period 1985-2015, which includes the Chernobyl accident, that occurred in April 1986.

Determination of ^{137}Cs activity concentrations was carried out by gamma spectrometric method using HPGe-detectors having efficiencies of 24% and 40%. For the determination of ^{90}Sr radiochemical separation technique was used. Measurement of ^{90}Sr and total beta activity was carried out by: 1) anticoincidence alpha-beta counter "Countmaster" with the efficiency of 24% and 2) automatic low background, alpha/beta gas proportional counter PIC-WPC-9550, with 42% beta efficiency.

Until 2011, complete radioactivity survey in the Republic of Serbia was carried out by our Institute, according to the official radioactivity monitoring program. Since 2011 samples of drinking water, precipitation, air and soil, were collected from the territory of Belgrade, and food samples were collected according to the monitoring program of Serbia.

The results showed a sharp rise in the environmental radioactivity in 1986, shortly after the Chernobyl accident. The highest average annual value of radionuclide activity concentrations were measured in 1986 and 1987. The activity of the radionuclide ^{137}Cs in food products was maximized in samples of cereals and amounted to 244,3 Bq/kg. The activity of the radionuclide ^{90}Sr was maximized in dairy products 6,44 Bq/kg. In drinking water ^{137}Cs and ^{90}Sr were 0,054 Bq/l and 0,072 Bq/l, respectively. In 1986, mean annual values of total beta activity, activity concentrations of ^{90}Sr and ^{137}Cs , in precipitation were 1078 Bq/m², 8,59 Bq/m² and 202 Bq/m², respectively. The average annual value of total beta activity in the air in 1986 was 468 MBq/m³. The highest activity concentrations of ^{90}Sr in the soil were measured in 1986, annual average value was 3,5 Bq/kg. The largest activity concentration of ^{137}Cs in the soil was measured in 1988, and average annual value was 128,7 Bq/kg. In the next three years, a rapid decline of radioactivity occurred, and so, by 1991, in the majority of tested samples, the radionuclide concentrations were stabilized at pre-Chernobyl values except for ^{137}Cs which, due to the long half-life (30 years) and quantities deposited as a consequence of the accident, can still be found in the soil samples.

¹³⁷Cs U ŽIVOTNOJ SREDINI CRNE GORE (OD 1999. GODINE)

**Tomislav ANĐELIĆ¹, Ranka ŽIŽIĆ¹, Nikola SVRKOTA¹, Ranko ZEKIĆ¹,
Nataša BJELICA², Perko VUKOTIĆ³**

- 1) Centar za Ekotoksikološka ispitivanja Podgorica D.O.O., Podgorica, Crna Gora, tomo.a@t-com.me
- 2) Agencija za zaštitu životne sredine Crne Gore
- 3) Crnogorska akademija nauka i umjetnosti, Podgorica, Crna Gora

Rezime

Kvar u nuklearnoj elektrani u Černobilju 1986. godine proizveo je nuklearnu katastrofu ogromnih razmjera, sa tragičnim posljedicama za ljude i živi svijet u široj okolini elektrane i radioaktivnom kontaminacijom životne sredine na ogromnim prostorima naše planete, koja još uvijek nije iščezla. Stoga je ova katastrofa u javnosti izazvala strah od nuklearne tehnologije, pa je javnost i koristi kao simbol opasnosti koja svijetu prijete od nuklearki. Prva brojna mjerenja nivoa radioaktivne kontaminacije životne sredine u Crnoj Gori počela su neposredno poslije akcidenta. Međutim, tek od 1999. godine u Crnoj Gori se, kroz Program monitoringa radioaktivnosti u životnoj sredini, realizuje sistematsko i redovno ispitivanje sadržaja radionuklida u vazduhu, padavinama, površinskim vodama, morskoj vodi, zemljištu, hrani i vodi za piće. U radu je dat presjek stanja sadržaja ¹³⁷Cs u većini segmenata životne sredine Crne Gore, a takođe i prikaz trendova, kao i nekih specifičnih slučajeva i pojava. Indikativno je da se u manjem broju slučajeva, čak i 30 godina nakon černobiljskog akcidenta, pojavljuje relativno visok sadržaj ¹³⁷Cs u mesu, niži ali ipak izražen u mlijeku, dok je sadržaj u zemljištu mjestimično na nivou neznatno nižem od prvobitno utvrđenog krajem 90-ih godina. Sve ovo upućuje na opravdanost dalje realizacije Programa monitoringa radioaktivnosti u sistematskom praćenju stanja životne sredine.

1. UVOD

Kvar u nuklearnoj elektrani u Černobilju 1986. godine proizveo je nuklearnu katastrofu ogromnih razmjera, sa tragičnim posljedicama za ljude i živi svijet u široj okolini elektrane i sa radioaktivnom kontaminacijom životne sredine na ogromnim prostorima naše planete, koja još uvijek nije iščezla.

Na teritoriji Crne Gore posljedice černobiljske katastrofe se osjećaju i danas, 30 godina kasnije. One se ogledaju prije svega u povećanom sadržaju radionuklida ¹³⁷Cs u svim segmentima životne sredine.

Redovno praćenje sadržaja ¹³⁷Cs radi se kroz realizaciju Programa sistematskog ispitivanja sadržaja radionuklida u životnoj sredini Crne Gore (u daljem tekstu Program monitoringa). Program monitoringa životne sredine Crne Gore se realizuje počev od 1999. godine i obuhvata sve bitne segmente životne sredine.

U ovom radu je dat presjek stanja sadržaja ¹³⁷Cs u većini segmenata životne

sredine Crne Gore, a takođe i prikaz trendova, kao i nekih specifičnih slučajeva i pojava.

2. NUKLEARNA KATASTROFA U ČERNOBILJU

Nuklearna katastrofa u Černobilju je izazvala veliko oslobađanje radionuklida u atmosferu i radioaktivnu kontaminaciju životne sredine. Mnoge evropske zemlje su bile pogođene radioaktivnom kontaminacijom. Među najviše pogođenim su bile tri bivše republike Sovjetskog Saveza, sada Bjelorusija, Ruska Federacija i Ukrajina. Deponovani radionuklidi postepeno su se raspadali i kretali unutar i između pojedinih segmenata životne sredine - atmosfere, voda, zemaljskih i urbanih sredina.

Nuklearna katastrofa u Černobilju je započela 26. aprila 1986. godine. Glavno ispuštanje iz jedinice 4 nuklearne elektrane u Černobilju nastavilo se tokom deset dana, a obuhvatalo je ispuštanje radioaktivnih gasova, kondenzovanih aerosola i veliku količinu čestica goriva. Ukupna oslobođena količina radioaktivnih materija je bila oko 14 EBq ($1 \text{ EBq} = 10^{18} \text{ Bq}$), koja je obuhvatala 1,8 EBq ^{131}I , 0,085 EBq ^{137}Cs i drugih radioizotopa cezijuma, 0,01 EBq ^{90}Sr i 0,003 EBq izotopa plutonijuma. Plemeniti gasovi učestvovali su sa oko 50% u ukupnoj količini ispuštene radioaktivnosti [1].

Velike površine u Evropi bile su zahvaćene radioaktivnošću iz Černobilja. Područje veće od 200000 km² u Evropi bilo je zagađeno cezijumom (iznad 0,04 MBq $^{137}\text{Cs}/\text{m}^2$), od kojih je 71% bilo u tri najviše pogođene zemlje (Bjelorusija, Ruska Federacija i Ukrajina) [1]. Depozicija je bila vrlo heterogena i uglavnom je zavisila od količine padavina na datoj lokaciji. Za mapiranje depozicije izabran je ^{137}Cs , zato što ga je lako izmjeriti i što ima veliki radiološki značaj. Većina radioizotopa stroncijuma i plutonijuma je bila deponovana u blizini reaktora (do udaljenosti od 100 km), zbog toga što su bili sadržani u većim česticama.

U ranoj fazi, dominira direktno taloženje različitih radionuklida na površinama, čime se stvara kontaminacija poljoprivrednog bilja i životinja koje se hrane njime. Oslobađanje i taloženje izotopa joda izazvalo je najveću zabrinutost, ali problem je vremenski ograničen na prva dva mjeseca, zbog kratkog vremena poluraspada (osam dana) ^{131}I .

Nakon rane faze neposredne kontaminacije, unos radionuklida iz zemljišta kroz korijen biljaka postaje sve važniji i pokazuje jaku vremensku zavisnost. Radioizotopi cezijuma (^{137}Cs i ^{134}Cs) su imali najveći značaj, a nakon raspada ^{134}Cs , ostaje ^{137}Cs da i dalje stvara probleme.

U vremenu proteklom od černobiljske katastrofe došlo je do značajnog smanjenja u transferu radionuklida iz zemljišta u vegetaciju i životinje, zbog vremenskih uslova, fizičkog raspadanja i migracija radionuklida po dubini zemljišta i smanjenja biološke raspoloživosti radionuklida iz tla. Posebno u prvih nekoliko godina, došlo je do značajnog smanjenja u transferu ^{137}Cs u biljke i životinje. Međutim kasnije, u protekle dvije decenije, dalje njegovo smanjenje je bilo slabije i dugoročna efektivna vremena poluraspada ^{137}Cs je teško precizno odrediti.

Koncentracije aktivnosti cezijuma u namirnicama nakon rane faze zavisile su od nivoa depozicije, ali i od vrste ekosistema i od tipova zemljišta i načina njegovog

korišćenja. Dugoročno, ^{137}Cs u mesu i mlijeku, i u manjoj mjeri u povrću, ostaje kao najvažniji uzrok povećanja humane interne doze. Kako se njegova koncentracija aktivnosti u namirnicama biljnog i životinjskog porijekla tokom protekle dvije decenije smanjivala veoma sporo, na nivou 3-7% godišnje, doprinos ^{137}Cs internoj dozi će nastaviti da dominira i u decenijama koje dolaze. Doprinos humanoj dozi ostalih dugoživećih radionuklida, kao što su ^{90}Sr , plutonijumovi izotopi i ^{241}Am , biće beznačajan [1].

3. MJERENJA ^{137}CS U ŽIVOTNOJ SREDINI CRNE GORE

Mjerenja ^{137}Cs u životnoj sredini Crne Gore rade se u kontinuitetu od prvih dana po objavljivanju černobiljske katastrofe. Radi se o značajnim i brojnim aktivnostima, koje se mogu podijeliti na tri faze:

- Mjerenja ^{137}Cs odmah nakon černobiljskog akcidenta;
- Projekat MENEKO – mjerenje sadržaja prirodnih radionuklida i ^{137}Cs u zemljištu u Crnoj Gori;
- Program sistematskog ispitivanja sadržaja radionuklida u životnoj sredini Crne Gore.

3.1. Mjerenja ^{137}Cs odmah nakon akcidenta u Černobilju

Prva mjerenja sadržaja radionuklida černobiljskog porijekla u pojedinim segmentima životne sredine Crne Gore, započela su neposredno po akcidentu, u maju 1986. godine. Mjerenja su realizovana na Prirodno matematičkom fakultetu Univerziteta Crne Gore u Podgorici, na poluprovodničkom gama spektrometru. Urađena su tada zaista mnogobrojna mjerenja ^{131}I i ^{137}Cs , ali su ona bila uglavnom neplanska, stihijna, uzrokovana hitnim potrebama radijacione kontrole kvaliteta voda za piće i ljudske i životinjske hrane, koje su dolazile od pojedinih proizvođača hrane i sa prodajnih mjesta, a naročito od mnogobrojnih zainteresovanih i od mogućeg ozračavanja uplašanih pojedinaca.

3.2. Projekat MENEKO – mjerenje sadržaja prirodnih radionuklida i ^{137}Cs u zemljištu u Crnoj Gori

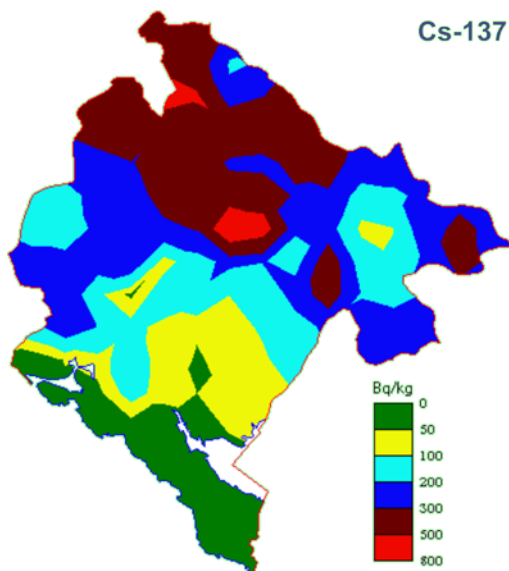
Sistematsko mjerenje fona gama zračenja terestrijalnog porijekla u Crnoj Gori je urađeno krajem 1994. godine, u okviru projekta privatne firme MENEKO u Podgorici [2]. Na projektu su saradivali istraživači sa:

1. Prirodno matematičkog fakulteta Univerziteta Crne Gore,
2. Ruskog istraživačkog centra "Kurčatovski Institut", Moskva,
3. Instituta za geološka istraživanja, Podgorica,
4. Poljoprivrednog instituta Univerziteta Crne Gore.

Mrežom uzorkovanja, sa ćelijama površine 15 x 20 km, pokrivena je čitava teritorija Crne Gore. Jedna mjerna lokacija, po svojim geološkim i pedološkim karakteristikama tipična za područje unutar ćelije mreže, birana je u svakoj od 42 ćelije mreže. Ovim osnovnim mjernim mjestima dodato je i 28 specifičnih mjernih mjesta (more, plaže, rudni izdanci, plantaže, turistička odmarališta).

Korišćen je metod *in situ* gama spektrometrije, sa prenosnim spektrometrom koji

se sastoji od HPGe detektora (N-tip, berilijumski prozor, 100 cm^3 , 1,95 keV FWHM na 1332 keV), 4k - višekanalnog analizatora i lap-top računara. Dobijene su koncentracije aktivnosti ^{40}K , ^{232}Th , ^{238}U i ^{137}Cs na 42 mjerna mjesta iz osnovne mreže u Crnoj Gori. Na Slici 1 dat je prikaz distribucije ^{137}Cs :



Slika 1. Sadržaj ^{137}Cs u zemljištu u Crnoj Gori

Region Crne Gore, kao i veći dio Evrope, kontaminiran je cezijumom černobiljskog porijekla. Ova mjerenja su pokazala da ^{137}Cs kontaminacija, u prvoj aproksimaciji, slijedi topografske karte Crne Gore, tj. njena vrijednost se povećava sa nadmorskom visinom regiona. Najveća kontaminacija je u planinskom području, a na Crnogorskom primorju je zanemarljiva. Na nekultivisanim zemljištima u Crnoj Gori, cezijum je tada još uvijek bio uglavnom zadržan u površinskom sloju, na dubini do 5 cm. Maksimalni sadržaj ^{137}Cs u tlu, od $(740 \pm 74) \text{ Bq/kg}$, registrovan je na lokaciji Bunar Smrdan, na planini Sinjavini u blizini Kolašina. Visoke vrijednosti su registrovane i u regionu Bare Kraljske, takođe u blizini Kolašina, $(481 \pm 37) \text{ Bq/kg}$, ali i na području Pljevalja, na lokaciji Jakupov Grob, $(359 \pm 37) \text{ Bq/kg}$.

Projekat je pokazao da je prirodni fon terestrijalnog gama zračenja u Crnoj Gori, zbog kontaminacije zemljišta černobiljskim cezijumom porastao u prosjeku za oko 50%, ali i da je on i dalje na nivou koji odgovara svetskom prosjeku prije černobiljske katastrofe.

3.3. Program sistematskog ispitivanja sadržaja radionuklida u životnoj sredini Crne Gore

Program sistematskog ispitivanja sadržaja radionuklida u životnoj sredini Crne Gore se realizuje počev od 1999. godine, a realizuje ga Odsjek za zaštitu od zračenja, organizaciona jedinica D.O.O. Centra za ekotoksikološka ispitivanja Podgorica (CETI). Osnov za realizaciju Programa monitoringa je u važećoj

zakonskoj regulativi [3], ali je on prilagođen specifičnostima i potrebama životne sredine Crne Gore. Program monitoringa se radi u skladu sa Planom koji je ranije donosilo Ministarstvo zaštite životne sredine, a od osnivanja Agencije za zaštitu životne sredine ona donosi taj plan.

4. OPREMA I PROGRAM ISPITIVANJA

4.1. Oprema

Laboratorija CETI je solidno opremljena. Posjeduje veoma dobru savremenu opremu za mjerenja i analizu radioaktivnosti u različitim vrstama uzoraka:

1. Ortec HPGe detektor efikasnosti 41%.
2. Ortec HPGe detektor efikasnosti 31%.
3. Canberra HPGe detektor efikasnosti 58%.
4. Genitron AlphaGUARD sistem za mjerenje radona.
5. Thompson and Nielsen sistem za mjerenje potomaka radona.
6. DurrIDGE RAD 7 sistem za mjerenje radona i torona.
7. Eberline FHT 770 - α, β brojač.
8. Beckman & Coulter LS 6500 tečni scintilacioni brojač.
9. PCRM – monitor zračenja na bazi personalnog računara.
10. Kalibracioni izvori - standardi različitih tipova i vrsta za sve mjerne sisteme.

S obzirom na navedenu opremu, CETI je jedina kompletno opremljena i funkcionalna laboratorija u Crnoj Gori u oblasti mjerenja radioaktivnosti.

4.2. Program ispitivanja sadržaja radionuklida u životnoj sredini Crne Gore

Program sistematskog ispitivanja sadržaja radionuklida u životnoj sredini Crne Gore se sastoji od 10 cjelina [4]:

1. Ispitivanje nivoa spoljašnjeg zračenja

Ono se obavlja na dva načina:

- Mjerenje jačine apsorbovane doze gama zračenja sistemom PCRM, koji mjeri dozu zračenja neprekidno 24 časa dnevno, 365 dana u godini.
- Mjerenje apsorbovane doze gama zračenja TL dozimetrima u Podgorici, Baru, Pljevljima, Herceg Novom i Žabljaku, sa periodom zamjene na 6 mjeseci.

2. Ispitivanja sadržaja radionuklida u vazduhu

Ova ispitivanja se rade prisvajanjem vazduha kroz fiberglasni filter papir, pri čemu se bilježi količina prisisanog vazduha. Koristi se specijalna F&J pumpa, a protok vazduha kroz filter papir je 10000 m³ mjesečno. Pumpa radi neprekidno 24 h, a njen usisnik je postavljen kod zgrade CETI, na 1 m visine iznad nekultivisane travnate površine. Uzorkovanje se vrši svakodnevno i formiraju se zbirni mjesečni uzorci.

3. Ispitivanje sadržaja radionuklida u padavinama

Ispitivanje sadržaja radionuklida u padavinama obavlja se na zbirnim mjesečnim

uzorcima. Za uzorkovanje padavina koristi se kolektor konstruisan u skladu sa preporukama IAEA No. 295. Kolektor je postavljen na prostoru u blizini zgrade CETI. Uzorkovanje se vrši svakodnevno i prilikom sakupljanja se registruje količina padavina.

4. Ispitivanje sadržaja radionuklida u vodi jezera, rijeka i mora

Ova ispitivanja se obavljaju na zbirnim uzorcima vode koja se uzorkuje sa stalnih mjesta na Skadarskom jezeru, na rijekama Piva, Tara, Zeta i Morača, i morske vode kod Bara i Herceg Novog.

Na mjestima na kojima se obavlja uzorkovanje morske vode, jednom u šest mjeseci uzimaju se i uzorci indikatorskih organizama (sipe i dagnje).

5. Ispitivanje sadržaja radionuklida u zemljištu

Uzorci zemljišta sa nekultivisanih travnatih površina i obradivog zemljišta uzimani su dva puta godišnje sa ukupno 6 lokacija – po dvije lokacije na jugu, u centralnom dijelu i na sjeveru Crne Gore.

6. Ispitivanje sadržaja radionuklida u vodi za piće

Ispitivanje sadržaja radionuklida u vodi za piće se obavlja na uzorcima koji se uzimaju iz gradskih vodovoda u Podgorici, Bijelom Polju, Baru i Nikšiću.

7. Ispitivanje sadržaja radionuklida u ljudskoj hrani

Ispitivanja sadržaja radionuklida u ljudskoj hrani vrše se na uzorcima koji se uzimaju direktno od proizvođača. Uzorkovanje i ispitivanja se rade po vrstama i dinamikom datom u Programu, tako da rezultati daju sliku stanja radiološke ispravnosti ljudske hrane. U skladu sa Programom ispituju se goveđe, jagnjeće, svinjsko i pileće meso, meso slatkovodnih riba, mlijeko iz mljekara na teritoriji Crne Gore, sir, jaja, kukuruzni i pšenični hleb iz pekara na teritoriji države, voće i povrće, dječija hrana iz vrtića, đačkih i studentskih domova u Podgorici.

8. Ispitivanje sadržaja radionuklida u stočnoj hrani

Ispitivanje sadržaja radionuklida u stočnoj hrani radi se na uzorcima koji se nabavljaju direktno od individualnih proizvođača. Analiziraju se sledeći uzorci: livadska trava, sijeno, krmna smješa, hrana za kokoške, kukuruzno stočno brašno, hrana za svinje i prasiće.

9. Ispitivanje nivoa izlaganja jonizujućem zračenju u boravišnim prostorijama

Ova ispitivanja se vrše mjerenjem koncentracija radona i torona u zatvorenim boravišnim i nekim specifičnim radnim prostorima, zatim jačine apsorbovane doze gama zračenja i mjerenjem nivoa kontaminacije prostorija.

10. Ispitivanje sadržaja radionuklida u građevinskom materijalu

Ispitivanje sadržaja radionuklida u građevinskom materijalu radi se na uzorcima materijala koji se proizvodi na teritoriji Crne Gore. Analizirani su cement, pijesak, opeka, gips, mermer, granit i keramičke pločice.

Svi podaci iz svih godina i za sve analizirane radionuklide su statistički obrađeni. Statistička obrada obuhvata određivanje opsega rezultata mjerenja, aritmetičke

sredine i medijane. Ovakav način obrade i prikaza rezultata omogućava sagledavanje trendova promjena sadržaja radionuklida u pojedinim segmentima životne sredine. Kako se Program monitoringa realizuje već skoro 18 godina, to rezultatima mjerenja i analizama daje dobru statističku validnost.

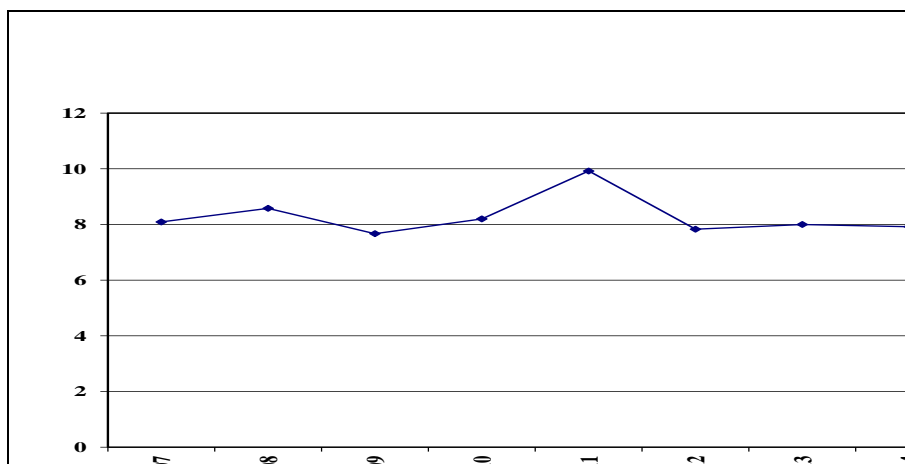
Takođe, valja naglasiti i određenu fleksibilnost Programa monitoringa. Periodično, sastavni dio ovog Programa su i posebna poglavlja, koja se bave analizama ekoloških crnih tačaka u Crnoj Gori. Na ovaj način smo do sada obradili sve industrijske deponije u Crnoj Gori, a periodično se rade i analize stanja životne sredine na rtu Arza, koji je uspješno dekontaminiran od osiromašenog uranijuma tokom 2000. i 2001. godine.

5. REZULTATI MJERENJA SADRŽAJA ^{137}Cs U ŽIVOTNOJ SREDINI CRNE GORE

Radionuklid ^{137}Cs je prisutan u gotovo svim segmentima životne sredine. Sadržaj varira u zavisnosti od tipa i vrste uzorka – segmenta životne sredine. U nekim slučajevima sadržaj ^{137}Cs je prilično konstantan, bez značajnijih varijacija, dok je u nekim evidentno smanjenje njegovog sadržaja [4]. Ove varijacije će biti prikazane u sljedećem tekstu, u skladu sa strukturom Programa monitoringa.

5.1. Ispitivanja sadržaja radionuklida u vazduhu

Na Slici 2 je dat grafikon promjena srednjih godišnjih koncentracija ^{137}Cs u vazduhu.

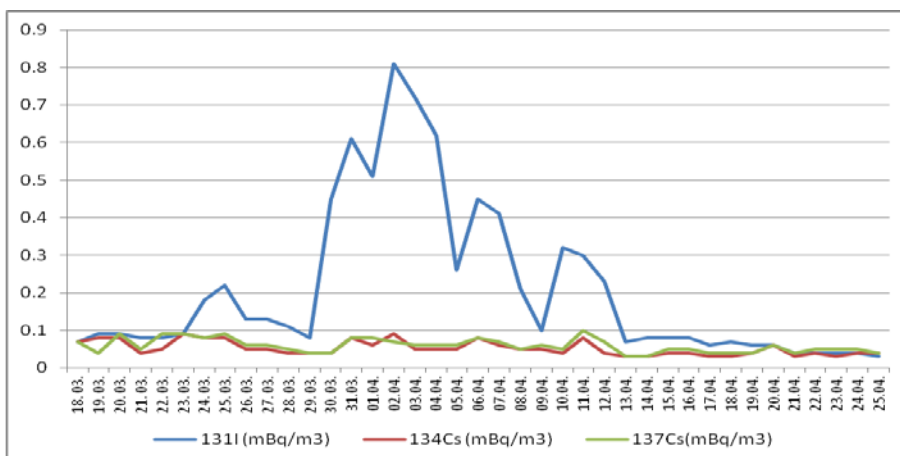


Slika 2. Promjena srednjih godišnjih koncentracija ^{137}Cs u vazduhu

Tabela 1. Maksimalne vrijednosti koncentracija aktivnosti radionuklida u vazduhu u Podgorici tokom praćenja akcidenta u Fukušimi.

Datum	^{131}I (mBq/m ³)	^{134}Cs (mBq/m ³)	^{137}Cs (mBq/m ³)
02.04.2011.	0,81 ± 0,05	0,09 ± 0,02	0,07 ± 0,01
11.04.2011.	0,30 ± 0,04	0,08 ± 0,02	0,10 ± 0,03

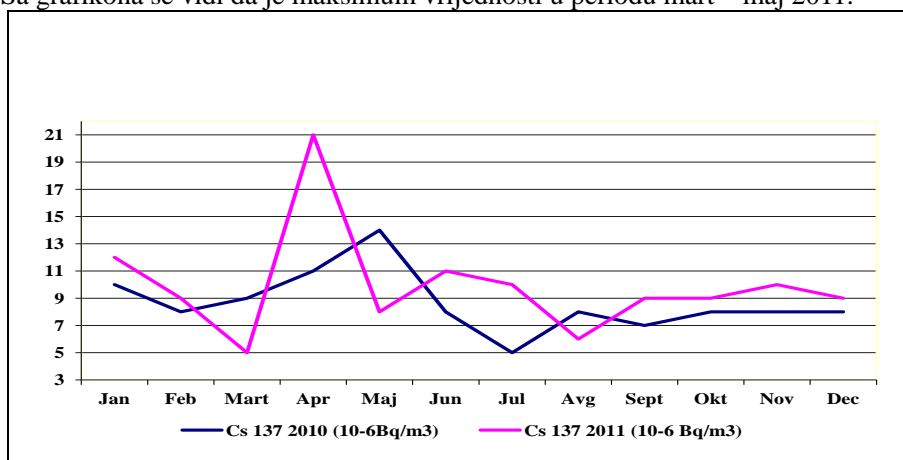
Interesantno je da se dnevni maksimumi sadržaja radionuklida ^{134}Cs i ^{137}Cs i ^{131}I vremenski poklapaju, što se može i vidjeti na sljedećem grafiku.



Slika 3. Grafički prikaz promjena dnevnih vrijednosti sadržaja radionuklida u vazduhu u Podgorici tokom praćenja Fukušima akcidenta

I na grafiku na kom su prikazane mjesečne vrijednosti sadržaja ^{137}Cs tokom 2011. godine porast je takođe vidljiv (Slika 4). U cilju boljeg uočavanja tog porasta, na grafiku je uporedo dat i prikaz mjesečnih promjena tokom 2010. godine.

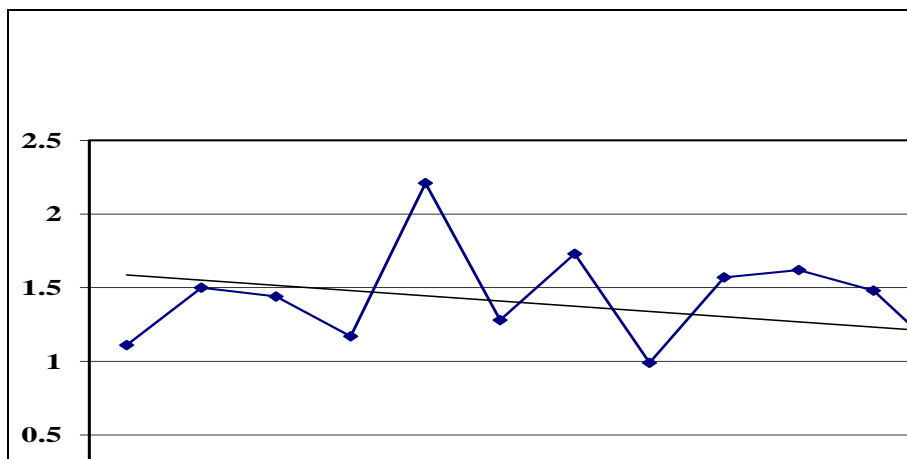
Sa grafikona se vidi da je maksimum vrijednosti u periodu mart – maj 2011.



Slika 4. Grafički prikaz promjena mjesečnih sadržaja ^{137}Cs u vazduhu

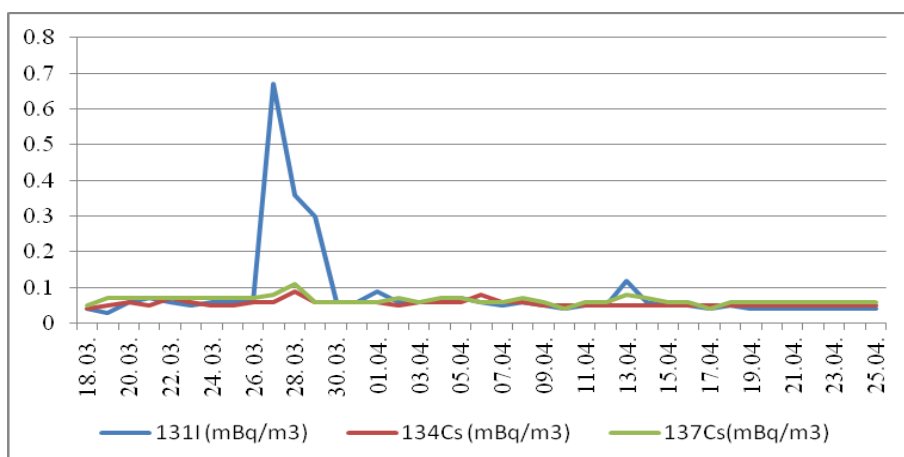
5.2. Ispitivanje sadržaja radionuklida u padavinama

Na Slici 5 dat je prikaz srednjih godišnjih vrijednosti sadržaja ^{137}Cs u padavinama, sa koje se vidi njegovo lagano smanjenje sa protokom vremena, koje je još očiglednije ako se serija prikazanih vrijednosti fituje linearno, kako je i prikazano na grafiku.



Slika 5. Grafički prikaz promjena sadržaja ^{137}Cs u padavinama

Ako se posebno posmatra period od 2006. do kraja 2015. godine, primjećuje se porast sadržaja ^{137}Cs registrovan tokom 2011. godine što je, slično kao i kod analiza vazduha, direktna posljedica akcidenta u Fukušimi. U vrijeme ovog akcidenta praćeni su radionuklidi ^{131}I , ^{134}Cs i ^{137}Cs , a grafički prikaz promjena dnevnih vrijednosti njihovog sadržaja u padavinama prikazan je na Slici 6.



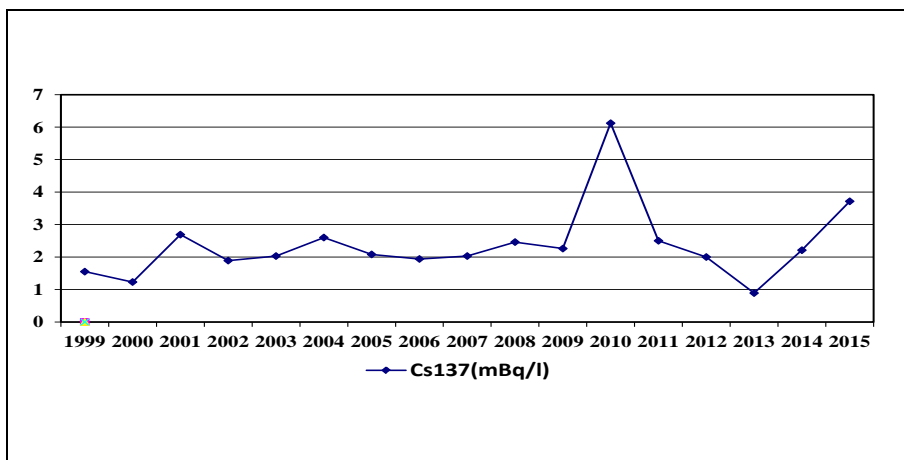
Slika 6. Grafički prikaz promjena dnevnih vrijednosti sadržaja radionuklida u padavinama u Podgorici tokom praćenja Fukušima akcidenta

Primjetno je da je maksimalni sadržaj ^{131}I registrovan 27. marta i da se poklapa sa maksimumima sadržaja ^{134}Cs i ^{137}Cs . Kod analize ovog grafika treba imati u vidu da serija rezultata mjerenja nije normalizovana u odnosu na količinu uzorka, za razliku od vazduha gdje je količina uzorka u cijelom periodu bila ista. Tokom posmatranog perioda količina padavina je bila veoma različita i bilo je dosta dana bez padavina, kada se samo spirao uzorkivač. No, bez obzira na to, prisustvo radionuklida čije je porijeklo iz Fukušime jasno je dokazano.

5.3. Ispitivanje sadržaja radionuklida u vodi jezera, rijeka i mora

Prikaz godišnjih promjena sadržaja ^{137}Cs u vodi Skadarskoj jezera dat je na Slici 7.

Jedino odstupanje koje se primjećuje je maksimum registrovan tokom 2010. godine. On je posljedica toga da je tokom novembra i decembra te godine područje Crne Gore bilo pod uticajem vrlo specifičnih i ekstremnih meteoroloških uslova. Nepovoljna kombinacija meteoroloških uslova, tj. obilne padavine, izuzetno visoke temperature vazduha za to doba godine i jak južni vjetar, usloveli su naglo pogoršanje hidroloških prilika. To je uslovalo veliki dotok voda i naglo topljene sniježnog pokrivača, a time i održavanje visokog nivoa vodostaja na Skadarskom jezeru, što je trajalo do kraja decembra [5]. Radilo se o rekordnim poplavama na teritoriji Crne Gore, a vodostaj Skadarskog jezera dostigao je svoj istorijski maksimum. Pretpostavljamo da se tada dešavalo i spiranje velikih količina površinskih slojeva zemljišta, zbog čega je došlo i do povećanja sadržaja ^{137}Cs u vodi Skadarskog jezera.



Slika 7. Grafički prikaz promjena sadržaja ^{137}Cs u vodi Skadarskog jezera

5.4. Ispitivanje sadržaja radionuklida u zemljištu

Sastavni dio Programa monitoringa su i analize zemljišta na teritoriji Crne Gore. Polazni osnov za izbor lokacija na kojima će se mjeriti ^{137}Cs u zemljištu bili su rezultati već pomenutog MENEKO projekta.

Dio rezultata praćenja ^{137}Cs u okviru Programa monitoringa prikazan je u Tabeli 2.

Tabela 2. Maksimalne registrovane vrijednosti sadržaja ^{137}Cs u površinskom sloju zemljišta (0 – 5) cm

Lokacija	Bunar Smrdan 1	Bunar Smrdan 2	Bare Kraljske	Bare Kraljske 2
Sadržaj ^{137}Cs (Bq/kg)	1710 ± 85	2011 ± 45	589 ± 12	495 ± 12
Referentne vr. Meneko	740 ± 74		481 ± 37	

Lokacija	Jakupov grob 1	Jakupov grob 2	Šule
Sadržaj ^{137}Cs (Bq/kg)	391 ± 8	701 ± 16	990 ± 22
Referentne vr. Meneko	359 ± 37		/

5.5. Ispitivanje sadržaja radionuklida u ljudskoj hrani

Ispitivanje sadržaja radionuklida u ljudskoj hrani, u okviru Programa monitoringa, obuhvata ispitivanja velikog broja različitih tipova uzoraka: govede, jagnjeće, svinjsko i pileće meso, meso slatkovodnih riba, mlijeko iz mljekara na teritoriji Crne Gore, sir, jaja, kukuruzni i pšenični hleb iz pekara u Crnoj Gori, voće i povrće, dječiju hranu iz vrtića, đačkih i studentskih domova u Podgorici. Ovo je najobimniji dio Programa monitoringa i od posebnog je značaja. Veoma je teško u jednom preglednom radu dati makar i ograničeni prikaz svih urađenih analiza, zbog čega će ovdje biti navedeni samo rezultati dijela analiza govedeg i jagnječeg mesa, mlijeka, sira i pšeničnog hljeba - namirnica koje su veoma zastupljene u ishrani te su stoga i od posebnog značaja, a proizvedene su u Crnoj Gori.

Značajno je da sva ova četiri tipa namirnica karakteriše postepeni pad sadržaja ^{137}Cs tokom perioda praćenja (Slike 8 do 11). To je još očiglednije ako se u cilju sagledavanja trenda promjena srednjih godišnjih koncentracija sadržaja ^{137}Cs serija prikazanih vrijednosti fituje linearno, kao što je i prikazano na graficima.

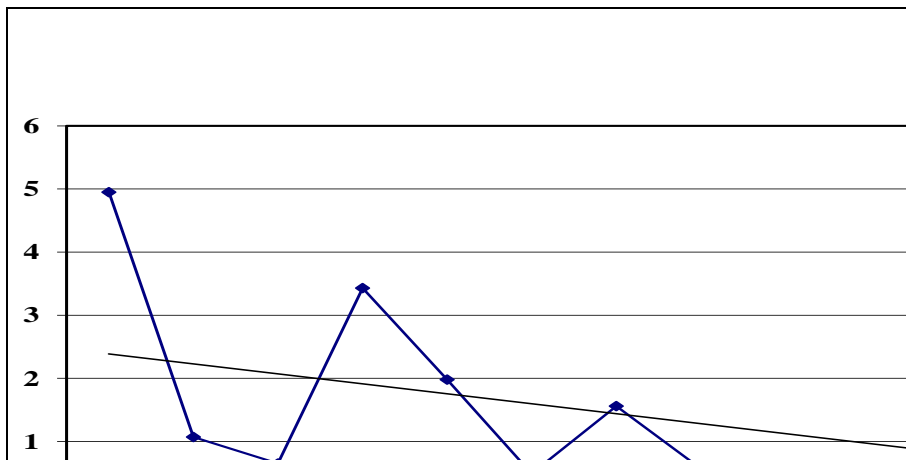
Smanjenje sadržaja ^{137}Cs u mesu, mlijeku i siru je direktna posljedica smanjenja sadržaja ^{137}Cs u površinskom sloju zemljišta, jer se u Crnoj Gori stoka još uvijek pretežno gaji na klasičan način, ispašom na otvorenim pašnjacima.

6. ZAKLJUČAK

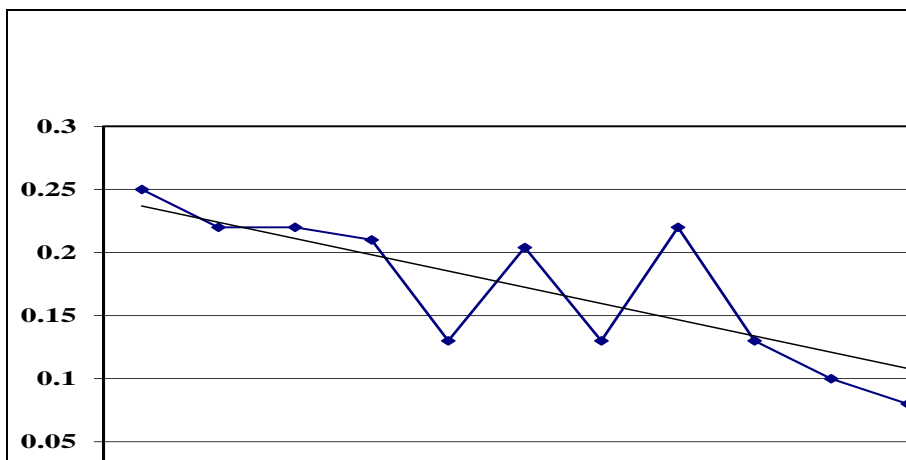
^{137}Cs černobiljskog porijekla još uvijek je prisutan u životnoj sredini u Crnoj Gori.

Njegov sadržaj je različit u različitim segmentima životne sredine i varira u zavisnosti od tipa i vrste uzoraka. U nekim slučajevima je bez značajnijih varijacija tokom višegodišnjeg perioda njegovog praćenja u okviru Programa monitoringa i gotovo konstantan, kao kod površinskih voda, voda za piće, voća i povrća. U vazduhu, padavinama, govedem i jagnječem mesu, mlijeku, siru i

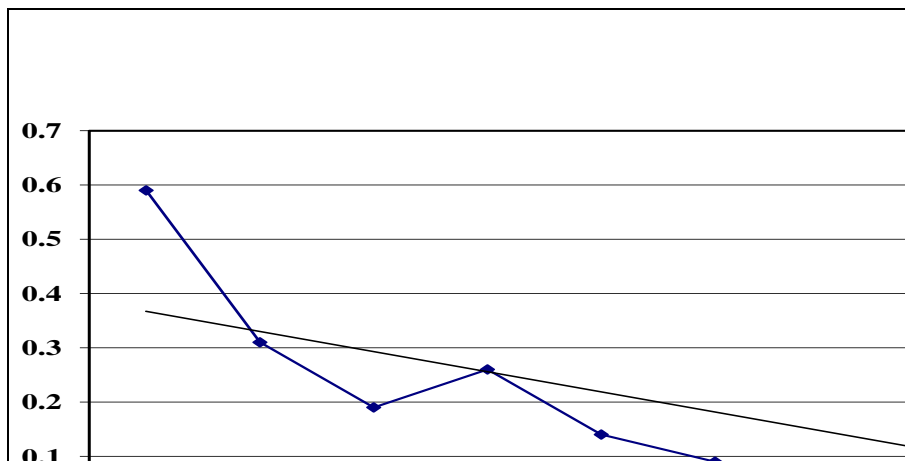
pšeničnom hljebu evidentno je kontinuirano smanjenje sadržaja ovog radionuklida. Ova činjenica ima i dodatni značaj u tome što su te ispitivane namirnice proizvedene na teritoriji Crne Gore.



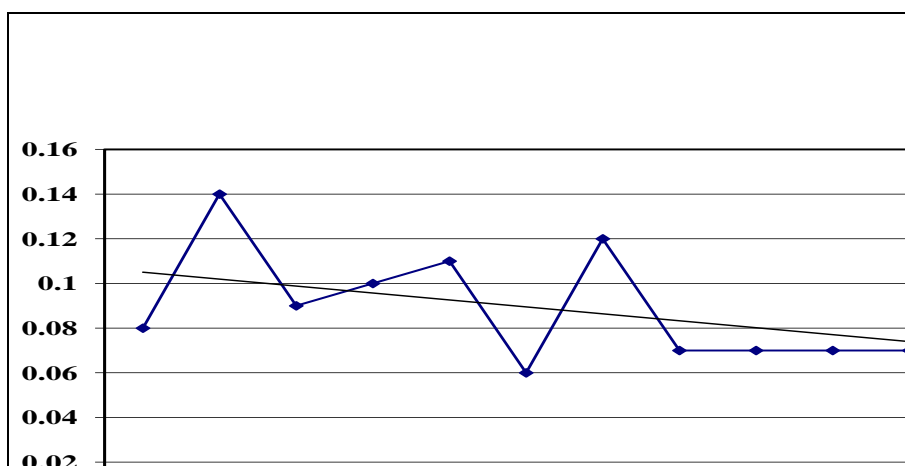
Slika 8. Grafički prikaz promjena srednjih godišnjih sadržaja ^{137}Cs u govedem i jagnjećem mesu



Slika 9. Grafički prikaz promjena srednjih godišnjih sadržaja ^{137}Cs u mlijeku



Slika 10. Grafički prikaz promjena srednjih godišnjih sadržaja ¹³⁷Cs u siru



Slika 11. Grafički prikaz promjena srednjih godišnjih sadržaja ¹³⁷Cs u pšeničnom hljebu

Svi prikazani rezultati nose osnovnu poruku, a to je opravdanost i neophodnost kontinuirane realizacije državnog Programa monitoringa radioaktivnosti u životnoj sredini.

7. LITERATURA

- [1] Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: Twenty years of experience / Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment'. — Vienna : International Atomic Energy Agency, 2006.
- [2] P. Vukotic, G.I. Borisov, V.V. Kuzmich, V.M. Kulakov, N. Antovic, S. Dapchevic, M. Mirkovic, M. Pajovic, R. Svrkota, B. Fustic, G. Djuretic, "Background gamma-radiation in Montenegro", Proceedings of The IRPA Regional Symposium on Radiation Protection in Neighboring Countries of

- Central Europe, Prague, Czech Republic, September 8-12, 1997, pp. 477-479.
- [3] Odluka o sistematskom ispitivanju sadržaja radionuklida u životnoj sredini ("Sl. list SRJ", br. 45/97 i "Sl. list SCG", br. 1/2003 - Ustavna povelja)
- [4] Izvještaj o ispitivanju sadržaja radionuklida u životnoj sredini Crne Gore za 2015. godinu, D.O.O. Centar za ekotoksikološka ispitivanja Podgorica, februar 2016. glavni autor T. Anđelić.
- [5] Informacija o otpisu sredstava i opreme koja je kao pomoć podijeljena stanovništvu tokom poplava u Crnoj Gori 2010. godine, Ministarstvo unutrašnjih poslova, Sektor za vanredne situacije i civilnu bezbjednost, Podgorica, februara 2013. godine

¹³⁷CS IN ENVIRONMENT OF MONTENEGRO (SINCE 1999)

**Tomislav ANĐELIĆ¹, Ranka ŽIŽIĆ¹, Nikola SVRKOTA¹, Ranko ZEKIĆ¹,
Nataša BJELICA², Perko VUKOTIĆ³**

1) LLC Center for Ecotoxicological Research Podgorica, Montenegro,
tomo.a@t-com.me

2) Agency for Environmental Protection, Podgorica, Montenegro

3) Montenegrin Academy of sciences and Arts, Podgorica, Montenegro

Malfunction in Chernobyl nuclear power plant in 1986 produced a nuclear disaster of major proportions, with tragic consequences for the people and wildlife in wider area of power plant and radioactive contamination of the environment in the vast spaces of our planet, which has not yet disappeared. Therefore, this catastrophe has caused public fear from nuclear technology, and the public use it as a symbol of danger that threatens the world from nuclear power plants.

The first numerous measurements of the level of radioactive contamination of the environment in Montenegro began immediately after the accident. However, only since 1999 in Montenegro, through the program of monitoring radioactivity in the environment, is being implemented a systematic and regular monitoring of the content of radionuclide's in the air, precipitation, surface water, sea water, soil, food and drinking water.

The paper gives cross-section of ¹³⁷Cs content in most segments of the environment of Montenegro, and also presentation of trends, as well as some specific cases. It is indicative that in a minority of cases, even 30 years after the Chernobyl fallout, appears relatively high content of ¹³⁷Cs in meat, lower but still expressed in milk, while the content in the soil in some places on level slightly lower than the originally established at the end of the 90s. All this justifies the further realization of the Program of radioactivity monitoring in the systematic monitoring of the environment.

РАДИОАКТИВНОСТ У ХРАНИ И ВОДИ

RADIOCEZIJUM U ŽIVOTNOJ SREDINI PLANINSKIH REGIONA NA TERITORIJI REPUBLIKE SRBIJE

Branislava MITROVIĆ¹, Jelena AJTIĆ¹, Svetlana GRDOVIĆ¹, Velibor ANDRIĆ¹, Marko LAZIĆ² i Borjana VRANJEŠ¹

1) *Fakultet veterinarske medicine, Univerzitet u Beogradu, Beograd, Srbija, slavatab@vet.bg.ac.rs*

2) *Student Fakulteta veterinarske medicine, Univerzitet u Beogradu, Beograd, Srbija*

Rezime

Tokom 1987–2013. godine vršena su ispitivanja na planinama Kopaonik, Tara, Maljen i Zlatibor, sa ciljem da se utvrdi sadržaj ¹³⁷Cs u ovim područjima i njegova migracija kroz lanac ishrane. Specifična aktivnost ¹³⁷Cs u zemlji, travi, senu, mleku, mlečnim proizvodima, mesu i biljnim čajevima određena je standardnom metodom spektrometrije gama zračenja na poluprovodničkim detektorima. Rezultati pokazuju da je černobiljski radiocezijum i dalje prisutan u životnoj sredini. U svim karikama lanca ishrane: zemljište – biljke – proizvodi životinjskog porekla, tokom 2000–2007. godine na Tari i Maljenu, detektovan je radiocezijum, a najviši stepen kontaminacije nađen je u uzorcima sa područja Maljena. Međutim, u uzorcima sa Kopaonika koji su prikupljeni 2013. godine, radiocezijum nije detektovan u mleku, siru niti u mesu. Razlike u nivou kontaminacije zemljišta na ispitivanim lokacijama posledica su razlika u količini padavina posle černobiljskog akcidenta, nadmorske visine, karakteristika reljefa, sastava zemljišta i vrste biljaka. Najviša specifična aktivnost ¹³⁷Cs u lekovitom bilju sakupljenom tokom 2011–2012. godine u planinskim područjima, izmerena je u vrsti V. myrtillus.

1. UVOD

Akcident u nuklearnoj elektrani u Černobilju 26. aprila 1986. godine doveo je do radioaktivne kontaminacije životne sredine na prostoru bivše Jugoslavije. Merenja aktivnosti radionuklida u uzorcima iz životne sredine u Srbiji započela su neposredno posle nesreće. Među ovlašćenim institucijama za kontrolu radioaktivnosti životne sredine i naučnim institutima i fakultetima koji su učestvovali u merenjima, bio je i Veterinarski fakultet Univerziteta u Beogradu.

Već 28. aprila 1986. godine u Laboratoriji za radijacionu higijenu ovog fakulteta počela su kontinuirana merenja. Uzorkovanje je vršeno na teritoriji Srbije, a uzorci su obuhvatali kišnicu, travu, namirnice životinjskog i biljnog porekla, kao i hranu za životinje [1]. Tokom maja te godine, u laboratoriji je izmereno više od 1300 uzoraka sa preko 60 lokacija u Srbiji [2]. Sistematska kontrola aktivnosti radionuklida nastavljena je do 1988. godine, a ¹³⁷Cs do sredine 1990-ih. Kasnija merenja vršena su u okviru zasebnih naučnih studija.

U radu su prikazani rezultati ispitivanja aktivnosti ¹³⁷Cs u životnoj sredini pojedinih planinskih područja Srbije, sa posebnim osvrtom na rezultate dobijene u okviru naučne aktivnosti koja se sprovodi na Fakultetu veterinarske medicine Univerziteta u Beogradu. Aktivnost ¹³⁷Cs u zemlji, travi, senu, mleku, mlečnim proizvodima, mesu i biljnim

чајевима одређивана је standardnom metodom spektrometrije gama zračenja na poluprovodničkim detektorima.

2. CEZIJUM-137 U ŽIVOTNOJ SREDINI

Dugoživeći proizvedeni radionuklid ^{137}Cs (period poluraspada 30,07 godina) jedan je od najbitnijih fisionih produkata. Rastvorljiv je u vodi i toksičan čak i u malim količinama. Zbog svog dugog perioda poluraspada, ^{137}Cs ostaje prisutan u životnoj sredini više decenija, te predstavlja značajan faktor rizika od kancera.

Biljke usvajaju ^{137}Cs iz zemlje i vazduha. Mahovine su se pokazale kao dobri bioindikator za kontaminaciju ovim radionuklidom [3], iako se on može detektovati i u višim biljkama [4]. Životinje i ljudi ^{137}Cs unose inhalacijom i ingestijom. Kako je cezijum hemijski analog kalijuma, njegova koncentracija u hrani životinjskog porekla u velikoj meri zavisi od koncentracije kalijuma [5]. Cezijum je u telu uglavnom ravnomerno raspoređen. Biološko vreme poluraspada ^{137}Cs iznosi 70 dana [6-8].

Višegodišnja merenja sprovedena u Srbiji pre 1986. godine pokazala su da je srednja vrednost jačine ekspozicione doze gama zračenja u vazduhu bila (0,9–1,1) pC/kgs, a vrednost srednje godišnje apsorbovane doze gama zračenja (0,44–2,02) mGy [2]. Specifična aktivnost ^{137}Cs u vazduhu na teritoriji Srbije bila je reda 10^{-5} Bq/m³, a u zemljištu 5 Bq/kg, dok je u najvećem broju biljaka bila ispod praga detekcije [5, 9].

Procenjeno je da je na teritoriji SFRJ tokom 1986. godine deponovano oko 2,4% od ukupne količine emitovanih radionuklida tokom černobiljskog akcidenta, a ukupna depozicija cezijuma u Srbiji bila je reda 5 kBq/m² [10]. U zemljištu na teritoriji Srbije, ^{137}Cs bio je neravnomerno raspoređen – njegova specifična aktivnost kretala se od nekoliko Bq/kg do nekoliko stotina Bq/kg [2]. Najveći nivo kontaminacije zemljišta izmeren je na području Zlatibora, Ovčar Banje i Užičke Požege [11].

2.1. Kopaonik

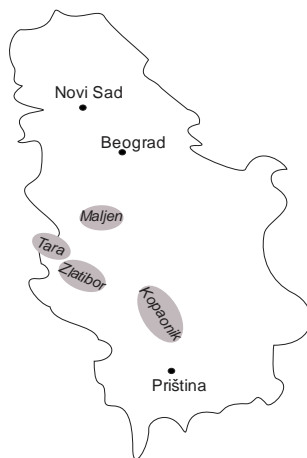
Kopaonik se nalazi na jugo-zapadu Srbije (slika 1). Nadmorska visina najvišeg vrha, Pančičev vrh, iznosi 2017 m. Klima je subalpska, a srednja godišnja količina padavina iznosi oko 1000 mm. Ovaj planinski masiv čine graniti, granadioriti i kvarcdioriti poznati po bogatom sadržaju prirodnih radioaktivnih elemenata, što doprinosi povećanju prirodnog gama fona.

U organizaciji Veterinarskog fakulteta, Katedre za radiologiju i radijacionu higijenu i „Mladih istraživača Srbije”, tokom 1987. i 1988. godine sprovedena je velika istraživačka akcija na području Kopaonika [12]. Izmerena jačina ekspozicione doze 1987. godine bila je (1,16–3,02) pC/kgs i varirala je sa nadmorskom visinom, količinom atmosferskog taloga i geološkog sastava tla. Tokom 1988. godine, jačina ekspozicione doze na istim lokacijama smanjila se na (1,16–1,92) pC/kgs.

Na Kopaoniku 1987. godine, sadržaj ^{137}Cs u zemljištu kretao se od 29 Bq/kg na području Raške (nadmorska visina 541 m) do 217 Bq/kg na Pančičevom vrhu (2017 m), u proseku 89,6 Bq/kg [12].

Istraživanja sprovedena na istim lokacijama 2013. godine [13] pokazala su da je radiocezijum i dalje prisutan u životnoj sredini Kopaonika. Najviša specifična aktivnost ^{137}Cs u zemljištu izmerena je u podnožju planine, u Jošanjičkoj banji (142 Bq/kg), dok je na ostalim lokacijama u proseku bila dvostruko niža, što se objašnjava dužinom njegovog perioda poluraspada i geološkim karakteristikama zemljišta.

U uzorcima sena prikupljenim 1987. godine detektovan je visok sadržaj ^{137}Cs , naročito na području Gobelje i Pančičevog vrha gde su i izmerene najviše vrednosti (1112–1160) Bq/kg. Maksimalne vrednosti izmerene 2013. godine bile su do 1,7 Bq/kg (tabela 1).



Slika 1. Mapa Srbije sa planinama Maljen, Tara, Zlatibor i Kopaonik

Na teritoriji Srbije tokom maja 1986. godine, maksimalna koncentracija ^{137}Cs u mleku iznosila je više stotina Bq/kg [10, 14], a već naredne godine u uzorcima mleka sa Kopaonika izmerene su značajno niže vrednosti [12]. Sadržaj ^{137}Cs u uzorcima kravljeg mleka tokom 1987. godine bio je manji nego u ovčijem mleku (tabela 1) što se objašnjava različitim načinom ishrane životinja.

Merenja radionuklida u surutki i mleku u prahu tokom 1986. i 1987. godine pokazala su povišenu specifičnu aktivnost ^{137}Cs koja je, međutim, bila zanemarljiva ukoliko su se ovi proizvodi koristili kao sirovine u daljoj preradi hrane za čoveka i životinje [15]. Veća specifična aktivnost ^{137}Cs u goveđem i ovčijem mesu u odnosu na mleko ovih životinja posledica je većeg koeficijenta prelaza za meso nego za mleko. Za goveđe meso koeficijent prelaza je 0,022 d/kg, kravlje mleko 0,0046 d/l, ovčije meso 0,19 d/kg i ovčije mleko 0,058 d/l [16]. U goveđem mesu tokom maja 1986. godine na teritoriji Srbije izmerene su maksimalne vrednosti koncentracije ^{137}Cs od 330 Bq/kg [10] koliko su iznosile i maksimalne vrednosti izmerene godinu dana kasnije u uzorcima goveđeg mesa sa Kopaonika [12].

Istraživanja sprovedena dvadeset i sedam godina kasnije [13] pokazala su da, iako je ^{137}Cs i dalje bio prisutan u zemljištu, njegov sadržaj u senu i kravljem mleku bio je nizak, što ukazuje da nije uključen u animalni deo lanca ishrane. Ovi rezultati su u saglasnosti sa rezultatima drugih studija izvedenih na teritoriji Srbije. Na primer, u pojedinim uzorcima lucerke (*Medicago sativa*) iz 2004. godine, ^{137}Cs bio je prisutan u tragovima [17]. Takođe, u uzorcima hrane za ljude i životinje prikupljenih tokom 2001–2005. godine, aktivnost ^{137}Cs dostigla je vrednosti pre nesreće u Černobilju [18].

Sa druge strane, sadržaj ^{137}Cs u medu, koji se pokazao kao dobar bioindikator radiokontaminacije, opao je na predčernobiljski nivo u roku od godinu dana. Naime, koncentracija ^{137}Cs u medu u Srbiji pre nesreće iznosila je 2,4 Bq/kg, tokom maja–juna 1986. godine 69 Bq/kg, a u novembru–decembru iste godine 101 Bq/kg [19, 20]. Tokom 1986. godine, direktna kontaminacija putem folauta dovela je do visoke koncentracije

^{137}Cs u medu, a već naredne godine, kada ^{137}Cs do meda stiže putem kontaminacije zemlja–koren, sadržaj ^{137}Cs u medu opao je na 3,0 Bq/kg [19].

Tabela 1. Specifična aktivnost ^{137}Cs (Bq/kg) u uzorcima sa Kopaonika (srednja vrednost \pm standardna devijacija)

Vrsta uzroka	1987 ^[12]		2013 ^[13]	
	min	max	min	max
zemlja	29 \pm 2	217 \pm 2	6,0 \pm 0,2	142 \pm 4
seno*	12 \pm 4	1160 \pm 20	0,5 \pm 0,1	1,7 \pm 0,3
kravlje mleko	8 \pm 1	79 \pm 3	< 0,1	< 0,1
kravlji sir	12 \pm 2	33 \pm 2	-	-
ovčije mleko	40 \pm 5	100 \pm 3	-	-
ovčiji sir	18 \pm 2	72 \pm 6	-	-
goveđe meso	18 \pm 2	330 \pm 10	-	-
mahovina*	-	-	9,4 \pm 0,4	228 \pm 7

*suva masa uzorka

Visok nivo ^{137}Cs u mahovinama potvrđuje da su one dobri bioindikator radioaktivnog zagađenja, jer u poređenju sa biljkama imaju veću sposobnost akumulacije radionuklida [21, 22]. U uzorcima mahovina sa područja Kopaonika 2000. godine, specifična aktivnost ^{137}Cs bila je (1011–3646) Bq/kg [23], dok je 2013. godine sadržaj ^{137}Cs bio desetostruko manji (tabela 1). Poređenja radi, u uzorcima mahovine iz južne Srbije, sakupljenim tokom 2004. godine, izmeren sadržaj ovog izotopa takođe je iznosio oko 200 Bq/kg iako je izmerena niža koncentracija ^{137}Cs u uzorcima zemljišta [24]. Sa druge strane, u mahovinama koje su u studiji aktivnog biomonitoringa bile izložene aero zagađenju u Beogradu tokom 2006–2007. godine, specifična aktivnost ^{137}Cs nije prelazila 35 Bq/kg [25], dok je u uzorcima vazduha u tom periodu koncentracija ^{137}Cs bila ispod praga detekcije [26].

2.2. Tara i Maljen

Planine Tara i Maljen izgrađene su uglavnom od serpentinita, krečnjačkih stena i škriljca. Serpentinit je stena ultrabazičnog karaktera bogata magnezijumom, a siromašna kalijumom, natrijumom, kalcijumom i fosforom [27]. Zemljišta obrazovana na njima su suva i topla. Planina Tara (slika 1) nalazi se u zapadnoj Srbiji, i pripada Dinarskim Alpima. Najviši vrh Tare je Zborište sa nadmorskom visinom od 1544 m. Klima je umereno kontinentalna sa relativno visokom relativnom vlažnošću vazduha. Srednja godišnja količina padavina je nešto ispod 1000 mm. Zemljište na Tari uglavnom je neobrađeno. Planina Maljen (slika 1) nalazi se južno od Valjeva i pripada vencu valjevskih planina koje su završni masiv Dinarskog sistema u zapadnoj Srbiji. Najviši vrh je Kraljev sto sa nadmorskom visinom od 1104 m.

Srednja jačina eskpozicione doze gama zračenja u vazduhu tokom 1983–1984. godine na Tari bila je nešto iznad srednje vrednosti za Srbiju, a na istim lokacijama u aprilu i maju 1986. na otvorenom izmerena je 2–3 puta viša jačina eskpozicione doze [28].

Pre nuklearne nesreće u Černobilju, srednja aktivnost ^{137}Cs u uzorcima zemlje sa Tare, bila je manja od 5 Bq/kg [2], a u uzorcima iz 1991. godine, kretala se između 126 Bq/kg i 1600 Bq/kg [29]. Merenje uzoraka zemlje sa Tare pokazala su da na planini postoje dve radiološke regije. Niži stepen radioaktivnosti izmeren je uglavnom u krečnjačkim

stenama, dok je u stenama škriljca zabeležen viši nivo radioaktivnosti [28]. Sadržaj ^{137}Cs u površinskom sloju zemlje bio je viši nego u dubljim slojevima [29]. Kako su za krečnjačko zemljište transfer faktori zemlja–biljka viši nego za škriljac, sadržaj ^{137}Cs izmeren 1991. godine u površinskom sloju zemljišta bio je niži u uzorcima krečnjaka nego škriljca [30].

U periodu 2002–2007. godine, na području planina Tara i Maljen sakupljeni su uzorci zemlje, trave, mleka, sira i mesa [31]. Sadržaj ^{137}Cs i ^{40}K u ispitivanim uzorcima dat je u tabelama 2 i 3. Viši stepen kontaminacije u uzorcima iz životne sredine utvrđen je na području planine Maljen. Na primer, rezultati su pokazali da je ^{137}Cs prisutan u zemljištu na oba ispitivana lokaliteta, ali je na području Maljena sadržaj ^{137}Cs bio viši oko 2,5 puta (tabele 2 i 3). U uzorcima trave sa Maljena takođe je detektovan viši nivo ovog izotopa, ali je ta koncentracija značajno niža od koncentracije izmerene u uzorcima trave iz južne Srbije koji su prikupljeni tokom 2005. godine [32].

U uzorcima sa Tare i Maljena, detektovan je radiocezijum u svim karikama lanca ishrane: zemljište – biljke – proizvodi životinjskog porekla, a najviše u mleku i mesu ovaca i koza (tabele 2 i 3). Mali preživari prilikom paše zajedno sa zelenom travnom masom unose i zemlju što doprinosi znatno većem stepenu kontaminacije ovaca u odnosu na krave [33].

Najviši nivo ^{137}Cs izmeren je u uzorcima gljiva sa područja Maljena (tabela 3), što potvrđuje da su gljive dobri bioindikator radioaktivnog zagađenja.

Tabela 2. Specifična aktivnost ^{40}K i ^{137}Cs (Bq/kg) u uzorcima sa Tare (srednja vrednost \pm standardna devijacija)

Vrsta uzorka	^{40}K	^{137}Cs
zemlja	238 \pm 4	98 \pm 6
trava*	316 \pm 10	5,1 \pm 0,5
kravlje mleko	117 \pm 6	< 0,5
ovčije mleko	42 \pm 1	2,9 \pm 0,5
ovčije meso	109 \pm 4	6,5 \pm 1,1

* suva masa uzorka

2.3. Sadržaj ^{137}Cs u lekovitom bilju sa Tare, Maljena i Zlatibora

U narodnoj medicini lekovito bilje koristi se kao potporna terapija u lečenju različitih poremećaja i bolesti kod ljudi. Pored plantažno gajenih lekovitih biljaka, koriste se i samonikle biljke iz prirode koje mogu sadržati radioaktivne elemente [34]. Kako ingestija predstavlja glavni put radioaktivne kontaminacije ljudi, povišena radioaktivnost lekovitih biljaka može doprineti povećanju radijacionog opterećenja ljudi, zbog čega je neophodna njihova kontrola.

U tabeli 4 date su aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K u lekovitom bilju koje je sakupljeno tokom 2011–2012. godine na području planina Maljen, Zlatibor i Tara. Posle nesreće u Černobilju, specifična aktivnost ^{134}Cs i ^{137}Cs na području Republike Srbije bila je do 5000 Bq/kg [35]. Rezultati gamaspektrometrijske analize lekovitih čajeva pokazala su prisustvo ^{137}Cs , ali i značajno smanjenje njegove aktivnosti u odnosu na period neposredno posle akcidenta [36]. Varijacije u sadržaju ^{137}Cs posledica su različitog nivoa

kontaminacije zemljišta na ispitivanim lokacijama, geohemijskih karakteristika zemljišta, biljne vrste, uslova rasta i meteoroloških uslova.

Tabela 3. Specifična aktivnost ^{40}K i ^{137}Cs (Bq/kg) u uzorcima sa Maljena (srednja vrednost \pm standardna devijacija)

Vrsta uzorka	^{40}K		^{137}Cs	
	min	max	Min	max
zemlja	70 \pm 2	450 \pm 5	19 \pm 1	259 \pm 1
trava*	197 \pm 6	722 \pm 21	< 0,3	9,3 \pm 0,2
kravlje mleko	63 \pm 2	88 \pm 3	< 0,1	6,9 \pm 0,2
ovčije mleko	53 \pm 2	87 \pm 3	0,9 \pm 0,1	22 \pm 2
kozije mleko	98 \pm 3	120 \pm 4	< 0,1	24 \pm 1
kravlji sir	43 \pm 3	66 \pm 2	< 0,2	3,6 \pm 0,1
ovčije meso	130 \pm 4	160 \pm 5	< 0,2	46 \pm 2
gljive*	97 \pm 3	142 \pm 6	93 \pm 3	385 \pm 11

*suva masa uzorka

Tabela 4. Specifična aktivnost ^{40}K i ^{137}Cs (Bq/kg suve mase uzorka) u biljnim čajevima prikupljenim na Maljenu, Zlatiboru i Tari (srednja vrednost \pm standardna devijacija)

Biljni čaj	Maljen		Zlatibor		Tara	
	^{40}K	^{137}Cs	^{40}K	^{137}Cs	^{40}K	^{137}Cs
<i>Achillea millefolium</i> L.	440 \pm 21	8,5 \pm 0,9	580 \pm 24	4,7 \pm 0,7	610 \pm 27	3,6 \pm 0,6
<i>Calluna vulgaris</i> Hull	220 \pm 11	45,0 \pm 1,7	-	-	-	-
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	432 \pm 7	3,3 \pm 0,5	420 \pm 16	0,7 \pm 0,3	-	-
<i>Geranium robertianum</i> L.	405 \pm 20	3,2 \pm 0,7	630 \pm 25	2,9 \pm 0,7	-	-
<i>Hypericum perforatum</i> L.	260 \pm 13	4,7 \pm 0,3	330 \pm 15	2,1 \pm 0,4	-	-
<i>Mentha piperita</i> L.	980 \pm 41	0,9 \pm 0,2	560 \pm 22	2,0 \pm 0,4	600 \pm 24	0,8 \pm 0,1
<i>Primula veris</i> Huds.	840 \pm 31	36,0 \pm 2,0	710 \pm 29	15,6 \pm 0,2	-	-
<i>Teucrium chamaedrys</i> L.	470 \pm 19	5,9 \pm 0,6	380 \pm 18	0,9 \pm 0,1	-	-
<i>Teucrium montanum</i> L.	227 \pm 12	15,6 \pm 1,4	250 \pm 11	19,5 \pm 0,9	510 \pm 23	7,9 \pm 0,8
<i>Thymus serpyllum</i> L.	460 \pm 20	7,3 \pm 1,6	470 \pm 19	4,5 \pm 0,5	510 \pm 22	4,9 \pm 0,6
<i>Thymus vulgaris</i> L.	390 \pm 21	9,7 \pm 1,0	270 \pm 12	14,8 \pm 0,8	-	-
<i>Tussilago farfara</i> L.	-	-	1030 \pm 40	5,9 \pm 0,7	1160 \pm 39	13,9 \pm 0,8
<i>Urtica dioica</i> L.	780 \pm 29	4,4 \pm 0,7	1110 \pm 40	1,3 \pm 0,5	-	-
<i>Vaccinium myrtillus</i> L.	130 \pm 9	77,2 \pm 2,7	150 \pm 10	124 \pm 4	190 \pm 12	73,1 \pm 3,2

Najveća specifična aktivnost ^{137}Cs detektovana je u vrsti *V. myrtillus* (tabela 4), što je u saglasnosti sa rezultatima merenja uzoraka sa Kopaonika [37]. Ova višegodišnja biljka raste na kiselom i nutritivno siromašnom zemljištu, kao što su ispitivana zemljišta, tako da je apsorpcija i akumulacija ^{137}Cs u biljci visoka. Poređenja radi, u Finskoj, najveća koncentracija ^{137}Cs izmerena je u uzorcima borovnice prikupljenim tokom 2000–2005. godine, a sposobnost *Vaccinium myrtillus* L. da akumulira radiocezijum i ranije je primećena [38].

3. ZAKLJUČAK

Rezultati dobijeni višegodišnjim ispitivanjima u planinskim regionima Srbije pokazali su da je ^{137}Cs prisutan u životnoj sredini. U svim karikama lanca ishrane: zemljište – biljke – proizvodi životinjskog porekla, tokom 2000–2007. godine na Tari i Maljenu, detektovan je radiocezijum, a najviši stepen kontaminacije nađen je u uzorcima sa područja Maljena. Međutim, u uzorcima sa Kopaonika koji su prikupljeni 2013. godine, radiocezijum nije detektovan u mleku, siru niti u mesu. Razlike u nivou kontaminacije zemljišta na ispitivanim lokacijama posledica su razlika u količini padavina posle černobiljskog akcidenta, nadmorske visine, karakteristika reljefa, sastava zemljišta i vrste biljaka. U cilju boljeg razumevanja migracije i akumulacije radiocezijuma na ispitivanim lokacijama potrebno je dobijene rezultate dopuniti hemijskim i fizičkim analizama zemljišta i podacima o geološkoj podlozi. Najviša specifična aktivnost ^{137}Cs u lekovitom bilju sakupljenom 2011–2012. godine u planinskim područjima, izmerena je u vrsti *V. myrtillus*.

Zahvalnica

Ovaj rad je realizovan u okviru projekta „Istraživanje klimatskih promena na životnu sredinu: praćenje uticaja, adaptacija i ublažavanje” (III 43007) i „Razvoj tehnologija i proizvoda na bazi mineralnih sirovina i otpadne biomase u cilju zaštite resursa za proizvodnju bezbedne hrane” (TR 31003) koje finansira Ministarstvo prosvete, nauke i tehnološkog razvoja Republike Srbije.

4. LITERATURA

- [1] D. Popović, V. Spasić-Jokić i G. Đurić. *Černobilj: Više od akcidenta*. Fakultet tehničkih nauka u Novom Sadu, Novi Sad, 2009, p. 226.
- [2] D. Popović i V. Spasić-Jokić. Posledice nuklearne nesreće u Černobilju na teritoriji Republike Srbije. *Vojnosanit. Pregl.* 63 (2006) 481–487.
- [3] E. Steinnes and O. Njåstad. Use of mosses and lichens for regional mapping of ^{137}Cs fallout from the Chernobyl accident. *J. Environ. Radioact.* 21 (1993), 65–73.
- [4] D. Todorović, D. Popović, J. Ajtić and J. Nikolić. Leaves of higher plants as biomonitors of radionuclides (^{137}Cs , ^{40}K , ^{210}Pb and ^7Be) in urban air. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20 (2003), 525–532.
- [5] G. Đurić and D. Popović. Influence of concentration of Ca and K on the activity level of radionuclides Sr-90 and Cs-137 in food. *Acta Vet.* 38 (1988) 209–214.
- [6] M. Eisenbud. *Environmental Radioactivity*. Academic Press, New York, 1989.
- [7] R. Kathreen. *Radionuclides in the Environment: Sources, Distribution and Surveillance*. Harwood Acad. Press, New York, 1994.
- [8] P. Enghag. *Encyclopedia of the elements*. Wiley-VCH, Weinheim, 2004.
- [9] D. Todorović, D. Popović and G. Djurić. Activity of Cs-137 in air before and after the nuclear plant accident in Chernobyl. In: D. P. Antić, ed. *Proc. Yugoslav Nuclear Society Conference*, pp.

- 635–638, Belgrade, Yugoslavia, 6-9 October 1996. Yugoslav Nuclear Society, Vinča Institute of Nuclear Sciences.
- [10] G. Djurić, D. Popović, M. Šmelcerović, B. Petrović and I. Djujić. Radioactive contamination of food and forage in SR Serbia after the Chernobyl accident. In: M. M. Ninkovic, R. S. Pavlovic and J. J. Raicevic, eds. *Radiation Protection – Selected Topics*, pp. 421–426, Dubrovnik, Yugoslavia, 2-6 October 1989. The Boris Kidric Institute of Nuclear Sciences, Radiation and Environmental Protection Department.
- [11] Savezni sekretarijat za rad, zdravstvo, boračka pitanja i socijalnu zaštitu. *Radioaktivnost životne sredine u Jugoslaviji, podaci za 1987. i 1988. godinu*. SFRJ, Beograd, 1990.
- [12] G. Mičić, M. Drašković, H. Bošnjak, B. Draganović i R. Benderać. Radijacioni gama-fon i njegov značaj za stočarsku proizvodnju na Kopaoniku. *Vet. Glas.* 43 (1989) 1113–1236.
- [13] B. Mitrović, G. Vitorović i M. Lazić. Specifična aktivnost ^{40}K i ^{137}Cs u uzorcima zemlje, sena, mahovine i mleka prikupljenih sa područja Kopaonika. *Veterinarski žurnal Republike Srpske* 14 (2015) 55–62.
- [14] D. Popovic, G. Djuric, M. Smelcerovic and B. Maksimovic. Contribution of the short lived radionuclides in food to the total radiation burden of man after the nuclear accident in Chernobyl. In: M. M. Ninkovic, R. S. Pavlovic and J. J. Raicevic, eds. *Radiation Protection – Selected Topics*, pp. 416–420, Dubrovnik, Yugoslavia, 2-6 October 1989. The Boris Kidric Institute of Nuclear Sciences, Radiation and Environmental Protection Department.
- [15] G. Đurić and D. Popović. Gamma contamination food factors for milk powder and whey. *Acta Vet.* 47 (1997) 247–252.
- [16] International Atomic Energy Agency. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Technical report 472, Vienna, 2010.
- [17] M. Živkov-Baloš, Ž. Mihaljev and Ž. Čupić, Content of trace elements and some radionuclides in lucerne (*Medicago sativa*). *Biotechnol. Anim. Husb.* 27 (2011) 591–598.
- [18] Lj. Javorina, G. Pantelić, M. Eremić-Savković, V. Vuletić, I. Tanasković i G. Vitorović (2007). Aktivnost Cs^{137} u ljudskoj i stočnoj hrani u regionu Vojvodine u periodu od 2001 do 2005. god. In: Kovacević, M., ed. *Proceedings of XXIV Symposium of the Radiation Protection Society of Serbia and Montenegro*, pp. 69–72, Zlatibor, Serbia, 3-5 October 2007. Institute of Nuclear Science Vinca, Radiation Protection Society of Serbia and Montenegro.
- [19] G. Djurić, D. Popović, D. Popesković and B. Petrović. The level of natural and fallout radionuclides in honey. *Acta Vet.* 38 (1988) 293–298.
- [20] G. Djuric, D. Popovic, D. Todorovic, J. Slivka and Z. Mihaljev. Natural and fallout radionuclides in different types of honey. *J. Environ. Biol.* 17 (1996) 339–343.
- [21] S. Grdović, G. Vitorović, B. Mitrović, V. Andrić, B. Petrujkić and M. Obradović. Natural and anthropogenic radioactivity of feedstuffs, mosses and soil in the Belgrade environment, Serbia. *Arch. Biol. Sci.* 62 (2010) 301–307.
- [22] A. Čučulović, D. Popović, R. Čučulović and J. Ajtić. Natural radionuclides and ^{137}Cs in moss and lichen in eastern Serbia. *Nucl. Technol. Radiat.* 27 (2012) 44–51.
- [23] S. Dragović, O. Nedić, S. Stanković and G. Bacić. Radiocesium accumulation in mosses from highlands of Serbia and Montenegro: chemical and physiological aspects. *J. Environ. Radioact.* 77 (2004) 381–388.
- [24] D. Popovic, D. Todorovic, M. Frontasyeva, J. Ajtic, M. Tasic and S. Rajsic. Radionuclides and heavy metals in Borovac, Southern Serbia. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 15 (2008), 509–520.
- [25] D. Popović, D. Todorović, J. Ajtić and J. Nikolić. Active Biomonitoring of Air Radioactivity in Urban Areas. *Nucl. Technol. Radiat.* 24 (2009), 100–103.
- [26] D. Todorovic, D. Popovic, J. Nikolic and J. Ajtic. Radioactivity monitoring in ground level air in Belgrade urban area. *Radiat. Protect. Dosim.* 142 (2010), 308–313.
- [27] O. Košanin i B. Gajić. Karakteristike nekih serpentinskih zemljišta u sastojinama crnog bora na području Divčibare-Bukovi. *Šumarstvo* 4 (2008) 89–98.
- [28] G. Đurić, D. Popović, A. Sarvajić, S. Ivanković i N. Mišić. Jačina ekspozicione i apsorbovane doze gama zračenja na pčelinjim pašnjacima planine Tare. *Vet. Glas.* 46 (1992) 491–497.
- [29] D. Todorovic, D. Popovic and G. Djuric. In: *Proceedings of IRPA9*, pp. 2-684–2-686, Vienna, Austria, 14-19 April 1996. International Radiation Protection Association.

- [30] D. Popovic, D. Todorovic, V. Spasic Jokic, J. Nikolic and J. Ajtic. Contents of Radionuclides in Soils in Serbia: Dose Calculations and Environmental Risk Assessment, In: J. A. Daniels, ed. *Advances in Environmental Research. Volume 6*, pp. 91–134, Nova Science Publishers, Hauppauge, 2011.
- [31] B. Mitrović, G. Vitorović, D. Vitorović, G. Pantelić and I. Adamović. Natural and anthropogenic radioactivity in the environment of mountain region of Serbia. *J. Environ. Monit.* 11 (2009) 383–388.
- [32] D. Popovic, T. Bozic, J. Stevanovic, M. Frontasyeva, D. Todorovic, J. Ajtic and V. Spasic Jokic. Concentration of trace elements in blood and feed of homebred animals in Southern Serbia. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 17 (2010) 1119–1128.
- [33] N. A. Beresford and B. J. Howard. The importance of soil adhered to vegetation as a source of radionuclides ingested by grazing animals. *Sci. Total Environ.* 107 (1991) 237–254.
- [34] World Health Organization. Guidelines for assessing quality of herbal medicines with reference to contaminants and residues. WHO, Geneva, 2007.
- [35] Lj. Petrović. Nuklearna havarija u Černobilju 1986. Prilog istraživanju ekoloških problema 20 veka. *Istorija 20. veka*, Institut za savremenu istoriju, Beograd. 2 (2010) 101–116.
- [36] B. Mitrović, S. Grdović, G. Vitorović, D. Vitorović, G. Pantelić and G. Grubić. ^{137}Cs and ^{40}K in some traditional herbal teas collected in the mountain regions of Serbia. *Isot. Environ. Health Stud.* 50 (2014) 538–545.
- [37] B. Mitrović, J. Ajtić, M. Lazić, V. Andrić, N. Krstić, B. Vranješ and M. Vićentijević. Natural and anthropogenic radioactivity in the environment of Kopaonik mountain, Serbia. *Environ. Pollut.* 215 (2016) 273–279.
- [38] E. Kostianinen. ^{137}Cs in Finnish wild berries, mushrooms and game meat in 2000–2005. *Boreal Environ. Res.* 12 (2007) 23–28.

RADIOCAESIUM IN THE MOUNTAIN ENVIRONMENTS IN SERBIA

**Branislava MITROVIĆ¹, Jelena AJTIĆ¹, Svetlana GRDOVIĆ¹, Velibor ANDRIĆ¹,
Marko LAZIĆ² i Borjana VRANJEŠ¹**

1) Faculty of Veterinary Medicine, University of Belgrade, Belgrade, Serbia,
slavatab@vet.bg.ac.rs

2) Student at the Faculty of Veterinary Medicine, University of Belgrade, Belgrade,
Serbia

To investigate content of ^{137}Cs and its migration through the food chain in mountainous regions in Serbia, environmental samples were collected over 1987–2013. Specific activity of ^{137}Cs in samples of the soil, grass, hay, milk, dairy products, meat and herbal tea plants was determined by standard gamma spectroscopy on semiconductor detectors. Samples from the mountains of Kopaonik, Tara, Maljen and Zlatibor were analysed. The results imply that the Chernobyl radioceasium is still present in the environment. Radioceasium was detected in all parts of the food chain, from the soil, through plants to animal products, in Tara and Maljen over 2000–2007. A higher level of contamination was found in the samples from Maljen. However, ^{137}Cs was not detected in the milk, cheese and meat samples that were collected from Kopaonik during 2013. Differences in the soil contamination noted across the investigated locations are a result of a number of factors, including the amount of precipitation after the Chernobyl nuclear accident, altitude, type of relief, soil and plants. The highest ^{137}Cs specific activity in herbal tea plants that were collected over 2011–2012, is measured in *V. mirtillus*.

GAMASPEKTROMETRIJSKA KONTROLA HRANE ZA LJUDE I ŽIVOTINJE NAKON AKCIDENTA U ČERNOBILJU

Dubravka VUKOVIĆ¹, Mihajlo VICENTILJEVIĆ¹ i Gordana PANTELIC²

1) Naučni institut za veterinarstvo Srbije, Beograd, Srbija, dubakaiva@gmail.com,
vicamihajlo@yahoo.com

2) Institut za nuklearne nauke „Vinča“, Beograd, Srbija, pantelic@vinca.rs

Rezime

Nuklearni akcident u Černobilju koji se desio 26.04.1986. godine u bivšem SSSR-u, (danas Ukrajina) izazvao je veliku pažnju i zabrinutost javnosti zbog moguće kontaminacije životne sredine. Radioaktivni oblak je do naših prostora stigao za nekoliko dana, kada su u uzorcima aerosola i padavina u bivšoj Jugoslaviji detektovani radionuklidi poreklom iz Černobilja. Laboratorije u Srbiji koje su bile opremljene za merenja su započele ispitivanje radioaktivnosti odmah nakon akcidenta, a u Laboratoriji za Radijacionu higijenu Naučnog instituta za veterinarstvo Srbije sadržaj radionuklida se ispituje gamaspektrometrijski u namirnicama i hrani za životinje od 1989. godine. Godišnje je analizirano od 206 do 2400 uzoraka. Od toga je najviše bilo uzoraka ribljeg brašna, mesa, riba, mleka u prahu, itd., koji su većinom bili radijaciono-higijenski ispravni i bezbedni za upotrebu. Nakon akcidenta u Fukušimi 2011. godine pojačana je analiza hrane koja dolazi iz Azije. Najveći broj ispitanih uzoraka su bile ribe iz Tajlanda, Kine i Vijetnama, a ispitivani uzorci su bili radijaciono-higijenski ispravni i bezbedni za upotrebu.

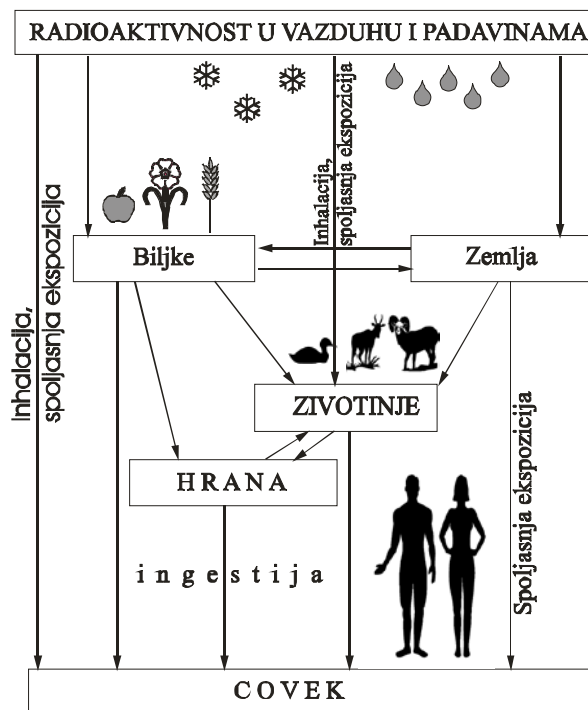
1. UVOD

Od više nuklearnih akcidenata posle drugog svetskog rata, akcident na četvrtom bloku nuklearne elektrane u Černobilju koji se desio 26.04.1986. godine, je naznačajniji sa posledicama koje se i danas osećaju. Loše planirani i neodgovorno sproveden eksperiment je doveo do smrti 28 ljudi, preseljenja hiljada ljudi i materijalnu štetu koja se meri milijardama dolara. Akcidentom je najviše bila ugrožena severna hemisfera.

Na distribuciju izbačenog materijala, a samim tim i zagađenje teritorija u najvećoj meri su uticali meteorološki uslovi. Zemlje van Sovjetskog Saveza primile su više radiocezijuma nego sam Sovjetski Savez. Od $1,5 \times 10^{17}$ Bq ukupno emitovanog ^{134}Cs i ^{137}Cs u Sovjetskom Savezu je deponovano 45×10^{15} Bq, dok je veći deo ^{90}Sr i transuranskih elemenata zadržan u granicama SSSR-a [1].

Prema podacima UNSCEAR-a radioaktivni oblak je zahvatio teritoriju SFRJ u dva talasa. Procenjeno je da je u toku 1986. godine na teritoriju SFRJ deponovano oko 2,4% od ukupno ispuštenih radionuklida (bez inertnih gasova), odnosno oko 5% ^{131}I i oko 10% ^{137}Cs . Radioaktivne padavine koje su usledile neposredno posle akcidenta u Černobilju su kontaminirale područje SFRJ, pri čemu je najmanje bila ugrožena centralna Srbija i obala Jadranskog mora [2]. Glavni putevi delovanja na čoveka su se ispoljili kroz spoljašnje ozračivanje, od radionuklida deponovanih na tlu, i unutrašnje

ozračivanje konzumiranjem hrane i vode [3] (slika 1). U prvih nekoliko nedelja najveći deo doze je poticao od joda, da bi već sledeće godine (a i kasnije) to bilo od cezijuma. Prvih nekoliko nedelja posle akcidenta najveći problem je bio ^{131}I u mleku i mlečnim proizvodima. U velikim količinama utiče na štitnu žlezdu dovodeći do pojave raka. Rešenje je bilo da se od kontaminiranog mleka naprave proizvodi koji mogu duže da stoje kao što je mleko u prahu, kondezovano mleko, sir [4].



Slika 1. Glavni putevi ekspozicije stanovništva [3]

Od sedam radioaktivnih izotopa cezijuma dva su značajna za zagađenje životne sredine: ^{134}Cs ($T_{1/2} = 2,06$ godina) i ^{137}Cs ($T_{1/2} = 30,17$ godina). Oba radionuklida su bila prisutna u gorivnim elementima nuklearnog reaktora iz koga su emisijom dospela u životnu sredinu. Radiocezijum do biljaka dospeva suvim ili vlažnim padavinama. Jon cezijuma je hemijski i biohemijski homolog kalijuma i u organizmu prati njegov metabolizam, a može se usvojiti fizičkom i hemijskom sorpcijom ili jonskom izmenom. Potpuno je rastvorljiv u telesnim tečnostima i ravnomerno se raspoređuje u organizmu. Zbog ove osobine za cezijum ne postoji kritičan organ i on predstavlja organotropni radionuklid. Fizičko-hemijske karakteristike su mu takve da se aktivno uključuje u lanac ishrane ljudi i životinja preko biljaka.

Informacije o prostornoj i vremenskoj podeli i trendovima zagađenja vazduha i okoline radionuklidima, posebno u uslovima nuklearne nesreće i nekontrolisane emisije fisionih produkata mogu se prikupiti pomoću lišajeva, jer oni predstavljaju indikatore zagađenja životne sredine. Lišajevi su organizmi adaptirani za preživljavanje ekstremnih uslova. Opstaju u predelima velike vlage i suše, velikih svetlosnih i temperaturnih promena, visokih nivoa radioaktivnosti i visokih koncentracija zagađujućih supstanci. Imaju veliku upotrebu u farmaceutskoj i kozmetičkoj industriji.

Pošto je ispuštanje radionuklida iz oštećenog reaktora bilo neujednačeno, izmereni nivo aktivnosti ^{137}Cs u lišajevima su bili različiti što je posledica kontaminacije iz radioaktivnog oblaka i njegovog kretanja. Neposredno posle akcidenta 1986. godine nivo aktivnosti ^{137}Cs u lišajevima tundri u Norveškoj je bio od 7600 do 20800 Bq/kg, a godinu dana kasnije i do 40040 Bq/kg [5]. Tako visoke aktivnosti predstavljaju problem u ishrani životinja (irvasi) a nisu pogodni ni za upotrebu u farmaceutskoj i kozmetičkoj industriji.

Mere koje se mogu preduzeti u slučaju kontaminacije zemljišta su duboko zaoravanje, dodavanje kreča, đubrenje sa kalijumovim đubrivima.

Problem kontaminacije pašnjaka i ishrane životinja ekstezivnog uzgoja može da se reši korišćenjem radioprotektora koji vezuju cezijum u gastrointestinalnom traktu životinja. Vršeni su eksperimenti sa glinom, bentonitom, amonijum heksacijanoferatom (prusko plavo). U eksperimentima sa bentonitom došlo je do redukcije cezijuma u mleku i mesu za 50%, međutim problem predstavlja smanjenje apetita kod životinja kao i povećano unošenje tečnosti. Najpogodniji za upotrebu se pokazao heksacijanoferat u obliku velikih kapsula prekrivenih voskom koji u želudcu životinja apsorbuje 50-60% cezijuma. Za divlje životinje je najpogodnija so za lizanje na bazi heksacijanoferata. Posle Černobiljskog akcidenta, davali su ga u manjem broju zemalja (Norveška, Švedska, Nemačka, Austrija) da bi se sredinom devedesetih ta praksa ustalila i u drugim zemljama [6-9].

Navike u ishrani u velikoj meri utiču na kontaminaciju cezijumom. Unošenje hrane kao što su bobice, pečurke i ribe iz ribnjaka u oblastima Rusije, Ukrajine i Belorusije koje se nalaze bliže Černobilju su dovele do toga da 50-80% unetog cezijuma otpada na tu vrstu hrane. Od toga samo na ribu otpada 20-40%. Slatkovodna riba je u nekim oblastima bila visoko kontaminirana. Izmerena vrednost aktivnosti ^{137}Cs u pastrmki u Norveškoj je bila 8400 Bq/kg u 1987. godini, da bi 2008. godine bilo izmereno 200-300 Bq/kg. Ispitivanja sa različitih aspekata su vršena u raznim zemljama u pokušaju da se shvati mehanizam kontaminacije i dekontaminacije i šta utiče na njih [10-16].

U martu 2011. godine istočni Japan je pogodio zemljotres koji je prouzrokovao veliki cunami koji je oštetiо sistem za hlađenje Fukušima Dai-iči nuklearke i doveo do ispuštanja velike količine radioaktivnih elemenata. Ispušteno je 6% I-131 i 42% Cs-137 od količine koja je ispuštena u Černobilju. Radioaktivni oblak koji je krenuo iz Japana prešao Severnu Ameriku, zatim preko Atlanskog okeana, da bi na kraju stigao u Evropu. S obzirom na toliki put nije ni čudo da su u Evropi detektovane minimalne količine radionuklida [17].

U Japanu je u aprilu 2012. godine doneta norma za cezijum u ribama od 100 Bq/kg, međutim ta norma je premašena čak i na udaljenosti od više stotina kilometara što predstavlja problem kako japancima koji su veliki konzumenti ribe, tako i izvoznicima ribe [18].

2. MATERIJAL I METODE

Neposredno nakon akcidenta pa do 1989. godine merenje radioaktivnosti uzoraka prikupljenih u Institutu za veterinarstvu Srbije vršena su u drugim laboratorijama [19]. U našoj laboratoriji se gamaspektrometrijska merenja vrše od 1989. godine kada je nabavljen prvi detektor firme ORTEC, dok je drugi nabavljen 1997. godine. Efikasnost prvog detektora je 25%, drugog 30%, a rezolucija na gama liniji 1332,50 keV ^{60}Co je

ista za oba detektora i iznosi 1,85 keV. Kalibracija je rađena sa mešanim standardima iste zapremine (1 L) i oblika kao što su Marineli posude u kojima su se uzorci merili. Mereni su uzorci namirnica i hrane za životinje uglavnom iz uvoza, dok je manji deo bio domaćeg porekla. Vreme merenja je iznosilo 3600 s, a po potrebi i duže.

3. REZULTATI

3.1. Rezultati merenja u toku 80-ih i 90-ih godina

Odmah nakon informacija da je došlo do akcidenta započeta su intezivna merenja u bivšoj Jugoslaviji (i Srbiji) da bi se dobile informacije o nivou kontaminacije. Utvrđeno je da je u zavisnosti od padavina sadžaj cezijuma neujednačen i zavisi od količine padavina kao i da nivoi kontaminacije rastu sa nadmorskom visinom. U tabeli 1 su prikazani rezultati određivanja nivoa aktivnosti $^{137+134}\text{Cs}$ u biljnim proizvodima u prvim mesecima posle akcidenta.

Tabela 1. Nivoi aktivnosti radionuklida $^{137+134}\text{Cs}$ u biljnim proizvodima za period maj-jul 1986.

Vrsta uzoraka	Aktivnost $^{137+134}\text{Cs}$ (Bq/kg)
trava	22 - 200
povrće i voće	15 - 200
spanać	207
kupus	162
luk	2
razno povrće	10- 4200
raž	172

U tabeli 2 su prikazani rezultati u stočnim proizvodima za isti period. Uočava se da je način ishrane životinja uticao na nivo kontaminacije. Ekstenzivan uzgoj – slobodna paša goveda i ovaca je doprinela tome da njihovo meso i mleko imaju višestruko viši sadržaj cezijuma u odnosu na životinje iz intezivnog uzgoja. Najviši sadržaj cezijuma je bio u mleku u prahu, koje je koncentrisan proizvod (8-10 L mleka za 1 kg mleka u prahu).

Krajem osamdesetih godina kontaminacija se postepeno smanjivala, kao što se vidi u tabeli 3. Najviše uzoraka je iz uvoza, a manji deo je domaćeg porekla. U tom periodu su povećanu aktivnost imali goveđe meso i riba, kao i riblje brašno i mleko u prahu kao koncentrovani proizvodi [19]. U Hrvatskoj je na osnovu dugogodišnjih merenja sadržaj cezijuma u ribama (šaran) merenim 1987. godine iznosio 19,5 Bq/kg, da bi 2007. godine pao na 0,07 Bq/kg [20]. Rezultati naših merenja iz više ribnjaka u Srbiji od sredine devedesetih do 2015. godine pokazuju da je sadržaj cezijuma manji od 1 Bq/kg.

Sadržaj cezijuma se prikazivao kao zbirna vrednost ^{137}Cs i ^{134}Cs zbog njihove visoke aktivnosti, međutim zbog kratkog vremena poluraspada ^{134}Cs početkom devedesetih nije mogao da se detektuje u većini uzoraka s obzirom da je aktivnost ^{137}Cs iznosila manje od 1 Bq/kg.

Tabela 2. Nivoi aktivnosti radionuklida $^{137+134}\text{Cs}$ u stočnim proizvodima za period maj-jul 1986. godine

Vrsta namirnice		Aktivnosti $^{137+134}\text{Cs}$ (Bq/kg)
MLEKO	kravlje	4-366
	ovčije	13-3980
	kozje	9-35
MLEČNI PROIZVODI	mleko u prahu	441-4545
	kiselo mleko	10-287
	kravlji sir	255
	ovčiji sir	128-356
MESO	goveđe	2-1490
	Teleće	4-60
	jagnjeće	10-680
	svinjsko	10-34
	živinsko	10-37

Tabela 3. Komparativni prikaz nivoa aktivnosti radionuklida ^{137}Cs u uzorcima animalnih proizvoda i stočne hrane za period 1990-1995. godine

Vrsta uzorka		Aktivnost $^{137+134}\text{Cs}$ (Bq/kg)					
		1990	1991	1992	1993	1994	1995
Meso	goveđe	<1 - 41	<1 - 2	<1 - 1,5	<1	<1	<1
	juneće	<1	<1 - 2	<1	<1	<1	<1
	ovčije	-	<1 - 4	<1 - 1,2	-	-	-
	jagnjeće	<1 - 1,4	<1 - 1,4	<1 - 1,2	<1 - 1,2	<1 - 2,2	-
	svinjsko	<1	<1 - 1,8	<1	<1 - 1,2	<1 - 1,1	-
	pileće	<1	<1	<1	<1	<1	<1
	proizvodi od mesa	<1 - 2,2	<1	<1	<1	<1	<1
Mleko	kravlje	<1	<1	<1	<1	<1	<1
	mlečni proizvodi	<1	<1	<1	<1	<1	<1
	mleko u prahu	<1 - 1,3	<1 - 2	<1	<1 - 12	<1 - 25	<1 - 20
	RIBA	<1	<1	<1 - 1,3	<1 - 1,2	<1	<1 - 9,7
Stočna hrana	pšenica	-	<1	-	-	<1	<1
	kukuruz	-	<1	-	<1	<1	<1
	ječam	-	<1	-	-	<1	-
	brašno od lucerke	-	<1	-	-	<1	-
	sojina sačma	-	<1	-	-	<1 - 3	<1 - 1,8
	suncokretova sačma	-	<1	-	-	-	<1
	riblje brašno	-	<1	-	<1 - 21	<1 - 7,5	<1

U tabeli 4 su prikazani broj uzoraka po godinama, broj neispravnih uzoraka, kao i maksimalne vrednosti za cezijum u toku svake godine. Povećane vrednosti cezijuma su detektovane kod sitnijih riba kao što su papaline zbog njihovog načina ishrane. Niske vrednosti cezijuma izmerene u ribama iz ribnjaka, mleku i mesu u Srbiji (< 1 Bq/kg) su uticale na donošenje odluke o dozvoljenoj granici kod uvoznih proizvoda koja je od početka devedesetih godina iznosila 1 Bq/kg za sveže uzorke, dok je za koncentrovane proizvode kao što su mleko u prahu i riblje brašno iznosila 10 Bq/kg [21-23]. To je važiло do donošenja novog pravilnika iz 2011. godine kada su dozvoljene granice povećane [24].

3.2. Rezultati merenja u toku 2011. godine (akcident u Fukušimi)

Na vest da je u Japanu došlo do većeg akcidenta u našoj laboratoriji je izvršeno merenje trave i deteline pokošene u okolini Naučnog instituta za veterinarstvo, da bi se ustanovilo da li je do naših prostora došla kontaminacija. Rezultati su prikazani u tabeli 5. Detektovali smo samo veoma male aktivnosti ^{131}I , što odgovara vrednostima koje su nađene i u Španiji [17, 25]. Na slici 2 prikazan je deo spektra na kome može da se uoči pik koji potiče od ^{131}I .

U uzorcima poreklom iz Azije kao što su ribe, čajevi i alge nije uočeno povećanje radioaktivnosti ni joda ni cezijuma.

Tabela 4. Broj ispitivanih uzoraka i broj neispravnih uzoraka po godinama i maksimalno izmerene vrednosti aktivnosti ^{137}Cs

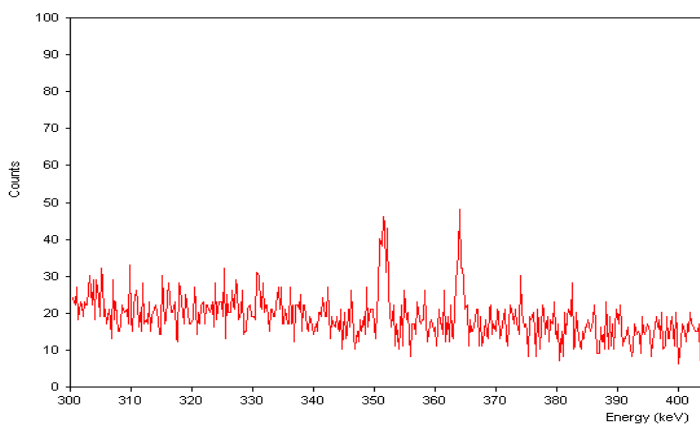
Godina	Broj izmerenih uzoraka	Broj uzoraka sa sadržajem ^{137}Cs iznad granica	Maksimalna izmerena aktivnost ^{137}Cs (Bq/kg)
1990	205	-	41 (meso)
1991	813	-	2 (meso)
1992	1106	-	1,5 (meso)
1993	543	2	21 (riblje brašno)
1994	1018	40	25 (mleko u prahu)
1995	751	17	20 (mleko u prahu)
1996	342	15	24 (riblje brašno)
1997	868	7	18 (mleko u prahu)
1998	1195	3	53 (čaj)
1999	296	2	10 (riba)
2000	688	2	159 (pečurke)
2001	1761	3	22 (stočni kvasac)
2002	875	2	15 (stočni kvasac)
2003	407	-	5,9 (riba)

Tabela 4. nastavak

2004	373	-	5,6 (riblje brašno)
2005	1341	-	5,4 (riblje brašno)
2006	1878	1	13,3 (min.vit.dodaci)
2007	1468	-	4,4 (riblje brašno)
2008	1018	-	4,3 (riba)
2009	2036	1	50 (riblje brašno)
2010	1623	1	20,4 (čaj)
2011	1042	-	4,1 (riba)
2012	674	-	3,7 (mleko u prahu)
2013	626	-	1,95 (riblje brašno)
2014	1138	-	3,9 (riba)
2015	2409	-	3,1 (riba)

Tabela 5. ^{131}I u uzorcima sveže trave

Uzorak	Datum uzorkovanja	Aktivnost ^{131}I (Bq/kg)
Trava	18.04.2011.	0,42 ± 0,10
Detelina	18.04.2011.	0,43 ± 0,09



Slika 2. Deo spektra trave na kome se vidi linija 364,5 keV-a koja pripada radionuklidu ^{131}I

4. ZAKLJUČAK

Upotreba nuklearne energije nosi sa sobom rizik od mogućih akcidenata koliko god da se preduzimaju sigurnosne mere. Neposredno nakon akcidenta u Černobilju najveću opasnost su predstavljali jod i cezijum. Jod se relativno brzo raspao, ali cezijum koji ima duže vreme poluraspada je ostao mnogo duže u životnoj sredini. Najviše aktivnosti su bile izmerena u mesu i mleku ovaca, mleku u prahu, govedem mesu i određenim vrstama povrća (do 4545Bq/kg). Tokom godina vrednosti su padale, da bi danas najveći broj uzoraka imao vrednost manju od jednog bekerela po kilogramu.

Akcident u Černobilju je primer za to, pa iako je prošlo 30 godina posledice se i danas osećaju u nekim delovima Evrope. Bez obzira na veliko iskustvo koje je tu stečeno akcident u Fukušimi je doneo nove izazove u rešavanju specifičnih problema.

Od 1975. godine se u našoj zemlji vrši redovna kontrola predmeta veterinarsko-sanitarnog i fito-sanitarnog nadzora hrane iz uvoza. Na taj način se uz kontrolu domaćih proizvoda obezbeđuje radijaciono-higijenski ispravna hrana za ljude i životinje.

5. LITERATURA

- [1] A. Aakrog. The radiological impact of Chernobyl debris compared with from nuclear weapons fallout. *J. Environ. Radioact.* 6 (1988) 151-162.
- [2] Nivo radioaktivne kontaminacije čovekove sredine i ozračenost stanovništva Jugoslavije 1986. godine usled havarije nuklearne elektrane u Černobilju. Savezni komitet za rad, zdravlje i socijalnu zaštitu, Beograd, 1987.
- [3] Gordana Pantelić. Genetski algoritmi, doktorska disertacija, Fizički fakultet, Beograd, 2010.
- [4] N.A. Beresford, S.Fesenko, A.Konoplev, L.Skuterud, J.T.Smith, G.Voigt. Thirty years after the Chernobyl accident: What lessons have we learnt? *J. Environ. Radioact.* 157 (2016) 77-89.
- [5] H. Staaland, T.H. Garmo, K. Hove and Pedersen Ø. Feed selection and radiocesium intake by reindeer, sheep and goats grazing alpine summer habitats in southern Norway. *J. Environ. Radioact.* 29(1) (1995) 39-56.
- [6] Giese, W., Counter measures for Reducing of Radiocesium to Animal Derived Food, *Sci. Total Environ.*, 85 (1989) 317-326.
- [7] Hove, K., Hansen, H.S., Reduction of Radiocesium Transfer to Animal Products Using Sustained Release Boli with Ammonium iron (III) Hexacyanoferate (II), *Acta Vet. Scand.*, 34 (3) (1993) 287-29.
- [8] Hansen, H.S., et al., The Effect of Sustained Release Boli with Ammonium iron (III) Hexacyanoferate (II) on Radiocesium Accumulation in Sheep Grazing Contaminated Pasture. *Health Phys.*, 71(5) (1996) 705-712.
- [9] M.Vicentijevic, G.Pantelic, D.Vukovic, B.Mitrovic, V.Vukovic, D. Zivanov, The Effect of Radioprotectors Protection Ability in peasant after alimentary contamination with ¹³⁷Cs. *Nucl. Technol. Radiat Prot.* 28(2) (2013) 232-236.
- [10] Smith, J.T., Kudelsky, A.V., Ryabov, I.N., Daire, S.E., Boyer, L., Blust, R.J., Fernandez, J.A., Haddingh, R.H., Voitsekhovitch, O.V., Uptake and elimination of radiocesium in fish and the "size effect". *J. Environ. Radioact.* 62 (2002) 145-164.
- [11] Koulikov, A.O., Mean depths, physiological and ecological factors influencing the radiocesium contamination of fish species from Kiev reservoir. *Sci. Total Environ.* 177 (1996) 125-135.
- [12] Koulikov, A.O., Ryabov, I.N., Specific cesium activity in freshwater fish and the size effect. *Sci. Total Environ.* 112 (1992) 125-142.
- [13] Monte, L., Brittain, J.E., Hakanson, L., Heling, R., Smith, J.T., Zheleznyak, M., 2003. Review and assessment of models used to predict the fate of radionuclides in lakes. *J. Environ. Radioact.* 69 (2003) 177-205.
- [14] Monte, L., Fratarcangeli, S., Pompei, F., Quaggia, S., Battella, C., Bioaccumulation of ¹³⁷Cs in the main species of fishes in lakes of central Italy. *Radiochem. Acta*, 60 (1993) 219-222.
- [15] Rowan, D. J., Rasmussen, J. B., Bioaccumulation of radiocesium by fish: the influence of physicochemical factors and trophic structure. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51 (1994) 2388-2410.

- [16] Rowan, D.J., Rasmussen, J. B., The elimination of radiocaesium from fish. *J. Appl. Ecology* 32 (1995) 739–744.
- [17] A.Baeza, J.A.Corbacho, A.Rodriguez. Influence of the Fukushima Dai-ichi nuclear accident on Spanish environmental radioactivity levels. *J. Environ. Radioact.* 114 (2012) 138-145.
- [18] Mayumi Yoshimura, Tetsuya Yokoduka. Radioactive contamination of fishes in lake and streams impacted by the Fukushima nuclear power plant accident. *Sci. Total Environ.* 482–483 (2014) 184–192.
- [19] Mitrović R., R.Kljajić, B.Petrović, Dubravka Vuković: Rezultati analize radioaktivnog cezijuma ($^{134,137}\text{Cs}$) u biotehničkoj proizvodnji za period 1985-1995. godine, *Savetovanje: "Černobilj, 10 godina posle"*, Zbornik radova, 123-126, Budva, 1996.
- [20] Zdenko Franić, Gordana Marović. Long- term investigations of radioceasium activity in carp in North Croactia after the Chernobyl accident. *J. Environ. Radioact.* 94 (2007) 75-85.
- [21] Dubravka Vuković, R. Mitrović, B. Petrović, R. Kljajić: Aspects of radioecological determinations ^{134}Cs i ^{137}Cs in fodder, *EKOLOGIJA 1998*, Supplementum, 251-253.
- [22] Mitrović R., Dubravka Vuković, M. Vićentijević, R. Kljajić, B. Petrović: Riba kao pokazatelj radioaktivne kontaminacije, 46. *Savetovanje industrije mesa –(sa međunarodnim učešćem) Meso i proizvodi od mesa – ishrana i okolina*, Vrnjačka Banja, 1997. *TEHNOLOGIJA MESA*, No 2, 76-81, Beograd, 1998.
- [23] Vuković Dubravka, R. Mitrović, Vićentijević, M., Suzana Manić, D. Milićević: Stepen radioaktivne kontaminiranosti mesa i proizvoda od mesa u periodu od 1992. do 2000. 50. *jubilarno savetovanje industrije mesa-(sa međunarodnim učešćem)*, Arandelovac-Bukovička Banja, oktobar 2001. *TEHNOLOGIJA MESA*, N° 1-2, 53-55, Beograd, 2002.
- [24] Pravilnik o granicama sadržaja radionuklida u vodi za piće, životnim namirnicama, stočnoj hrani, lekovima, predmetima opšte upotrebe, građevinskom materijalu i drugoj robi koja se stavlja u promet. Službeni glasnik RS br. 86/2011.
- [25] Dubravka Vuković, Radosav Mitrović, Mihajlo Vićentijević, Gordana Pantelić: Kontrola radioaktivnosti nakon Fukušima akcidenta. 26. *Simpozijum društva za zaštitu od zračenja Srbije i Crne Gore*, Zbornik radova, 133-136, Tara, 2011.

GAMMA SPECTROMETRY CONTROL OF FOOD AND FEED AFTER CHERNOBYL

Dubravka VUKOVIĆ¹, Mihajlo VIĆENTIJEVIĆ¹ and Gordana PANTELIĆ²

1) *Institute of Veterinary Medicine of Serbia, Belgrade, Serbia, dubakaiva@gmail.com, vicamihajlo@yahoo.com*

2) *Vinca Institute of Nuclear Science, Belgrade, Serbia, pantelic@vinca.rs*

The nuclear accident at Chernobyl, which occurred on 26 April 1986 in former SSSR, (now Ukraine), caused a great deal of attention and public concern about the possible contamination of the environment. In a few days the radioactive cloud came to our country, when radionuclides were detected in the samples of aerosol and precipitation. Laboratories in Serbia have begun testing radioactivity in food samples immediately after the accident, while radionuclide content is examined in food and feed in the Laboratory for Radiation Hygiene of the Institute of Veterinary Medicine of Serbia since 1989 by gamma spectrometry method. It was measured from 206 to 2400 samples annually. The most analysed samples were fishmeal, meet, fish, milk powder, etc. Almost all samples were radiation-hygienically correct and safe for use. Number of analysis of food that comes from Asia was increased after the accident in Fukushima in 2011. The largest number of samples have been fish from Thailand, China, Vietnam. All of the samples were radiation-hygienically correct and safe for use.

ANALIZA AKTIVNOSTI ^{137}Cs U GLJIVAMA SA TERITORIJE SRBIJE OD ČERNOBILJSKOG AKCIDENTA DO DANAŠNJIH DANA

Mirjana ČUJIĆ¹, Ana ČUČULović², Jelena PETROVIĆ¹ i Snežana DRAGović¹

1) Univerzitet u Beogradu, Institut za nuklearne nauke Vinča, Beograd, Srbija
cujicm@vinca.rs

2) Univerzitet u Beogradu, Institut za primenu nuklearne energije, Beograd, Srbija

Rezime

Nakon akcidenta u nuklearnoj elektrani 'Lenjin', u periodu od trideset godina, u Institutu za primenu nuklearne energije - INEP, gamaspektrometrijski su određene koncentracije aktivnosti ^{137}Cs u hiljadama uzoraka gljiva sakupljenim na teritoriji Srbije. Dobijeni rezultati statistički su obrađeni i predstavljeni u ovom radu. Poznato je da su gljive dobri bioindikatori zagađenja radioaktivnim supstancijama. Step en usvajanja radiocezijuma zavisi od vrste gljive, ali i od metode njihove obrade (sušenje, mariniranje, salamurenje). Najviša koncentracija aktivnosti ^{137}Cs izmerena je u uzorku smrčka 1986. godine i iznosila je 2390 Bqkg^{-1} , dok su u toku 2015. godine izmerene koncentracije bile manje od $0,1 \text{ Bqkg}^{-1}$. Tokom godina, koncentracije aktivnosti su očekivano opadale, ali se dešavalo da dođe i do izuzetka od ovog trenda, pa je u uzorku suvog vrganja sakupljenog 2002. godine izmerena vrednost od 1004 Bqkg^{-1} .

1. UVOD

Radiocezijum, ^{137}Cs nastaje u reakciji nuklearne fisije ^{235}U i ^{239}Pu , fisioni prinos iznosi 6,2%, a vreme poluraspada iznosi 30,2 godine, što za posledicu ima da je jedan od najzastupljenijih fisionih produkata u prirodi. Nakon akcidenta u Černobilju u nuklearnoj elektrani "Lenjin", oslobođeni radioaktivni materijal u atmosferi bio je zahvaćen procesima precipitacije, a zatim oslobođen, putem radioaktivnih padavina i vlažne depozicije do različitih prostora Evrope [1-3]. U prvoj godini nakon akcidenta visoka koncentracija aktivnosti u poljoprivrednim kulturama bila je posledica direktne depozicije. Nakon godinu dana, kad je usvajanje radionuklida putem korenovog sistema postalo dominantan proces transfera, njihova koncentracija u poljoprivrednim kulturama je bila niska. U godinama nakon černobiljskog akcidenta više koncentracije aktivnosti radionuklida detektovane su u produktima prirodnih i poluprirodnih ekosistema (meso divljih životinja, gljive i bobičasto voće). Za razliku od poljoprivrednih ekosistema, kod kojih se zemljište obrađuje i đubri, zemljište prirodnih ekosistema pokazuje više ili manje jasnu podelu na gornji, uglavnom organski horizont, i donji mineralni horizont, koji se međusobno razlikuju u pH vrednosti, vlazi i biološkoj aktivnosti [4].

U zemljišnim ekosistemima, drveće najefikasnije usvaja radionuklide. Zemljište je osnovni rezervoar radionuklida emitovanih u nuklearnim akcidentima i u njemu se radionuklidi mogu detektovati i godinama nakon akcidenta [5]. Pokretljivost svakog radionuklida i njegov transfer u lancu ishrane značajno zavisi od njegove interakcije sa komponentama zemljišta. Pokretljivost radiocezijuma može biti veoma visoka

непосредно после депозиције, што зависи од метеоролошких услова, структуре земљишта, хемијског облика и сорпционе кинетике радionуکلida. Радionуклidи у билјке могу доспети директно (усвајање из ваздуха од стране надземних делова билјке) и/или индиректно (усвајање из подлоге преко кореновог система). Степен усвајања фisionих продуката и плутонијума из земљишта од стране билјака прати следећи редослед: $^{89,90}\text{Sr} > ^{131}\text{I} > ^{140}\text{Ba} > ^{137}\text{Cs}$, $^{106}\text{Ru} > ^{144}\text{Ce}$, ^{91}Y , ^{147}Pm , $^{95}\text{Zr-Nb} > ^{239}\text{Pu}$ [6]. Услед разлика у усвајању, различита је и дистрибуција апсорбованих радionуکلida у различитим деловима билјке, што је значајно прilikом конзумирања различитих делова билјака у исхрани. Контаминација становништва цеzijумом-137 путем ingestije после једнократног уношења наступа већ након 10 минута, што се може детектовати анализом крви, док се након 4 дана у мишићима може детектовати 52% укупне унете активности [7]. Биолошко време полураспада ($T_{b1/2}$) ^{137}Cs за човека износи 50-160 дана [8]. Познато је да је ^{137}Cs аналог калијума, и управо овај релативно широк опсег $T_{b1/2}$ указује да његова елиминација из организма зависи од садржаја калијума у организму, пола, старосне доби, мишићне масе, али и других параметара.

Прве студије које су показале висок степен усвајања радиоцеzijума од стране гљива датирају још из шездесетих година прошлог века [9]. Главни разлози хранљивости гљива огледају се у високом садржају протеина, око 75%, и ниској калоријској вредности. За разлику од осталих билјних намирница гљиве садрже све есенцијалне аминокиселине, док у односу на намирнице животињског порекла садрже минималне количине липида. Концентрације активности радionуکلida цеzijума у гљивама више су у односу на њихову концентрацију у осталим намирницама [10]. Већина гљива има висок афинитет према ^{137}Cs , који бива апсорбован мицелијумом и депонован у телу гљиве [11]. У периоду 1963-1970. године у истраживању спроведеном на територији Немачке, у гљивама су одређене концентрације активности ^{137}Cs пореклом из падавина до којих је дошло након тестирања нуклеарног оруђја, при чему је максимална вредност ^{137}Cs у *Boletus badius* износила 1133 Bq kg^{-1} (свеже масе) [12]. Haselwandter (1978.) је анализом акумулације ^{137}Cs код 12 врста гљива, сакупљених на простору Аустрије, установио да концентрације активности варирају зависно од врсте и од супстрата на коме расту [13]. Кина је у току октобра 1980. године извршила тестирање нуклеарног оруђја, након којих је на територији Аустрије у гљивама одређена концентрација активности ^{137}Cs од 21296 Bq kg^{-1} (суве масе) [14]. После акцидента у Чернобилу објављени су многи подаци о концентрацијима ^{134}Cs и ^{137}Cs у гљивама [15, 16]. Подаци показују да су гљиве усвојиле велику количину цеzijумових изотопа из радиоактивних падавина. Активност радиоцеzijума у гљивама износила је и до $2 \times 10^5 \text{ Bq kg}^{-1}$ (суве масе) [17]. Резултати су показали да гљиве, као и животиње које се њима хране, могу да послуже као осетљиви индикатори контаминације радиоцеzijумом у животној средини.

На основу мониторинга животне средине коришћењем гљива, као биоиндикаторских врста може се проценити радијационо оптерећење становништва одређеног простора. У Centralној и Istočnoј Европи традиционално се сакупљају шумски плодови, који се користе у исхрани локалног становништва, а у последњој деценији ова делатност има и важан економски аспект. На основу регулативе Републике Србије, концентрације активности у гљивама које се стављају у промет могу бити до 150 Bq kg^{-1} (свеже масе), 600 Bq kg^{-1} (суве масе) и 1250 Bq kg^{-1} (после нуклеарног акцидента или у случају другог ванредног радиолошког догађаја) [18]. Од значаја је одредити дозу зрачења коју прими становништво конзумирањем контаминираних храна, у овом случају гљива. Конзумирање око 13 kg гљива, максималне концентрације активности ^{137}Cs (600 Bq kg^{-1}), произведе ефективну дозу од 0,1 mSv. Према препорукама ICRPa и према нашој законској регулативи,

granica godišnje efektivne doze za stanovništvo iznosi 1 mSv [19]. U određenim grupama potrošača, postoji mogućnost da se ova granica nadmaši, te je stoga potrebno informisati potrošače o potencijalnom riziku.

Šumski ekosistemi su staništa velikog broja vrsta lekovitog i aromatičnog bilja, šumskih plodova i gljiva, a među lokalnim stanovništvom postoji duga tradicija korišćenja ovih prirodnih resursa. Na osnovu Zakona o zaštiti prirode Republike Srbije [20] i Zakona o genetički modifikovanim organizmima [21], kao i obaveza preuzetih na osnovu Konvencije o biodiverzitetu [22] i Kartagena protokola o biološkoj sigurnosti [23], regulisano je sakupljanje resursa iz prirode Uredbom o stavljanju pod kontrolu korišćenja i prometa divlje flore i faune [24]. Ovom Uredbom obuhvaćeno je 78 biljnih vrsta, 3 vrste lišajeva, 15 vrsta gljiva i 9 životinjskih vrsta. U tabeli 1 predstavljene su vrste gljiva koje se mogu sakupljati na teritoriji Republike Srbije i stavlјati u dalji promet. Među navedenim vrstama najviše se sakuplja lisičarka (*Cantharellus cibarius*) i vrganj (*Boletus edulis*).

Tabela 1. Lista zaštićenih vrsta gljiva u skladu sa Uredbom o stavljanju pod kontrolu korišćenja i prometa divlje flore i faune

Red. br.	Latinski naziv	Autor	Narodni naziv
1.	<i>Boletus aereus</i>	<i>Bull. Fr.</i>	Crni vrganj
2.	<i>Boletus reticulatus</i>	<i>(Paulet) Fr.</i>	Raspucani vrganj
3.	<i>Boletus edulis</i>	<i>Bull. Fr.</i>	Letnji, pravi vrganj
4.	<i>Boletus pinophilus</i>	<i>Pilat and Dermerk</i>	Borov vrganj
5.	<i>Cantharellus cibarius</i>	<i>L. Fr.</i>	Lisičarka
6.	<i>Craterellus cornucopioides</i>	<i>Pers.</i>	Mrka truba
7.	<i>Lactarius deliciosus</i>	<i>(L.) S.F.Gray.</i>	Rujnica
8.	<i>Lactarius deterrimus</i>	<i>Groger</i>	Smrekina rujnica
9.	<i>Lactarius salmonicolor</i>	<i>Heim and Lecl.</i>	Jelova rujnica
10.	<i>Lactarius sanguifluus</i>	<i>(Paul.) Fr.</i>	Krvna mlečnica
11.	<i>Lactarius semisanguifluus</i>	<i>Heim and Lecl.</i>	Polukrvna mlečnica
12.	<i>Marasmius oreades</i>	<i>(Bolt. Fr.) Fr.</i>	Supača, Vilin klinčić
13.	<i>Tuber magnatum</i>	<i>Pico</i>	Beli tartuf
14.	<i>Tuber aestivum</i>	<i>Vittad.</i>	Crni letnji tartuf
15.	<i>Tuber macrosporum</i>	<i>Vittad.</i>	Crni zimski tartuf

Cilj ovog rada je: i) analiza koncentracije aktivnosti ^{137}Cs u uzorcima gljiva sakupljenih na teritoriji Srbije od černobiljskog akcidenta do današnjih dana; ii) procena efektivne doze zračenja na stanovništvo usled ingestije gljiva.

2. MATERIJAL I METODE

Koncentracije aktivnosti ^{137}Cs u uzorcima gljiva sa teritorije Srbije određene su metodom gamaspektrometrije. U periodu do 2002. godine za analizu je korišćen NaI detektor ORTEC-CANBERRA efikasnosti 8,7% i rezolucije 7% za ^{137}Cs na 661,6 keV. Od 2002. godine korišćen je HPGe ORTEC-AMETEK detektor relativne efikasnosti od 34% i rezolucije 0,2% za ^{60}Co na 1330 keV. Pre merenja uzorci gljiva su očišćeni (od zaostale zemlje, trave). Dalje su uzorci usitnjeni, upakovani u Marinelli posude zapremine 1 dm³, odvagani i analizirani gamaspektrometrijski prema standardnoj metodi

[25]. Kalibracija detektora za Marinelli geometriju zapremine 1 dm^3 , izvršena je pomoću kalibracionog standarda u istoj geometriji, koji sadrži smešu radionuklida. Vreme merenja uzorka iznosilo je 3600 s, a relativna greška do 10%. Analiza spektra izvršena je korišćenjem softverskih programa koji su isporučeni zajedno sa gamaspektrometrijskim uređajem. Koncentracija aktivnosti ^{137}Cs određivana je na osnovu gama linije na energiji od 661,6 keV.

Efektivna doza zračenja (H_{ing} (Sv)) za stanovništvo proizvedena ingestijom gljiva procenjena je na osnovu koncentracija aktivnosti ^{137}Cs ($A_{^{137}\text{Cs}}$ (Bq kg^{-1} sveže mase)), koeficijenta konverzije doze (DC (Sv Bq^{-1})) i količine konzumiranih gljiva u toku godine (e (kg)), korišćenjem jednačine [13]:

$$H_{ing} = A_{^{137}\text{Cs}} \times DC \times e$$

Koeficijent konverzije doze zračenja obuhvata proračune koji sadrže aspekte humane fiziologije, radijacione fizike, vremenske i prostorne depozicije absorbovane energije, nastale usled konzumiranja kontaminiranih namirnica radionuklidima i za ^{137}Cs iznosi $1,3 \times 10^{-8} \text{ Sv Bq}^{-1}$ [26].

Kolektivna doza je veličina izvedena iz efektivne doze, predstavlja ukupnu dozu kojoj je izložena populacija (jedinica je *manSv*) i u ovom radu biće procenjena na osnovu ukupne količine sakupljenih gljiva na godišnjem nivou. Kao posledica delovanja jonizujućih zračenja na opšte zdravlje stanovništva mogu se ispoljiti kancer i genetski efekti, koji se pripisuju biološkom fenomenu oštećenja na molekulskom lancu dezoksiribonukleinske kiseline (DNK) koji se ogleda u prekidu njegovih baza. Na osnovu modela zavisnosti efekat - doza zračenja, isti broj prekida na DNK, na primer 100 u telu pojedinca ili po jedan prekid u slučaju 100 pojedinaca, ima jednaku verovatnoću za pojavu štetnih posledica. Upravo ovakav stav je osnova koncepta kolektivne doze.

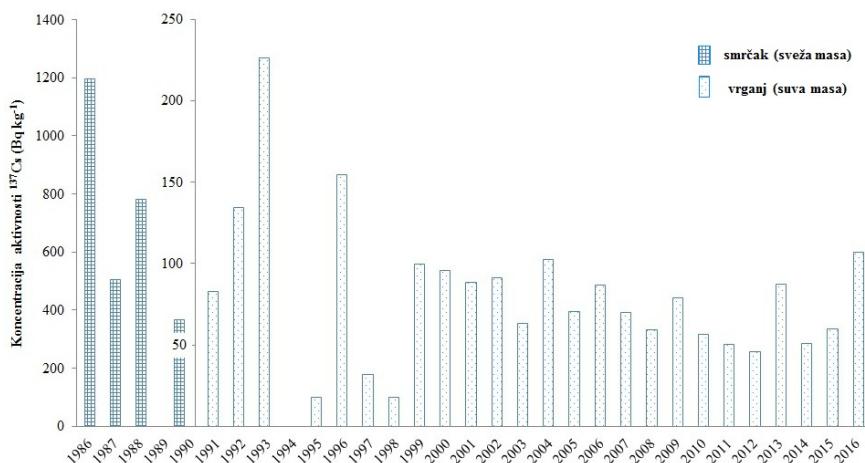
3. REZULTATI I DISKUSIJA

3.1. Koncentracija aktivnosti ^{137}Cs u gljivama

Srednje godišnje vrednosti koncentracija aktivnosti ^{137}Cs u gljivama u periodu 1986-2016. godine prikazane su na slici 1. U godini černobiljskog akcidenta 1986. u uzorcima smrčka srednja vrednost koncentracija aktivnosti (sveže mase) iznosila je 1200 Bq kg^{-1} , dok je maksimalna izmerena vrednost iznosila 2390 Bq kg^{-1} [27]. U godinama 1989. i 1994. u laboratoriji INEP-a nisu analizirani uzorci gljiva.

Sušenje je najstariji i najjednostavniji način za konzervaciju gljiva, pri čemu se iz gljiva odstranjuje voda koja čini i do 95% ukupne mase. Usled postupka sušenja gljiva dolazi do povećanja koncentracija aktivnosti. Odnos suve mase prema svežoj iznosi 0,08 [28].

Na slici 1 predstavljene su srednje vrednosti koncentracija aktivnosti (suve mase) ^{137}Cs u uzorcima vrganja za period 1991-2016. godina. Najviša srednja vrednost zabeležena je 1993. godine i iznosila je 227 Bq kg^{-1} . U periodu 2000-2015. godišnje maksimalne vrednosti koncentracija aktivnosti (suve mase Bq kg^{-1}) ^{137}Cs u uzorcima vrganja iznosile su: 318; 298; 1004; 188; 877; 265; 274; 245; 127; 506; 240; 165; 93; 383; 124; 145, redom; a u uzorcima lisičarke iznosile su: 204; 489; 98; 198; 166; 315; 102; 167; 459; 130; 97; 57; 131; 76; 122; 190; 140.



Slika 1. Godišnje srednje vrednosti koncentracija aktivnosti ^{137}Cs u uzorcima gljiva za period 1986-2016. (smrčak (sveža masa) (1986-1990) i vrganj (suva masa) (1991-2016))

U tabeli 2 predstavljene su srednje vrednosti koncentracija aktivnosti ^{137}Cs u uzorcima gljiva Evrope. U periodu 2004-2011. godine srednja vrednost koncentracija aktivnosti (suva masa) za *Boletus edulis* u ovom radu iznosi 72 Bq kg^{-1} , dok je za isti period za uzorke sakupljene na teritoriji Češke Republike srednja vrednost 606 Bq kg^{-1} [29]. Na proces usvajanja ^{137}Cs od strane gljiva utiču brojni faktori, kao što su: nivo aktivnosti ^{137}Cs u podlozi, vrsta podloge na kojoj gljive rastu, pH vrednost zemljišta, nadmorska visina staništa, dubina zemljišta, vrsta gljive.

Duff i Ramsey (2008) su u preglednom radu publikovanih rezultata o usvajanju ^{137}Cs u gljivama u prirodi u poslednjih 50 godina, objavili da rod *Boletus* pokazuje visoki afinitet za radiocezijum, koncentracije aktivnosti ^{137}Cs variraju od 13 do $>100,000 \text{ Bq kg}^{-1}$, dok gljive roda *Cantharellus* akumuliraju umerene nivoe radiocezijuma, u opsegu 1000 i 28000 Bq kg^{-1} [32]. U uzorcima gljiva *L. scabrum*, *L. versipelle*, *R. paludosa* i *R. decolorans* sakupljenih u Nacionalnom parku Øvre Dividal, Norveška, koji se nalazi na nadmorskoj visini u rasponu od 300 - 1600 m , 2010. godine izmerene su koncentracije aktivnosti (suve mase) (Bq kg^{-1}) ^{137}Cs : 218, 376, 181 i 167, redom [33]. U toku 2000-2001. godine sa teritorije Nacionalnog parka Tara i Kopaonik, Srbija, sakupljeni su uzorci gljiva, srednja vrednost koncentracije aktivnosti (Bq kg^{-1} sveže mase) ^{137}Cs bile su u uzorcima *Boletus edulis* na lokalitetu Mitrovac (1082 m) 346 Bq kg^{-1} , Markove stene (1720 m) 257 Bq kg^{-1} , u uzorcima *Cantharellus cibarius* na lokalitetu Rezervat bilo (1000 m) 204 Bq kg^{-1} , na lokalitetu Gobelja (1800 m) 315 Bq kg^{-1} [34]. Na teritoriji Finske u periodu 2000-2005. godine sakupljeno je i analizirano 600 uzoraka gljiva (20 različitih vrsta), koncentracije aktivnosti dostizale su vrednost do 9000 Bq kg^{-1} . Niske vrednosti koncentracija aktivnosti ^{137}Cs određene su u *Leccinum spp.*, *Gyromitra sp.*, *Scutigera ovinus*, srednje vrednosti u *Boletus edulis*, *Cantharellus cibarius* i *Russula sp.*, i visoke vrednosti u *Craterellus tubaeformis*, *Craterellus cornucopioides*, *Lactarius sp.*, *Hydnum sp.*, *Suillus variegatus* i *Rozites caperatus* [35]. Koncentracija aktivnosti ^{137}Cs u periodu 2011-2012. godine na teritoriji regiona Murmansk, Rusija, u gljivama familija *Boletaceae* i *Cortinariaceae* iznosila je $12,1 \text{ Bq kg}^{-1}$ [36]. Fujii i saradnici (2014) su u periodu 2005-2007. i 2010. godine analizirali sadržaj ^{137}Cs u gljivama (73 uzorka,

klasifikovanih u 14 familija i 49 vrsta), sakupljenih u šumama Noto Peninsula u Japanu. Oni su identifikovali širok opseg koncentracije aktivnosti (suve mase) (Bq kg^{-1}) ^{137}Cs od 1,4 do 4100 u gljivama koje rastu na zemljištu. Sa druge strane značajno niži opsezi od 1,9 do 20 koncentracija aktivnosti (suve mase) (Bq kg^{-1}) ^{137}Cs određen je u gljivama čiji je supstrat kora drveća [37]. Nakon akcidenta u Fukušimi, 154 uzorka gljiva (22 različite vrste) sakupljeni su 2013. godine u selu Kawauchi udaljenom oko 30 km od Fukušime. Interesantno je da u 12,3% uzoraka radiocezijum nije detektovan, u 44,8% koncentracija aktivnosti radiocezijuma iznosila je do 1000 Bq kg^{-1} i u 36,4% aktivnost je prevazilazila vrednost od 1000 Bq kg^{-1} . Maksimalne koncentracije aktivnosti ^{134}Cs i ^{137}Cs određene su u vrsti *Cortinarius salor Fr.* vrednosti 5433 Bq kg^{-1} i 11616 Bq kg^{-1} , redom [38].

3.2. Efektivna doza zračenja na stanovništvo usled ingestije gljiva

Korišćenje gljiva u ishrani prisutno je u svetu i godišnji proseki potrošnje po stanovniku je od zanemarljivih količina do više od 50 kg godišnje [33, 39]. U Srbiji se na godišnjem nivou izdaju dozvole za sakupljanje gljiva, kojima je određena maksimalna količina koja se može sakupiti. Iz godine u godinu granica se pomera naviše, tako je 2000. godine propisana maksimalna količina koja se može sakupiti za *Boletus edulis* iznosila 1723 t, a 2016. iznosi 6000 t, za *Cantharellus cibarius* 2000. godine granica je iznosila 807 t, a 2016. granica iznosi 2500 t. Na osnovu podataka Zavoda za zaštitu prirode u toku 2012. godine na teritoriji Srbije sakupljeno je 1328 t gljive *Boletus edulis* i 584 t gljive *Cantharellus cibarius*.

Tabela 2. Srednje vrednosti koncentracije aktivnosti (suve mase) (Bq kg^{-1}) ^{137}Cs u uzorcima gljiva u zemljama Evrope

Zemlja	Godina uzorkovanja	Vrsta	Koncentracija aktivnosti
Turska [28]	2004-2005	<i>Boletus edulis</i>	29
		<i>Craterellus cornucopioides</i>	43
		<i>Cantharellus cibarius</i>	33
Češka [29]	2004-2011	<i>Boletus edulis</i>	606
Hrvatska [30]	1999-2002	<i>Lactarius sp.</i>	127,5
		<i>Boletus sp.</i>	22,0
		<i>Craterellus cornucopioides</i>	7,6
Poljska [31]	1990	<i>Cantharellus cibarius</i>	1570
		<i>Boletus edulis</i>	1084

Sa ciljem procene doze zračenja na stanovništvo nastale kao posledica konzumiranja gljiva koje sadrže ^{137}Cs izračunata je integralna efektivna doza zračenja za petogodišnji period i rezultati su predstavljeni u tabeli 3. Pri ovoj proceni uzete su u obzir srednje izmerene vrednosti koncentracija aktivnosti (sveže mase Bq kg^{-1}) ^{137}Cs u gljivama u periodu 1986-2015.

Godišnje se na teritoriji Republike Srbije sakupi u proseku 3000 t gljiva. Za ovu količinu gljiva procenjena kolektivna efektivna doza zračenja iznosi 0,23 manSv. Sredinom devedesetih godina prošlog veka u ruralnoj oblasti Rusije na 200 km udaljenosti od Černobilja procenjena efektivna doza nastala konzumiranjem gljiva iznosila je 0,221 mSv [40]. Škrkal i sar. (2013) su procenili da efektivna doza nastala ingestijom pečuraka u Češkoj Republici iznosi od 0,006 do 6 μSv [23]. Na osnovu analize koncentracije

aktivnosti ^{137}Cs u 27 vrsta gljiva na teritoriji Velike Britanije i 233 ispitanika o navikama i količini konzumiranja gljiva u ishrani, procenjena srednja vrednost efektivne doze zračenja iznosila je $0,015\mu\text{Sv}$, dok je maksimalna procenjena vrednost iznosila $0,095\mu\text{Sv}$ [41]. U ovom radu prosečna godišnja efektivna doza nastala usled ingestije gljiva koje sadrže ^{137}Cs procenjena je na $0,15\mu\text{Sv}$, za stanovništvo Srbije u periodu 2000 - 2015. godine. Poređenja radi, u godini nuklearnog akcidenta 1986. u Černobilju procenjeno interno ozračivanje stanovništva Srbije putem ingestije iznosilo je u opsegu $0,02 - 1,11\text{mSv}$, sa srednjom vrednošću od $0,17\text{mSv}$ [42]. Integralna koncentracija aktivnosti ^{137}Cs u 1986. godine za povrće (izuzev krtolastog povrća) iznosila je $2365\text{Bq dan kg}^{-1}$, pri čemu je dnevni unos procenjen na $0,15\text{dan kg}^{-1}$, uz dozni koeficijent za ingestiju od $1,4 \times 10^{-8}\text{Sv Bq}^{-1}$ [42]. Na osnovu navedenih podataka za period od šest meseci procenjena integralna efektivna doza zračenja stanovništva nastala ingestijom povrća kontaminiranog ^{137}Cs iznosi $0,89\text{mSv}$, odnosno dnevna efektivna doza od $5\mu\text{Sv}$.

Tabela 3. Procenjena integralna efektivna doza stanovništva za period od pet godina nastala ingestijom pečuraka koje sadrže ^{137}Cs

Period (godina)	Vrsta gljive	Srednja vrednost koncentracije aktivnosti ^{137}Cs (Bq kg^{-1} sveže mase)	Integralna efektivna doza zračenja (μSv)
1986-1990	<i>Morchella conica</i>	716	93
1991-1995	<i>Boletus edulis</i>	9,3	1,21
1996-2000	<i>Boletus edulis</i>	6,4	0,84
2001-2005	<i>Boletus edulis</i>	6,7	0,87
2006-2010	<i>Boletus edulis</i>	5,6	0,74
2011-2015	<i>Boletus edulis</i>	5,4	0,62

4. ZAKLJUČAK

Gljive kao bioindikatorska vrsta nezaobilazni su predmet radioekoloških istraživanja. Prikazani rezultati pokazuju da vrste koje se najviše sakupljaju na teritoriji Republike Srbije, *Boletus edulis* i *Cantharellus cibarius* akumuliraju ^{137}Cs iz podloge. U analiziranim uzorcima srednja godišnja vrednost od devedesetih godina pa do današnjih dana ne prevazilazi srednju vrednost koncentracije aktivnosti veću od 10Bq kg^{-1} (sveže mase). Izuzetak su gljive *Boletus edulis* i *Cantharellus cibarius* sakupljene 2000-2001. godine u Nacionalnim parkovima Tara i Kopaonik, čija je srednja vrednost koncentracije aktivnosti ^{137}Cs iznosila 270 i 210 Bq kg^{-1} (sveže mase), redom. Prilikom procene radijacionog opterećenja stanovništva potrebno je uzeti u razmatranje gljive, posebno kod stanovništva visokoplaninskih prostora kod kojeg ova vrsta namirnica ima značajni udeo u ishrani. Procenjena prosečna godišnja efektivna doza od ^{137}Cs nastala usled ingestije gljiva, sakupljenih na teritoriji Republike Srbije iznosi $0,15\mu\text{Sv}$.

Napomena

Autori se zahvaljuju kolegama koji su doprineli razvoju laboratorije za Radioekologiju INEP-a dr Slobodanki Stanković i dr Miodragu Krainčaniću. Ovaj rad je podržan od strane Ministarstva prosvete, nauke i tehnološkog razvoja Republike Srbije (III43009).

5. LITERATURA

- [1] P. Müller. Caesium-137 in Rehwild der Bundesrepublik Deutschland. *Der Saarljäger*, 3 (1986) 3-6.
- [2] Ch. Persson, H. Rohde and L.E. De Geer. The Chernobyl accident – A meteorological analysis of how radionuclides reached and were deposited in Sweden. *Ambio*, 16 (1987) 20-31.
- [3] P.H. Gudiksen, T.F. Harvey and R. Lange. Chernobyl source term, atmospheric dispersion and dose estimation. *Health Phys.* 57 (1989) 697-706.
- [4] M.J. Frissel, H. Noordijk, K.E. van Bergejik. The impact of extreme environmental conditions, as occurring in natural ecosystems, on the soil-to-plant transfer of radionuclides. In: Desmet G et al. (eds.): Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. Elsevier, London and New York, 1990.
- [5] J. Petrović, M. Čujić, M. Đorđević, R. Dragović, B.Gajić, Š. Miljanić, S. Dragović. Spatial distribution and vertical migration of ¹³⁷Cs in soils of Belgrade (Serbia) 25 years after the Chernobyl accident. *Environ. Sci. Process. Imp.* 15 (2013) 1279-1289.
- [6] H. Nishita, E.M. Romney and K.H. Larson. Uptake of radioactive fission products by plants In Radioactive Fallout, Soil, Plants, Foods, Man, ed. E. B. Fowler. Elsevier Publishing Company, Amsterdam, 1965.
- [7] G. Đurić and D. Popović. Ionizujuća zračenja-merenje i zaštita. Društvo za mernu tehniku Srbije, Beograd, 1987, str. 113-131.
- [8] M. Uchiyama. Estimation of ¹³⁷Cs Body Burden in Japanese II. The Biological half-life. *J. Radiat. Res.* 19 (1978) 246-261.
- [9] H. Grüter. Eine selektive Anreicherung des Spaltprodukts ¹³⁷Cs in Pilzen. *Naturwissenschaften*, 51(1964) 161-162.
- [10] M. Hoshi, M. Yamamoto, H. Kawamura, K. Shinohara, Y. Shibata, M. T. Kozlenko, et al. Fallout radioactivity in soil and food samples in the Ukraine: Measurements of iodine, plutonium, cesium, and strontium isotopes. *Health Phys.* 67 (1994) 187-191.
- [11] L. Kammerer, L. Hiersche and E. Wirth. Uptake of radiocaesium by different species of mushrooms. *J. Environ. Radioact.* 23 (1994) 135-150.
- [12] H. Grueter. Radioactive fission product ¹³⁷Cs in mushrooms in W. Germany during 1963-1970. *Health Phys.* 20 (1971) 655-656.
- [13] K. Haselwandter. Accumulation of the radioactive nuclide ¹³⁷Cs in fruitbodies of basidiomycetes. *Health Phys.* 34 (1978) 713-715.
- [14] P. Eckl, W. Hofmann and R. Turk. Uptake of natural and man-made radionuclides by lichens and mushrooms. *Radiation and Environmental Biophysics* 25 (1986) 43-54.
- [15] D. K. Teherani. Accumulation of ¹⁰³Ru, ¹³⁷Cs and ¹³⁴Cs in fruitbodies of various mushrooms from Austria after Chernobyl. *J Radioanal. Nucl. Chem.* 117 (1987) 69-74.
- [16] D. K. Teherani. Determination of ¹³⁷Cs and ¹³⁴Cs radioisotopes in various mushrooms from Austria one year after the Chernobyl incident. *J Radioanal. Nucl. Chem.* 12-6 (1988) 401-406.
- [17] Z. Randa. Radiocaesium tracer obtained from mushrooms. *J Radioanal. Nucl. Chem.* 126 (1988) 345-349.
- [18] Pravilnik o granicama sadržaja radionuklida u vodi za piće, životnim namirnicama, stočnoj hrani, lekovima, predmetima opšte upotrebe, građevinskom materijalu i drugoj robi koja se stavlja u promet. Službeni glasnik RS br. 86/2011.
- [19] ICRP (International Commission on Radiation Protection). Compendium of dose coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119. (2012).
- [20] Zakon o zaštiti prirode Republike Srbije, Službeni glasnik RS br.: 36/09 i 88/2010.
- [21] Zakon o genetički modifikovanim organizmima, Službeni glasnik RS br. 41/2009.
- [22] Convention on Biological Diversity. United Nations 1992.
- [23] The Cartagena Protocol on Biosafety to the Convention on Biological Diversity, ISBN: 92-807-1924-6, Montreal 2000.
- [24] Uredba o stavljanju pod kontrolu korišćenja i prometa divlje flore i faune, Službeni glasnik RS br.: 31/2005, 45/2005, 22/2007, 38/2008 i 09/2010.
- [25] IAEA (International Atomic Energy Agency). Measurement of Radionuclides in Food and the Environment; Technical Report Series No. 295. Vienna, 1989.

- [26] IAEA (International Atomic Energy Agency). International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources. Safety Series No. 115. Vienna, 1996.
- [27] S. Stanković, M. Krainčanić, A. Stanković, Komparativno ispitivanje nivoa kontaminacije radiocezijuma 137 i 134 nekih bioindikatora, XVII Jugoslovenski simpozijum za zaštitu od zračenja, Savremeni problemi u zaštiti od zračenja, Beograd-Vinča, Zbornik radova - Proceedings, 1993, 65-67.
- [28] Ş. Turhan, A. Köse and A. Varinlioğlu. Radioactivity levels in some wild edible mushroom species in Turkey. *Isot. Environ. Health S.* 43 (2007) 249-256.
- [29] J. Škrkal, P. Rulík, K. Fantínová, J. Burianová and J. Helebrant. Long-term ¹³⁷Cs activity monitoring of mushrooms in forest ecosystems of the Czech Republic. *Rad. Protect. Dosimetry* 157 (2013) 579-584.
- [30] M. Vilic, D. Barišić, P. Kraljević and S. Lulić. ¹³⁷Cs concentration in meat of wild boars (*Sus scrofa*) in Croatia a decade and half after the Chernobyl accident. *J. Environ. Radioact.* 81 (2005) 55-62.
- [31] J.W. Mietelski, M. Jasifiska, B. Kubica, K. Kozak and P. Macharski. Radioactive contamination of Polish mushrooms. *Sci. Tot. Environ.* 157 (1994) 217-226.
- [32] M.C. Duff and M. L. Ramsey. Accumulation of radiocesium by mushrooms in the environment: a literature review. *J. Environ. Radioact.* 99 (2008) 912-932.
- [33] J.P. Gwynn, A. Nalbandyan and G. Rudolfsen. ²¹⁰Po, ²¹⁰Pb, ⁴⁰K and ¹³⁷Cs in edible wild berries and mushrooms and ingestion doses to man from high consumption rates of these wild foods. *J. Environ. Radioact.* 116 (2013) 34-41.
- [34] S. Dragović. Specifičnosti lokalizacije i distribucije ¹³⁷Cs u mahovinama, magistarska teza. Fakultet za fizičku hemiju, Univerzitet u Beogradu, 2002.
- [35] E. Kostiainen. ¹³⁷Cs in Finnish wild berries, mushrooms and game meat in 2000-2005. *Boreal. Environ. Res.* 12 (2007) 23-28.
- [36] G. G. Matishov, N. E. Kasatkina, I. S. Usyagina and D. A. Farion, Artificial radionuclides in edible wild mushrooms and berries of the murmansk region, *Doklady. Earth Sci.* 455 (2014) 463-468.
- [37] A. Fujii, T. Koura, T. Yoshimoto, T. Kawabata, Y. Nakamura, K. Hamamichi, H. Kakimoto, Y. Yamada, M. Yoshioka, M. Yamamoto and K. Hayakawa. Concentrations of ¹³⁷Cs and ⁴⁰K in wild mushrooms collected in a forest on Noto Peninsula, Japan. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 300 (2014) 707-717.
- [38] K. Nakashima, M. Orita, N. Fukuda, Y. Taira, N. Hayashida, N. Matsuda nad N. Takamura. Radiocesium concentrations in wild mushrooms collected in Kawauchi Village after the accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. *Peer J* (2015) 3:e1427. DOI 10.7717/peerj.1427.
- [39] F.J. Guillén and A. Baeza. Radioactivity in mushrooms: A health hazard? *Food Chem.* 154 (2014) 14-25.
- [40] L. Skuterud, I.G. Travnikova, M.I. Balonov, P. Strand and B.J. Howard. Contribution of fungi to radiocaesium intake by rural populations in Russia. *Sci. Tot. Environ.* 193 (1997) 237-242.
- [41] C.L. Barnett, N.A. Beresford, P.L. Self, B.J. Howard, J.C. Frankland, M.J. Fulker, B.A. Dodd and J.V.R. Marriott. Radiocaesium activity concentrations in the fruit-bodies of macrofungi in Great Britain and an assessment of dietary intake habits. *Sci. Tot. Environ.* 231 (1999) 67-83.
- [42] Nivoi radioaktivne kontaminacije čovekove sredine i ozračenost stanovništva Jugoslavije 1986. godine usled havarije nuklearne elektrane u Černobilju. Savezni komitet za rad, zdravlje i socijalnu zaštitu, Beograd, 1987.

ANALYSIS OF THE ACTIVITY CONCENTRATIONS OF ^{137}Cs IN MUSHROOMS FROM THE TERRITORY OF SERBIA AFTER CHERNOBYL ACCIDENT UNTIL TODAY

Mirjana ČUJIC¹, Ana ČUČULOVIĆ², Jelena PETROVIĆ¹ i Snežana DRAGOVIĆ¹

1) University of Belgrade, Institute of Nuclear Science Vinča, Belgrade, Serbia

cujicm@vinca.rs

2) University of Belgrade, Institute for the Application of Nuclear Energy, Belgrade, Serbia,

Thousands of samples of wild mushrooms from the territory of Serbia were analyzed to determine activity concentrations of ^{137}Cs by using gamma spectrometry in the Institute for the Application of Nuclear Energy – INEP, during the period of thirty years after the accident in nuclear power plant 'Lenin' in Chernobyl. Statistically analyzed results were presented in this work. It is known that mushrooms are good bioindicators of radioactive pollution. The level of radiocesium uptake depends on the mushrooms species, but also of their treatment (drying, marinating, pickling). The highest activity concentration was 2390 Bq kg⁻¹ for ^{137}Cs (fresh weight) in 1986 in *Morchella conica*, while activity concentrations ^{137}Cs in samples collected 2015 were less than 0.1 Bq kg⁻¹. As expected, activity concentrations of ^{137}Cs in mushrooms decreased during the years, with some exceptions from this trend (e.g. activity concentration of ^{137}Cs in *Boletus edulis* collected in 2002 was 1004 Bq kg⁻¹ (dry weight)).

РАДИОЕКОЛОШКА ИСПИТИВАЊА МАРИНСКЕ СРЕДИНЕ ЈУЖНОГ ЈАДРАНА: ^{137}Cs

Иванка АНТОВИЋ¹, Никола СВРКОТА², Невенка М. АНТОВИЋ³

1) Депарتمان за биомедицинске науке, Државни универзитет у Новом Пазару,
Србија, Ivanka_Antovic@yahoo.com

2) Центар за екотоксиколошка испитивања, Подгорица, Црна Гора,
nikola.svrkota@ceti.co.me

3) Природно-математички факултет, Универзитет Црне Горе, Подгорица, Црна
Гора, nepaa@rc.pmf.ac.me

Резиме

Морска вода, седимент, муљ са детритусом, пет врста риба из три рода ципола (породица *Mugilidae*) – *Liza*, *Chelon* и *Mugil*, морска трава (*Posidonia oceanica*) из јужног Јадранског мора (обала Црне Горе), као и земљиште и пијесак из приобалног подручја, гамаспектрометријски су испитивани вишедетекторским и стандардним HPGe спектрометром. Највећа концентрација активности ^{137}Cs измјерена је у површинском слоју земљишта из Херцег Новог (90 Bq kg^{-1}), док је пијесак са плажа показао веома ниске активности (испод $1,5 \text{ Bq kg}^{-1}$). Седименти и муљ са детритусом из залива Бока Которска показали су активности ^{137}Cs до $1,4 \text{ Bq kg}^{-1}$ и $4,7 \text{ Bq kg}^{-1}$ респективно, а морска трава: $< 2 \text{ Bq kg}^{-1}$. Од укупно 105 цијелих јединки *Liza aurata*, *Liza ramada*, *Liza saliens*, *Chelon labrosus* и *Mugil cephalus* узоркованих 2009/2010, ^{137}Cs је детектован у њих 30. Генерално, цијеле јединке *L. aurata* и мишићи *C. labrosus* показали су нешто веће активности ^{137}Cs . По једанаест јединки сваке од три јужнојадранске врсте *Liza* узорковано је и 2013/2014, а анализе извршене помоћу HPGe спектрометра показале су да је у њих десет ^{137}Cs изнад, или на нивоу минималне детектибилне активности.

1. УВОД

Обала Црне Горе (293 km) и њено море (површине 6334 km^2), која подразумијева територијално море и епиконтинентални појас [1], у приморској области укупне површине 1591 km^2 коју чине општине Улцињ (255 km^2), Бар (598 km^2), Будва (122 km^2), Тиват (46 km^2), Котор (335 km^2) и Херцег Нови (235 km^2), и која чини 11,5% укупне црногорске територије (13812 km^2) и доприноси око 24% укупној популацији у Црној Гори (620 029 – према попису из 2011. године) [2], подручје је, не само од туристичког, већ и од еколошког значаја. У том смислу, посебно, залив Бока Которска.

Прва систематска радиоеколошка испитивања моринске средине јужног Јадранског мора – обала Црне Горе, започета су 2008. године, узорковањем и мјерењем – како морске воде и појединих врста риба, тако и земљишта и пијеска (али без забиљежених координата мјерних тачака), те масовним планираним узорковањем 2009/2010. године, а затим наредних година настављена поновљеним и додатним анализама узорака различите природе и врсте.

У овом раду су, с фокусом на активности ^{137}Cs , дијелом представљени резултати

тих анализа, односно испитивања морске воде, седимента, муља са детритусом, морске траве (*Posidonia oceanica*), која је ендем Средоземног мора, пет врста риба из три рода ципола (породица Mugilidae) – *Liza*, *Chelon* и *Mugil*, које значајно учествују у исхрани локалног становништва (због чега су овдје дати резултати мјерења цијелих јединки и јестивог дијела, тј. мишића; иако су активности радионуклида мјерене и у другим органима као што су гастроинтестинални систем, шкрге, пераја, скелет), уз осврт на нивое активности ^{137}Cs у земљишту приморских градова и пијеску њихових познатих плажа, што је такође био предмет наших истраживања [3].

Добро је познато да је несрећа у нуклеарној електрани Чернобил, 26. априла 1986. године, промијенила радиоеколошку слику многих подручја на сјеверној хемисфери, у првом реду европских. Иако су одмах након акцидента у многим земљама регистровани повећани нивои радиоактивне контаминације, и вршена мерења у различитим узорцима, први званични подаци о карактеру и обиму несреће појавили су се у августу [4], а према којима је из хаварисаног реактора избачено око 3,5% горива (и то 1,5% у границама тзв. 30-km зоне). Услиједио је велики број научних и организационих радова, мјерења нивоа контаминације (алфа, бета и гама емитерима чернобилског поријекла) различитих природних објеката и средина, публикован је велики број научних радова и монографија, па и оних у којима се при анализама различитих аспеката акцидента примјењују и поређења резултата мјерења и теоријских предвиђања [5]. И данас је, 30 година након акцидента, тема у више њених аспеката актуелна, па и у аспекту конзервационих посљедица.

У Црној Гори су, након акцидента у Чернобилу, мјерења ^{137}Cs вршена на Природно-математичком факултету Универзитета Црне Горе (УЦГ) [6]. Ипак, прва систематска мјерења његових концентрација активности (у земљишту, на примјер) урађена су 1994. године [6,7].

Цезијум-137 који се детектује у узорцима из животне средине у Црној Гори, превасходно је чернобилског поријекла [8]. Његово мјерење у узорцима који су предмет овог рада извршено је стандардним HPGe спектрометрима, као и вишдетекторским спектрометром ПРИПЈАТ-2М који је, због својих карактеристика, обезбјеђивао експресна мјерења.

Овдје представљени резултати основ су за детаљније радиоеколошке анализе и процјене ризика за биоту моринске средине јужног Јадранског мора, тим прије што ^{137}Cs , уз ^{226}Ra , значајно доприноси дози којој су организми изложени. У прилог томе, дозни конверзиони коефицијенти (у $\mu\text{Gy h}^{-1}$ по Bq kg^{-1}), на примјер – за спољашње излагање радионуклидима ^{137}Cs и ^{226}Ra , у случају пелагијских риба и морске траве [9] значајно су већи од оних за, на примјер, ^{232}Th . У њиховом случају ради се о вриједностима $2,7 \cdot 10^{-4}$ и $9,1 \cdot 10^{-4}$, респективно (пелагијске рибе), $3,4 \cdot 10^{-4}$ и $1,1 \cdot 10^{-3}$, респективно (морска трава), у случају ^{232}Th – $1,5 \cdot 10^{-7}$ и $5,0 \cdot 10^{-7}$, респективно. Додатно, различита биоакмулација радионуклида од стране различитих организама и различитих дјелова истог организма, захтијева додатне анализе биолошких, хемијских и физичких фактора и процеса који је одређују.

2. МАТЕРИЈАЛ И МЕТОДЕ

2.1. Узорковање

На слици 1 илустрована је мапа приморја Црне Горе.



Слика 1. Приморје Црне Горе

На десет мјерних тачака (табела 1) узорковано је некултивисано земљиште из три слоја: до 5 cm, (5-10) cm и (10-15) cm (укупно 30 узорака) [10]. Узоркован је и површински пијесак са 20 познатих плажа (табела 2).

Површинска морска вода (по 1 L) узоркована је у близини плажа (Велика плажа, Мала плажа, Утјежа, Бар – лука, Шушањ, Сутоморе, Чањ, Петровац, Каменово, Пржно, Јаз, Плави Хоризонти, Тиват – град, Котор, Рисан, Херцег Нови), као и по 30 L из Херцег Новог, Котора (4 локације – Свети Стасије, Доброта 1 – близу Института за биологију мора, Доброта 2 – близу Факултета за поморство (УЦГ), близу старог града), Тивта (2 локације), Будве. У Котору, на 2 локације (Свети Стасије и Доброта 1) узорковано је по 30 и 6 L морске воде са дубине 6,5-7 m.

Анализирани узорци површинског седимента (5) потичу из области Тивта (маса: 1,345 kg) и Котора (Доброта 1, маса: 1,339 kg, тј. 1,25 kg након припреме и хомогенизације; Доброта 2, маса: 1,280 kg; Свети Стасије 1, маса: 1,390 kg; Свети Стасије 2, маса: 1,022 kg).

Муљ са детритусом узоркован је у Котору, нешто ближе обали, у Доброти 1 (1,116 kg) и 2 (0,998 kg) и области Свети Стасије (1,078 kg, тј. 0,968 kg након припреме и хомогенизације).

P. oceanica такође је узоркована у Котору – тј. у Доброти (близу Института за биологију мора) и у области Свети Стасије.

Узорци пет врста риба уловљени у заливу Бока Которска (области Тивта и Котора), из три су рода ципола – *Liza*, *Chelon* и *Mugil* (тј. *Liza aurata* (Risso, 1810), *Liza ramada* (Risso, 1826) и *Liza saliens* (Risso, 1810), *Chelon labrosus* (Risso, 1826), *Mugil cephalus* (Linnaeus, 1758)), и представљају пет од шест врста ципола (уз *Oedalechilus labeo* (Cuvier, 1829)) присутних у Јадранском мору (обала Црне Горе). Узорковањем су, дакле, обухваћене све јадранске врсте рода *Liza* – како оним спроведеним највећим дијелом 2009. године, тако и каснијим, поновљеним

узорковањем, спроведеним највећим дијелом 2013. године.

При сваком узорковању врсте су детерминисане на основу таксономских карактеристика [11], и по један примјерак сваке од њих представљен је на слици 2. Првим узорковањем (2009/2010) укупно је сакупљено (уловљено мрежом) и анализирано:

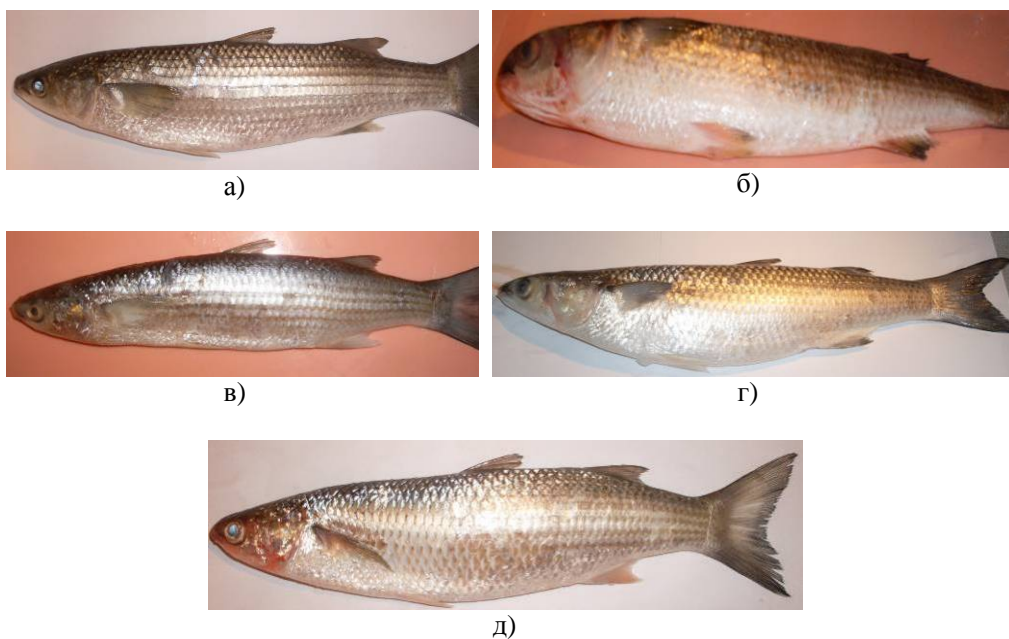
25 цијелих јединки *C. labrosus* (4 мишића), укупне дужине између 26,5 и 41,6 cm, и масе између 145 и 543 g;

20 цијелих јединки *M. cephalus* (4 мишића), укупне дужине између 25,5 и 39,2 cm, и масе између 152 и 551 g;

20 цијелих јединки *L. aurata* (6 мишића), укупне дужине између 22,5 и 35,6 cm, и масе између 68 и 265 g;

22 цијеле јединке *L. ramada* (4 мишића), укупне дужине између 25,3 и 47 cm, и масе између 106 и 770 g;

18 цијелих јединки *L. saliens*, укупне дужине између 25 и 33,7 cm, и масе између 161 и 318 g.



Слика 2. Циполи из јужног Јадранског мора: *C. labrosus* (а), *M. cephalus* (б), *L. aurata* (в), *L. ramada* (г), *L. saliens* (д)

Наредним узорковањем (2013/2014) сакупљено је и анализирано 11 узорака сваке од три врсте рода *Liza*, и у овом раду су представљени резултати мјерења ^{137}Cs у:

L. aurata (3 цијеле јединке и 8 мишића), укупне дужине између 23,1 и 36 cm, и масе између 120 и 227 g;

L. ramada (3 цијеле јединке и 8 мишића), укупне дужине између 28,6 и 37,4 cm, и масе између 136,6 и 338 g; и

L. saliens (3 цијеле јединке и 8 мишића), укупне дужине између 26,8 и 33,9 cm, и масе између 140 и 247 g.

Све су мрежом уловљене на локацији Солила – Тиват (N 42°23'37,66", E 18°42'15,44"), гдје је узоркована и вода (20 L), као и узорак са морског дна (углавном пијесак и муљ).

Урађена су и додатна узорковања (2015. и 2016. године), која укључују и друге врсте комерцијално важних риба (инђун, сардела, бранцин, орада) али је овај рад фокусиран на резултате анализа ципола узоркованих 2009/10, и 2013/14. године.

2.2. Припрема узорака и мјерење

За мјерење узорака из маринске средине јужног Јадранског мора, коришћени су вишедетекторски спектрометар ПРИПЈАТ-2М – Природно-математички факултет у Подгорици, и стандардни гама спектрометријски систем Центра за екотоксиколошка испитивања (Подгорица) који укључује ORTEC HPGe спектрометре (GEM-40190, релативне ефикасности – 40%: FWHM – 1,80 keV на 1,33 MeV, FWHM – 840 eV на 122 keV, фон – 1,23 s⁻¹; GEM – 30185-S, релативне ефикасности 35%: FWHM – 1,72 keV на 1,33 MeV, FWHM – 700 eV на 122 keV, фон – 0,98 s⁻¹), чија калибрација се уобичајено врши стандардима производње *Czech Metrology Institute*.

Спектрометри ПРИПЈАТ [12], у чији састав улази 6 NaI(Tl) детектора, развијени су на Институту за физику Академије наука Бјелорусије у Минску – управо због потребе експресног мјерења ¹³⁷Cs (и ⁴⁰K), а један од њих, ПРИПЈАТ-2М, налази се у Црној Гори. Карактеристике овог спектрометра су:

- мјерна комора – коцка ивице 17,5 cm (осјетљива запремина дозвољава мјерење узорака различитог облика и природе, до 5 dm³),
- геометрија мјерења – блиска 4π (~ 0,7x4π sr),
- вишеструкок коинциденција – од 2 до 6,
- енергетска резолуција – 10,5% за ¹³⁷Cs – 662 keV фотопик.

За снимање спектра и обраду података користи се софтвер ПРИП, а калибрација је вршена помоћу извора ¹³⁷Cs и ⁴⁰K, ВНИИМ Д. И. Менделеева – Санкт Петербург. Калибрациони извори су у цилиндричним пластичним посудама спољашњег дијаметра 10,7 cm и висине 8 cm (¹³⁷Cs: ОМАСН бр. 72/94-2, смола масе 0,486 kg, активности 870 Bq на дан 01.01.1994. године, која је одређена са грешком од 3% на нивоу повјерења 95%, ⁴⁰K: ОМАСН бр. 103/92, калијум-хлорид масе 0,550 kg, активности 9,0·10³ Bq на дан 01.08.1992. године, која је одређена са грешком од 5% на нивоу повјерења 95%).

Ефикасност детекције ¹³⁷Cs у тзв. интегралном ([1-6]) и некоинцидентном ([1-1]) режиму мјерења, за реално вријеме мјерења 1000 s, била је 0,226 и 0,233, респективно (за енергетски опсег од 200 до 2000 keV), те 0,233 и 0,236, респективно (за енергетски опсег од 300 до 3000 keV) [13].

Захваљујући карактеристикама спектрометра и софтвера, могућа су мјерења узорака различите природе и облика, без посебне припреме и сложених калибрационих процедура за различите геометрије. Мјерење ¹³⁷Cs у узорцима који су предмет овог рада вршено је у некоинцидентном режиму рада.

Земљиште и пијесак мјерени су помоћу оба спектрометра (ПРИПЈАТ-2М и HPGe), па су стога били стандардно припремљени и смјештени у Маринели посуде од 1 L и мјерени углавном након најмање (35-38) дана херметизације, што важи и за остале узорке (стога што су у њима анализирани и други радионуклиди, као што је ²²⁶Ra, који је након тог периода у равнотежи са потомцима). Реално вријеме

мјерења на спектрометру ПРИПЈАТ-2М било је 2000 s, док су мјерења помоћу HPGe спектрометара трајала знатно дуже. Добијени резултати били су сагласни, и овдје су представљени они добијени вишедетекторским спектрометром.

Површинска морска вода узорковане запремине по 1 L, мјерена је у Маринели посуди на спектрометру ПРИПЈАТ-2М (10000 s живог времена), а због поређења одређени број узорака мјерен је и на HPGe спектрометру. Узорковане запремине од 6 и 30 L, упарене су до 1 L (стандардна процедура припреме узорка воде за HPGe спектрометрију) и мјерене на оба спектрометра.

Сви узорци седимента и муља са детритусом мјерени су помоћу спектрометра ПРИПЈАТ-2М (2000 s реалног времена), док је по један узорак оба типа такође (адекватно припремљен и) мјерен и на HPGe спектрометру.

Биотски узорци (морска трава, рибе и њихови органи) који су анализирани и помоћу HPGe спектрометара, припремани су у стандардној процедури [14], а коришћене су Маринели посуде запремине 0,5 L, као и цилиндричне пластичне посуде запремина 50 и 250 mL (*Czech Metrology Institute*), уз додавање дестиловане воде када је то било потребно.

На спектрометру ПРИПЈАТ-2М, узорци морске траве мјерени су по 5000 s реалног времена, као и узорци цијелих јединки рибе (уз тест мјерења у трајању од 5000, 7000 и 10000 s живог времена, као и у случају морске воде; а за неколико узорака рибе мјерења су вршена и по 20000 s; а и тестирана иста жива времена мјерења за узроке исте дужине и масе). Органи, па и мишићи риба који су такође предмет овог рада, мјерени су по 10000 s живог времена.

Сви узорци сакупљени 2013/14. године, након припреме мјерени су само на HPGe спектрометрима, због започетог ремонта/модификације спектрометра ПРИПЈАТ-2М.

3. РЕЗУЛТАТИ И ДИСКУСИЈА

3.1. Земљиште и пијесак

У првим систематским мјерењима ^{137}Cs у Црној Гори спроведеним крајем 1994. године уз коришћење *in situ* гама спектрометријског метода и портабл гама спектрометра HPGe (n-тип, 100 cm³ активне запремине, 1,95 keV FWHM на 1,33 MeV), на неколико локација на Приморју, на примјер, у земљишту су измјерене слједеће концентрације активности: Тиват (Крашићи) – (37 ± 4) Bq kg⁻¹, Будва (Бечићи) – (63 ± 7) Bq kg⁻¹, Бар (Челуга) – (26 ± 4) Bq kg⁻¹, Улцињ (Братица) – (14 ± 2) Bq kg⁻¹, Улцињ (Горњи Штој) – (15 ± 2) Bq kg⁻¹, Улцињ (Кодре) – (10 ± 1) Bq kg⁻¹ [7]. Петнаест година касније, мјерења узорака земљишта спектрометром ПРИПЈАТ-2М дала су резултате представљене у табели 1.

Подаци из табеле 1 указују на ниске концентрације ^{137}Cs у земљишту, сагласно ономе што је и претходно добијено *in situ* методом, при чему се на одређеном броју локација уочава његово још увијек доминантно присуство у површинском слоју.

Приликом мјерења ^{137}Cs *in situ* методом (1994. године), на познатим плажама Приморја Црне Горе регистроване су концентрације активности: $(3,0 \pm 0,7)$ Bq kg⁻¹ – Могрен; $(1,3 \pm 0,2)$ Bq kg⁻¹ – Пржно; $(0,8 \pm 0,2)$ Bq kg⁻¹ – Свети Стефан; $(0,9 \pm 0,2)$ Bq kg⁻¹ – Словенска плажа, $(1,1 \pm 0,2)$ Bq kg⁻¹ – Петровац, $(1,3 \pm 0,2)$ Bq kg⁻¹ – Сутоморе, $(0,7 \pm 0,2)$ Bq kg⁻¹ – Мала плажа, $(2,6 \pm 0,4)$ Bq kg⁻¹ – Велика плажа.

Резултати мјерења узорака пијеска са плажа на Приморју Црне Горе (ПРИПЈАТ-2М), узорковање углавном урађено 2009/10, дати су у табели 2. На локацијама су помоћу *RadEye PRD* измјерене и јачине апсорбоване дозе у ваздуху, на 1 m висине изнад тла, и такође наведене у табели 2.

Поређења ради, на примјер на плажама у САД измјерене концентрације активности ^{137}Cs биле су у опсегу од 0,65 до 12,8 Bq kg^{-1} [15], а на обали Црвеног мора (Египат) – 1,2 Bq kg^{-1} [16].

Табела 1. Концентрација активности ^{137}Cs у земљишту Приморја Црне Горе

Локација	Координате	Дубина слоја (cm)	A(^{137}Cs) (Bq kg^{-1})
Улцињ	N 41°54,585' E 19°15,026'	0-5	2,10 ± 0,12
		5-10	1,63 ± 0,15
		10-15	2,26 ± 0,14
Бар	N 42°06,635' E 19°05,368'	0-5	17,1 ± 2,2
		5-10	14,6 ± 1,0
		10-15	18,6 ± 0,9
Сутоморе	N 42°08,577' E 19°02,111'	0-5	6,14 ± 1,48
		5-10	7,09 ± 0,98
		10-15	8,48 ± 0,96
Петровац	N 41°54,585' E 19°15,026'	0-5	42,0 ± 2,0
		5-10	28,0 ± 2,0
		10-15	17,1 ± 2,1
Будва	N 42° 17,149' E 18° 51,139'	0-5	31,2 ± 1,9
		5-10	44,2 ± 2,1
		10-15	49,0 ± 2,1
Јаз	N 42°16,993' E 18°48,130'	0-5	17,0 ± 1,0
		5-10	16,3 ± 1,1
		10-15	17,4 ± 1,1
Тиват - Плави хоризонти	N 42°23,286' E 18°40,910'	0-5	76,0 ± 5,3
		5-10	39,2 ± 2,0
		10-15	77,6 ± 5,4
Котор	N 42°24,992' E 18°45,752'	0-5	17,3 ± 0,9
		5-10	9,28 ± 0,79
		10-15	3,03 ± 0,69
Рисан	N 42°30,628' E 18°41,763'	0-5	56,2 ± 2,3
		5-10	56,8 ± 2,0
		10-15	61,2 ± 3,2
Херцег Нови	N 42° 27,294' E 18° 33,011'	0-5	90,4 ± 3,8
		5-10	45,7 ± 2,1
		10-15	30,1 ± 2,0

Табела 2. Концентрација активности ^{137}Cs у пијеску плажа на Приморју Црне Горе

Локација	Координате	A (^{137}Cs), (Bq kg ⁻¹)	Измјерена (укупна) јачина дозе (nGy h ⁻¹)
Велика плажа	N 41°54,474' E 19°14,987'	1,46 ± 0,21	30
Мала плажа	N 41°55,442' E 19°12,264'	0,18 ± 0,08	20
Утјеха	N 42°00,616' E 19°09,052'	0,26 ± 0,09	20
Шушањ	N 42°06,691' E 19°05,086'	0,65 ± 0,10	20
Сутоморе	N 42°08,282' E 19°03,003'	0,49 ± 0,09	15
Чањ	N 42°09,614' E 19°00,004'	1,22 ± 0,15	30
Буљарица	N 42°11,675' E 18°57,814'	0,29 ± 0,09	10
Петровац	N 42°12,242' E 18°56,586'	0,63 ± 0,10	15
Каменово	N 42°16,478' E 18°63,276'	0,44 ± 0,09	10
Краљичина плажа	N 42°15,673' E 18°53,572'	0,39 ± 0,08	15
Пржно	N 42°16,109' E 18°53,554'	0,57 ± 0,09	15
Свети Стефан	N 42°15,357' E 18°53,669'	0,29 ± 0,09	15
Бечићи	N 42°16,866' E 18°52,539'	0,91 ± 0,12	20
Словенска плажа	N 42°17,109' E 18°51,134'	0,68 ± 0,10	10
Могрен	N 42°16,634' E 18°49,970'	0,10 ± 0,03	10
Јаз	N 42°16,947' E 18°48,153'	0,35 ± 0,09	10
Плави хоризонти	N 42°23,152' E 18°40,943'	0,29 ± 0,09	20
Котор	N 42°25,781' E 18°46,080'	0,25 ± 0,09	10
Рисан	N 42°30,597' E 18°41,779'	0,46 ± 0,09	20
Њивице	N 42°26,049' E 18°31,033'	0,16 ± 0,06	20

3.2. Вода, седимент, муљ са детритусом

Анализе узорака воде углавном показују низак ниво ^{137}Cs (на граници, или испод минималне детектибилне активности – како спектрометра ПРИПЈАТ-2М, тако и ОРТЕС HPGe спектрометара). Треба напоменути да, иако се у одређеном броју узорака мјерена вриједност поклопила са минималном детектибилном активношћу, софтвер ПРИП је, након фитовања фотопика, дао резултат.

Детектована концентрација активности у узорку са Велике плаже ($0,06 \text{ Bq L}^{-1}$) и Мале плаже ($0,07 \text{ Bq L}^{-1}$), уз грешку од $0,02$ и $0,03 \text{ Bq L}^{-1}$, респективно; једнако као у три узорка из Котора (Свети Стасије, Доброта 1, Доброта 2) – ($0,07 \pm 0,04$), ($0,05 \pm 0,03$), ($0,07 \pm 0,03$), Bq L^{-1} , респективно (у четвртом, узоркованом близу старог града, такође, ($0,05 \pm 0,03$) Bq L^{-1}), и слично (у Тивту: ($0,05 \pm 0,02$) Bq L^{-1}) – може се сматрати доминантним нивоом ^{137}Cs у површинској води јужног Јадранског мора (обала Црне Горе).

У узорку са локације Плави хоризонти детектовано је $0,09 \text{ Bq L}^{-1}$, док је у узорку из Херцег Новог детектовано ($0,14 \pm 0,06$) Bq L^{-1} , а што је потврђено и анализом узорка од 30 L који је упарен до 1 L (резултат са HPGe: ($0,13 \pm 0,04$) Bq L^{-1} , живо вријеме мјерења: 92107 s).

Изузетак је био узорак површинске морске воде из Бара (лука), који је показао активност ^{137}Cs од ($0,32 \pm 0,04$) Bq L^{-1} . Поновно узорковање и мјерење спектрометром ПРИПЈАТ-2М показало је да је активност $<0,05 \text{ Bq L}^{-1}$ (а на HPGe спектрометру: $<0,04 \text{ Bq L}^{-1}$), због чега би се могло закључити да је у првом случају захваћен узорак који је, условно, био контаминиран активношћу луке.

Узорци узети са дубине ($6,5\text{-}7$) m у заливу Бока Которска показали су ниже нивое активности ^{137}Cs , посебно кад је у питању Доброта. Узорак из области Свети Стасије, упарен и анализиран HPGe спектрометром показао је активност ^{137}Cs у износу ($0,04 \pm 0,01$) Bq L^{-1} (живо вријеме мјерења: 84455 s).

Наведне вриједности су нешто изнад оних које су детектоване у, на примјер, Арабијском мору ($<0,03 \text{ Bq L}^{-1}$ [17]), а испод карактеристичних вриједности за неке области Балтичког мора [18].

Треба напоменути да су *in situ* мјерења 1994. године за море код Бара, на примјер, око 500 m на отвореном мору, десно од луке, показала активност ^{137}Cs ($0,7 \pm 0,2$) Bq kg^{-1} , а у Тивту, на око 500 m од мола насупрот Ремонтном заводу – ($1,8 \pm 0,2$) Bq kg^{-1} .

Користећи могућности софтвера ПРИП у процесу обраде спектра (фитовање фотопика, итд.), у циљу добијања што поузданијег резултата и мање грешке мјерења, а на основу спектра снимљених током 2000 s реалног времена, измјерене активности ^{137}Cs у сувим узорцима површинског седимента [19] и сувим узорцима муља са детритусом су оне представљене у табели 3.

Концентрације активности ^{137}Cs у површинском седименту залива Бока Которска упоредиве су са онима у Арабијском мору [17].

Веће активности у муљу са детритусом су и очекиване, с обзиром да муљ са детритусом садржи органске материје настале распадањем организама. Овај податак је значајан и зато што детритус (и муљ) представља значајну компоненту у исхрани ципола.

Табела 3. Концентрација активности ^{137}Cs у површинском седименту и муљу са детритусом из залива Бока Которска

Узорак	$A(^{137}\text{Cs})$ (Bq kg^{-1})
<i>Седимент са локације:</i>	
Доброта 1	$1,35 \pm 0,05$
Доброта 2	$0,81 \pm 0,07$
Свети Стасије 1	$0,41 \pm 0,03$
Свети Стасије 2	$0,63 \pm 0,11$
Тиват	$1,16 \pm 0,22$
<i>Муљ са детритусом са локације:</i>	
Доброта 1	$3,78 \pm 0,10$
Доброта 2	$2,41 \pm 0,18$
Свети Стасије 1	$4,74 \pm 0,12$

3.3. Морска трава и циполи

Дио резултата анализа биотских узорак из јужног Јадранског мора претходно је објављен [20-23].

P. oceanica са локације Доброта 1 (маса: 0,120 kg, тј. 0,068 kg након припреме и хомогенизације) и са локације Свети Стасије (маса: 0,100 kg) показала је слjedeће концентрације активности ^{137}Cs : $<1,51 \text{ Bq kg}^{-1}$ (HPGe, живо вријеме мјерења: 68940 s) и $(1,97 \pm 0,60) \text{ Bq kg}^{-1}$ (ПРИПЈАТ-2М, живо вријеме мјерења: 4957,3 s), респективно.

Од укупно 105 цијелих јединки ципола, узоркованих 2009/10, ^{137}Cs је детектован у 7 јединки *C. labrosus*, као и у 3 јединке *M. cephalus*, 6 јединки *L. aurata*, 11 јединки *L. ramada* и 3 јединке *L. saliens* (табела 4). Од 18 анализираних мишића (тј. јестивог дијела рибе), мјерених спектрометром ПРИПЈАТ-2М по 10000 s живог времена, ^{137}Cs изнад минималне детектибилне активности регистрован је у узорцима представљеним у табели 5.

Поједине цијеле јединке *L. aurata* показале су нешто већу активност цезијума што је, како су показале додатне анализе, последица садржаја гастроинтестиналног система. Генерално, анализирани циполи су углавном показали знатно нижу концентрацију ^{137}Cs него поједине врсте из Балтичког мора ($5,09 \text{ Bq kg}^{-1}$ [24]).

И јестиви дио ципола, мишићи, у свим случајевима, имали су активност ^{137}Cs значајно мању него врсте из Балтичког мора ($5,1 \text{ Bq kg}^{-1}$ у харинги, $5,0 \text{ Bq kg}^{-1}$ у листу, и $7,09 \text{ Bq kg}^{-1}$ у бакалару [24]).

Подаци наведени у табелама 4 и 5, између осталог, указују да акумулацији ^{137}Cs у цијелим јединкама *C. labrosus* највише доприноси биоаккумуляција у мишићу, за разлику од, на примјер, ситуације код анализираних узорак врсте *L. aurata*, што свакако захтијева додатне анализе.

За почетак, концентрациони фактори ^{137}Cs (CF), као однос концентрација активности у биотском узорку (у којем је детектован) и у води (CF_1), седименту (CF_2), муљу са детритусом (CF_3), у цијелим јединкама ципола, представљени су на слици 3 ((а), (б) и (в), респективно), а у мишићима ципола (табела 5), као и у *P. oceanica* (локације Доброта 1 и Свети Стасије) – на слици 4 ((а), (б) и (в), респективно).

При овим процјенама, за активност ^{137}Cs у води узета је вриједност $0,05 \text{ Bq L}^{-1}$ (као типична за површинске узорке воде из залива Бока Которска), у седименту – $0,87 \text{ Bq kg}^{-1}$, тј. средња вриједност за пет локација (табела 3), као и $3,64 \text{ Bq kg}^{-1}$ у муљу са детритусом (опет средња вриједност добијена за три узорка из залива Бока Которска (табела 3)).

Табела 4. Концентрација активности ^{137}Cs у цијелим јединкама ципола (породица **Mugilidae**)

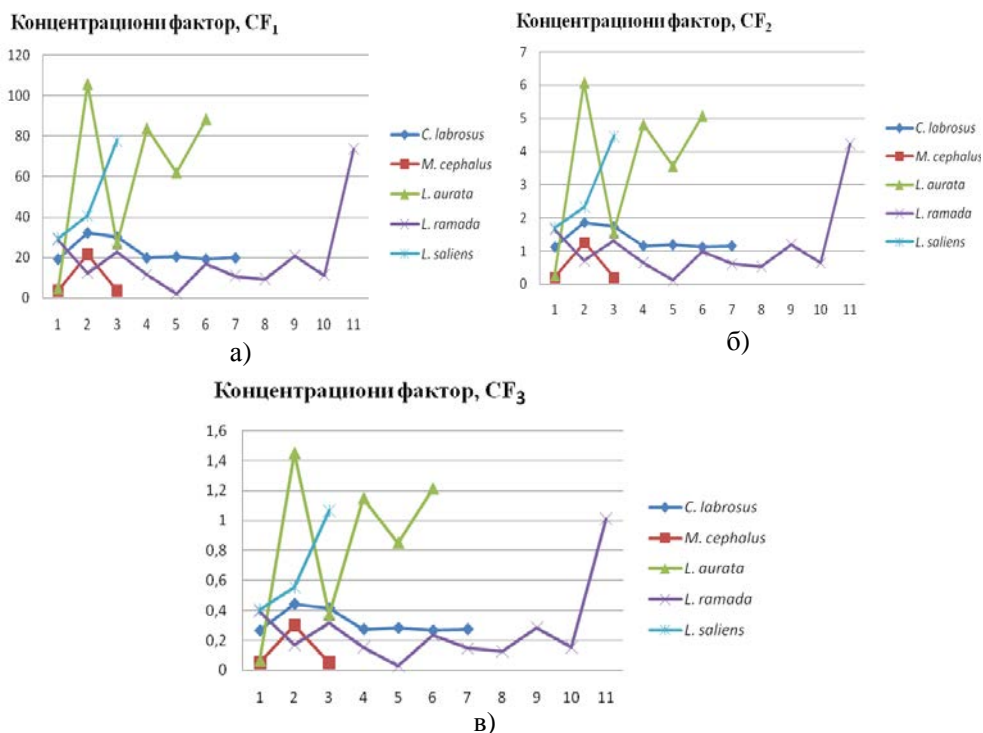
Јединка	Укупна дужина (cm)	Маса свјежег узорка (kg)	A(^{137}Cs) (Bq kg^{-1})
<i>C. labrosus</i>			
	40,2	0,480	$0,97 \pm 0,14$
	34,7	0,385	$1,61 \pm 0,28$
	32,6	0,290	$1,51 \pm 0,32$
	33,4	0,323	$1,00 \pm 0,24$
	30,3	0,280	$1,03 \pm 0,35$
	41,6	0,466	$0,97 \pm 0,04$
	36	0,450	$1,00 \pm 0,24$
<i>M. cephalus</i>			
	27,5	0,190	$0,18 \pm 0,06$
	37,9	0,530	$1,09 \pm 0,22$
	39,2	0,551	$0,18 \pm 0,08$
<i>L. aurata</i>			
	29,5	0,194	$0,23 \pm 0,04$
	30,1	0,185	$5,29 \pm 0,48$
	30,1	0,185	$1,35 \pm 0,32$
	29,5	0,210	$4,19 \pm 0,52$
	28,7	0,200	$3,10 \pm 0,40$
	28,6	0,208	$4,42 \pm 0,60$
<i>L. ramada</i>			
	43,9	0,609	$1,44 \pm 0,49$
	42,1	0,621	$0,62 \pm 0,32$
	44,6	0,682	$1,15 \pm 0,29$
	47	0,770	$0,57 \pm 0,37$
	46,4	0,669	$0,11 \pm 0,03$
	39,2	0,452	$0,86 \pm 0,14$
	38,7	0,368	$0,54 \pm 0,09$
	33,6	0,220	$0,47 \pm 0,10$
	28,6	0,192	$1,04 \pm 0,22$
	29,8	0,182	$0,56 \pm 0,13$
	26,8	0,106	$3,68 \pm 0,94$
<i>L. saliens</i>			
	28,9	0,170	$1,47 \pm 0,28$
	25	0,161	$2,03 \pm 0,39$
	30,6	0,203	$3,89 \pm 0,65$

Такође, узимајући у обзир понашање двије од наведених врста ципола, које су, како из представљених резултата слиједи, занимљиве за додатне анализе (*C. labrosus* и *L. aurata*), израчунате су и дозе условљене ^{137}Cs , користећи концентрације активности измјерене у узорцима и у води, и дозне конверзионе коефицијенте из извјештаја UNSCEAR 2008 [9], тј. $2,7 \cdot 10^{-4} \mu\text{Gy h}^{-1}$ по Bq kg^{-1} – за спољашње (из воде), и $1,9 \cdot 10^{-4} \mu\text{Gy h}^{-1}$ по Bq kg^{-1} – за унутрашње озрачивање (услед инкорпорираног ^{137}Cs) – слика 5 ((а) и (б), респективно).

Табела 5. Концентрација активности ^{137}Cs у мишићима ципола

Врста	Дужина цијеле јединке (cm)	Маса цијеле јединке (kg)	Маса мишића (g)	A(^{137}Cs) (Bq kg^{-1})
<i>C. labrosus</i>				
	40,2	0,480	79	$2,28 \pm 0,63$
	34,7	0,385	57	$3,67 \pm 0,57$
	32,6	0,290	40	$2,75 \pm 0,50$
	30,3	0,280	36	$2,51 \pm 0,56$
<i>M. cephalus</i>				
	39,2	0,551	53	$2,32 \pm 0,07$
	30,2	0,228	19	$0,86 \pm 0,11$
<i>L. aurata</i>				
	30,1	0,185	33,4	$0,39 \pm 0,16$
	28,6	0,208	39,8	$0,52 \pm 0,29$
	31,9	0,231	33,4	$2,47 \pm 0,18$
	34,6	0,265	37,4	$2,02 \pm 0,15$
<i>L. ramada</i>				
	43,9	0,609	17,2	$1,68 \pm 0,62$
	42,1	0,621	58,9	$1,89 \pm 0,69$
	44,6	0,682	58	$0,82 \pm 0,19$
	47	0,770	58,1	$1,72 \pm 0,86$

Међутим, треба напоменути да се једна од наведених врста, *C. labrosus*, врло ријетко може видјети на површини, јер живот проводи углавном при морском дну приобалног појаса, хранећи се мекушцима, ситнијим бескичмењацима, алгама и отпацама. Стога, при прорачуну укупне дозе која потиче од ^{137}Cs (спољашње и унутрашње озрачивање) за цијеле јединке и мишиће врсте *C. labrosus* у обзир би, могуће, требало узети и спољашња озрачивања услед радиоактивности седимента и муља са детритусом, али је у овом раду, као и за цијеле јединке и мишиће врсте *L. aurata*, у обзир узето само озрачивање из воде (као доминантно).



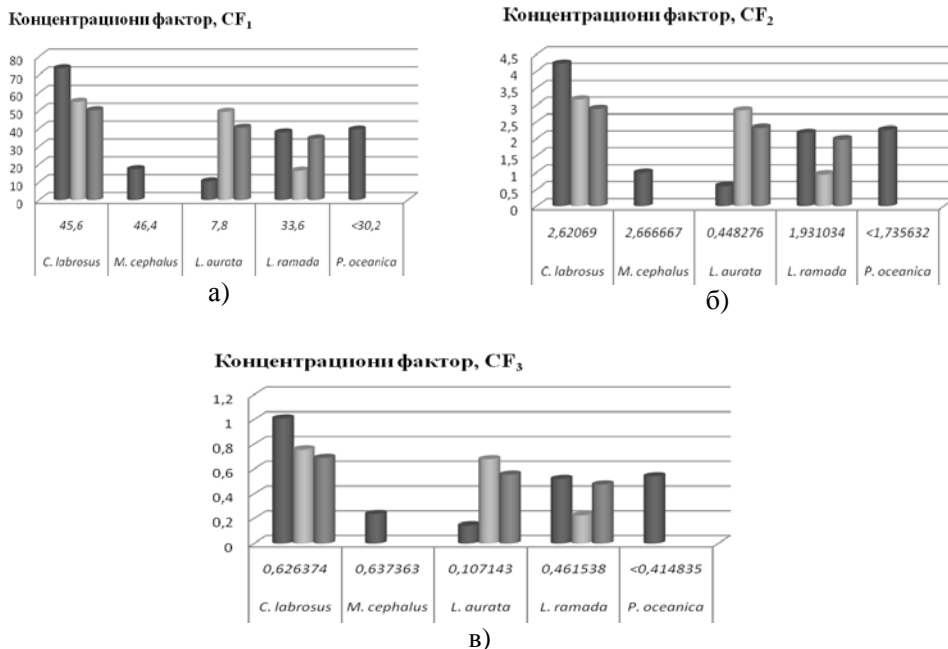
Слика 3. Концентрациони фактори ^{137}Cs за цијеле јединке ципола: CF₁ (а), CF₂ (б), CF₃ (в)

Такође треба напоменути да су два од четири мишића у којима је активност ^{137}Cs била изнад минималне детектибилне активности, код врсте *L. aurata*, дисекована код јединки у којима у цјелости за горе наведено вријеме мјерења није детектован ^{137}Cs , тј. био је испод минималне детектабилне активности (као што се може видјети на слици 5б).

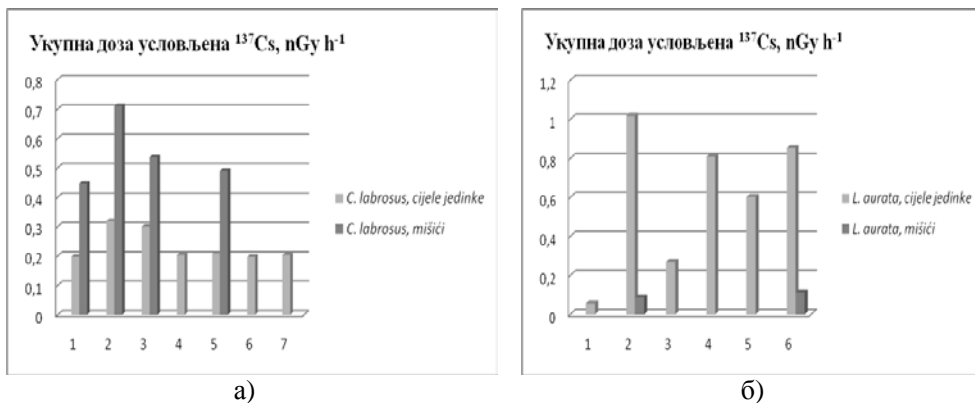
Као што се може видјети на слици 5, највећа јачина дозе која потиче од ^{137}Cs износи око $0,7 \text{ nGy h}^{-1}$, а према извјештајима UNSCEAR [9], за акваичне организме, максимална јачина дозе од $400 \mu\text{Gy h}^{-1}$ којој је изложен мали број јединки (и ниже средње јачине доза за остале организме) неће довести до ефеката на популационом нивоу.

Свакако, укупну дозу којој су јединке изложене, у том смислу и овдје разматрани *C. labrosus*, могуће је процијенити узимајући у обзир и природне, доминантно присутне, радионуклиде, какви су ^{40}K , чланови низова ^{238}U (у првом реду ^{226}Ra) и ^{232}Th , па и космогене – типа ^7Be , и друге. Ипак, и ранија и актуелна истраживања јужног Јадранског мора показују да је укупна јачина дозе којој су циполи изложени услед зрачења радионуклида у њима и њиховој околини, вишеструко мања од претходно наведених $400 \mu\text{Gy h}^{-1}$.

Поново узорковане (углавном 2013. године) врсте из рода *Liza*, уловљене на локацији Солила (Тиват), површинска морска вода и узорак са морског дна (са исте локације), адекватно припремљени и мјерени HPGe спектрометрима у Центру за екотоксиколошка испитивања у Подгорици (најприје неколико узорака *L. ramada* [25], а затим и остали), показали су активности ^{137}Cs представљене у табели 6.



Слика 4. Концентрациони фактори ¹³⁷Cs за мишиће ципола и морску траву: CF₁ (а), CF₂ (б), CF₃ (в)



Слика 5. Дозе условљене ¹³⁷Cs за цијеле јединке и мишиће врста ципола: *C. labrosus* (а), *L. aurata* (б)

Процјене минималне детектибилне активности урађене су примјеном ЗМДА метода [26].

Наизглед су концентрације активности цезијума знатно испод оних претходно измјерених, али се мора нагласити да су и у претходном случају, у значајном броју јединки, активности биле испод минималне детектибилне активности, или на нивоу наведеном у табели 6.

4. ЗАКЉУЧАК

Дати резултати дио су укупних резултата добијених систематским радиоеколошким испитивањима моринске средине јужног Јадранског мора – обала Црне Горе, спроведеним у периоду од 2008. до 2015. године, и представљају основ за детаљније радиоеколошке анализе с циљем процјене ризика за биоту у овој акватичној средини.

Анализирани, нарочито биотски (морска трава и пет јадранских врста ципола), узорци показали су релативно ниске нивое активности ^{137}Cs . И пијесак са плажа на Приморју Црне Горе показао је ниске концентрације активности, које не прелазе $1,5 \text{ Bq kg}^{-1}$.

Табела 6. Концентрација активности ^{137}Cs у узорцима из јужног Јадранског мора (2013/14)

Узорак	Дужина цијеле јединке (cm)	$A(^{137}\text{Cs})$ (Bq kg^{-1})
Морска вода (у [Bq L^{-1}])		$\leq 0,004$
Морско дно		$0,69 \pm 0,06$
<i>L. aurata</i>		
Јединка 1	25,6	$< 0,45$
Јединка 2	24,5	$< 0,51$
Јединка 3	25,4	$< 0,6$
Мишић 4	29,3	< 1
Мишић 5	36	$\leq 0,92$
Мишић 6	23,1	$\leq 1,61$
Мишић 7	25	$< 1,8$
Мишић 8	27,2	< 1
Мишић 9	23,8	$< 1,30$
Мишић 10	24,1	$< 1,16$
Мишић 11	26,3	$< 1,15$
<i>L. ramada</i>		
Јединка 1	28,6	$< 0,52$
Јединка 2	32,2	$< 0,59$
Јединка 3	34,5	< 1
Мишић 4	37,4	< 2
Мишић 5	32,3	$< 0,92$
Мишић 6	37,1	$< 0,78$
Мишић 7	34,2	$\leq 1,22$
Мишић 8	34,6	$0,52 \pm 0,27$
Мишић 9	35,4	$\leq 1,16$
Мишић 10	34,6	$\leq 1,03$
Мишић 11	32,1	$< 0,80$

Табела 6. Наставак

<i>L. saliens</i>		
Јединка 1	32,4	0,70 ± 0,30
Јединка 2	29,1	< 0,35
Јединка 3	29,2	< 1,1
Мишић 4	32,4	< 1,5
Мишић 5	30,8	≤ 0,80
Мишић 6	32,5	< 1,02
Мишић 7	33,9	< 1,05
Мишић 8	31,2	0,67 ± 0,17
Мишић 9	28,8	≤ 0,77
Мишић 10	28,2	< 0,72
Мишић 11	26,8	< 1,04

Процијењени концентрациони фактори ^{137}Cs за цијеле јединке и мишиће ципола указују и на његову различиту акумулацију у цијелим јединкама и мишићима појединих врста ципола као што су *C. labrosus* и *L. aurata*. Последично, и однос укупне дозе која потиче од ^{137}Cs у цијелим јединкама и мишићима ове двије врсте је исти, тј. укупна доза условљена ^{137}Cs у цијелим јединкама врсте *C. labrosus* значајно је нижа од дозе у мишићима, док је код врсте *L. aurata* супротно, што намеће потребу додатних анализа биоакумулационих фактора и процеса.

5. ЛИТЕРАТУРА

- [1] Александар Јоксимовић. Биолошка истраживања Јадранског мора, статус, перспективе и правци развоја. У: *Црна Гора у XXI стољећу – у ери компетитивности*, Црногорска академија наука и умјетности – Монографије и студије, 73/11, Подгорица, 2010, 485-513.
- [2] МОНСТАТ (Завод за статистику Црне Горе). Статистички годишњак 2012. Подгорица (2012).
- [3] N. M. Antovic, N. Svrkota, I. Antovic, R. Svrkota, D. Jancic. Radioactivity in Montenegro beach sands and assessment of the corresponding environmental risk. *Isot. Environ. Health. S.* 49/2 (2013) 153-162.
- [4] USSR State Committee on the Utilization of Atomic Energy. The Accident at the Chernobyl NPP and its Consequences. IAEA Post Accident Review Meeting, Vienna (1986).
- [5] Ю. А. Израэль. Радиоактивне выпадения после ядерных взрывов и аварий. *Прогресс-Погода* (1996).
- [6] G. I. Borisov, V. V. Kuzmič, V. M. Kulakov, P. Vukotić, S. Dapčević, N. Antović, M. Mirković, M. Pajović, R. Svrkota, B. Fuštić, G. Đuretić. Černobiljski cezijum u tlu Crne Gore, osam godina poslije akcidenta. *Zbornik radova savjetovanja „Černobilj, 10 godina posle” Jugoslovenskog društva za zaštitu od zračenja*, str. 79-83, Budva, Crna Gora, 04-07. 06. 1996.
- [7] Пројекат: Развој методе полупроводничке γ -спектрометрије *in-situ*. Међународни научни центар за екологију и здравље човјека МЕНЕКО – Подгорица, Министарство просвјете и науке Црне Горе (1994-1996).
- [8] Nevenka M. Antovic, Perko Vukotic, Nikola Svrkota, Sergey K. Andrukhovich. Pu-239+240 and Cs-137 in Montenegro soil: their correlation and origin. *J. Environ. Radioactiv.* 110 (2012) 90-97.
- [9] UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the effect of Atomic Radiation). UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annexes Sources and effects of ionizing radiation. Annex E: Effects of ionizing radiation on non-human biota. United Nations, New York (2011).

- [10] HASL-300. EML Procedures Manual. Environmental Measurements Laboratory, U. S. Department of Energy, 28 Edition (1997).
- [11] J. M. Thomson. The grey mullets. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 4 (1966) 301-335.
- [12] С. К. Андрухович, А. В. Берестов, В. И. Гутко, А. М. Хильманович. Высококчувствительные многодетекторные гамма спектрометры ПРИПЯТЬ. Препринт Института физики АН БССР, Минск (1995).
- [13] Невенка М. Антовић, Владимир Поповић, Никола Свркота, Перко Вукотић. Детекција ^{137}Cs и ^{40}K спектрометром ПРИПЈАТ-2М. *Зборник радова XXV симпозијума Друштва за заштиту од зрачења Србије и Црне Горе*, стр. 269-273, Копаоник, Србија, 30. 09 – 02. 10. 2009.
- [14] IAEA (International Atomic Energy Agency). Measurement of radionuclides in food and the environment (a guidebook). *Technical report*, Series No. 295 (1989).
- [15] M. B. Radenković, S. M. Alshikh, V. B. Andrić, Š. S. Miljanić. Radioactivity of sand from several renowned public beaches and assessment of the corresponding environmental risks. *J. Serb. Chem. Soc.* 744 (2009) 461-470.
- [16] S. Harb. Natural radioactivity and external gamma radiation exposure at the coastal Red Sea in Egypt. *Radiat. Prot. Dosim.* 130/3 (2008) 376-384.
- [17] M. Akram, R. M. Qureshi, N. Amhad, T. J. Solajja, A. Mashitullah, M. A. Ayub, S. Irshad. Determination of natural and artificial radionuclides in sea water and sediments of Gwadar Coast, Arabian Sea. *The Nucleus* 4/1-4 (2004) 19-25.
- [18] STUK, 2010. www.stuk.fi/sateilytieto/sateily_ymparistossa_itameri/en_GB/itameri/.
- [19] Nevenka M. Antovic, Nikola Svrkota, Perko Vukotic, Vladimir Popovic, Slobodan Jovanovic, Benard Berisaj, Gordana Lastovicka-Medin. Measurement of radionuclide activity in surface sediment of the Boka Kotorska Bay. In: *Proc. Int. Symp. Geoecology - XXI Century, theoretical and applicative tasks*, pp. 309-314, Zabljak-Niksic, Montenegro, 21-24. 09. 2010.
- [20] Ivanka Antovic, Nevenka M. Antovic. Determination of concentration factors for Cs-137 and Ra-226 in the mullet species *Chelon labrosus* (Mugilidae) from the South Adriatic Sea. *J. Environ. Radioactiv.* 102/7 (2011) 713-717.
- [21] Иванка Антовић и Невенка М. Антовић. Активности ^{137}Cs и ^{40}K у јединкама врсте ципола (Mugilidae) *Liza aurata* из јужног Јадранског мора. *Зборник радова XXV симпозијума Друштва за заштиту од зрачења Србије и Црне Горе*, стр. 20-24, Копаоник, Србија, 30. 09 – 02. 10. 2009.
- [22] Ivanka Antovic, Nevenka M. Antovic (2012). Exposure analysis for the mullet species *Liza ramada* (Risso, 1826) from the South Adriatic Sea. In: *Proc. Int. Conf. on Radiation and Applications in Various Fields of Research RAD 2012*, pp. 263-266, Niš, Serbia, 25-27. 04. 2012.
- [23] Иванка Антовић, Мирзета Хаџибрахимовић, Гордана Лаштовичка-Медин. Да ли се ефекти услед зрачења природних радиоизотопа и цезијума-137 код две врсте риба из јужног Јадранског мора (*Mugil cephalus* Linnaeus, 1758 и *Liza saliens* Risso, 1810) могу оћекивати?. *Зборник радова XXVII симпозијума Друштва за заштиту од зрачења Србије и Црне Горе*, стр. 300-303, Врњачка Бања, Србија, 02-04. 10. 2013.
- [24] M. Suplinska, A. Adamczyk. Cs-137, Ra-226 and K-40 in the southern Baltic Sea fish flesh. Helsinki Commission (HELCOM MORS-PRO 14/2009), 14th Meeting, Stockholm, Sweden, 5-7. 05. 2009.
- [25] Иванка Антовић, Никола Свркота, Ранка Жижјић, Невенка Антовић. Концентрације четири радионуклида и четири метала у мишићу *Liza ramada*. *Зборник радова XXVIII симпозијума Друштва за заштиту од зрачења Србије и Црне Горе*, стр. 125-129, Вршац, Србија, 30. 09 – 02. 10. 2015.
- [26] ORTEC. Gamma-vision 32. Gamma-ray spectrum analysis NCA emulator for Microsoft (2003).

RADIOECOLOGICAL RESEARCH OF THE SOUTH ADRIATIC MARINE ENVIRONMENT: ^{137}Cs

Ivanka ANTOVIĆ¹, Nikola SVRKOTA², Nevenka M. ANTOVIĆ³

1) Department for biomedical sciences, State University of Novi Pazar, Serbia

2) Centre for ecotoxicological research, Podgorica, Montenegro

3) Faculty of Natural Sciences and Mathematics, Podgorica, Montenegro

Seawater, sediment, mud with detritus, five fish species (fam. Mugilidae) from the genus *Liza*, *Chelon* and *Mugil*, seagrass (*Posidonia oceanica*) from the South Adriatic Sea (Coast of Montenegro), as well as adjacent soils and sands, were studied in 2008-2015, using standard HPGe and multidetector gamma spectrometer. The highest ^{137}Cs activity concentration was measured in surface soil sample from Herceg Novi (90 Bq kg⁻¹), while beach-sands showed extremely low activity (below 1.5 Bq kg⁻¹). Sediments and muds from the Boka Kotorska Bay showed ^{137}Cs levels – up to 1.4 and 4.7 Bq kg⁻¹, respectively, and seagrass <2 Bq kg⁻¹. Among 105 whole fish of *Liza aurata*, *Liza ramada*, *Liza saliens*, *Chelon labrosus* and *Mugil cephalus* sampled in 2009/2010, ^{137}Cs was detected in 30. In general, whole *L. aurata* and muscles of *C. labrosus* showed somewhat higher ^{137}Cs levels. Eleven individuals of each the *Liza* species occurring in the South Adriatic (33 in total) sampled in 2013/2014 were analyzed by an HPGe, and ten showed ^{137}Cs above, or at the level of minimum detectable activity.

РАДИОАКТИВНОСТ У ЗЕМЉИШТУ

PROSTORNA I VERTIKALNA DISTRIBUCIJA ^{137}Cs U ZEMЉIŠTU SRBIJE

Jelena PETROVIĆ, Ljiljana JANKOVIĆ-MANDIĆ, Mirjana ČUJIĆ i Snežana DRAGOVIĆ

*Univerzitet u Beogradu, Institut za nuklearne nauke Vinča, Beograd, Srbija
petrovicj@vinca.rs*

Rezime

U ovom radu prikazane su specifične aktivnosti ^{137}Cs u zemljištu Srbije u periodu od 2006. do 2014. godine. Predstavljena je prostorna distribucija ovog radionuklida, distribucija po dubini zemljišnog profila za različite tipove zemljišta i veza sa fizičko-hemijskim karakteristikama zemljišta. Ovi rezultati daju uvid u glavne faktore koji utiču na migraciju ^{137}Cs u zemljištu, što doprinosi saznanjima o ponašanju ovog radionuklida u životnoj sredini i faktorima koji regulišu njegovu mobilnost unutar kopnenih ekosistema.

1. UVOD

U toku nadzemnih proba nuklearnog oružja (od 1950. do 1970. godine, čiji je maksimum dostignut 1963. godine) i nuklearnih akcidenata u Černobilju, tadašnji SSSR, (1986. godine) i Fukušimi, Japan, (2011. godine), značajne količine ^{137}Cs dospele su u životnu sredinu. U toku černobiljskog akcidenta ^{137}Cs nije dospeo do gornjih slojeva atmosfere i nije ostao dovoljno dugo u vazduhu da bi se cirkulacijom vazдушnih masa distribuirao u sve delove sveta. Depozicija se dogodila u ograničenom vremenskom periodu od svega nekoliko nedelja nakon akcidenta. Naveći deo ^{137}Cs deponovan je direktno sa padavinama (vlažna depozicija), dok je mnogo manji deo deponovan suvom depozicijom. Distribucija ^{137}Cs odražava se nepravilnom distribucijom kišnih padavina, u kratkom periodu nakon černobiljskog akcidenta. Nakon akcidenta radioaktivnim oblakom zahvaćena je i teritorija Srbije. Prema podacima iz 1986. godine srednja vrednost aktivnosti ^{137}Cs u zemljištu na teritoriji SFRJ iznosila je 13940 Bq/m^2 , krećući se od 766 Bq/m^2 u zoni minimalne kontaminacije do 83400 Bq/m^2 u zoni maksimalne kontaminacije [1]. Nivo aktivnosti ^{137}Cs u zemljištu Srbije pre 1986. godine bio je manji od 5 Bq/kg , dok se u najvećem broju biljaka, izuzev mahovina i lišajeva, nije mogao detektovati [2]. Značajne depozicije ^{137}Cs nakon havarije u nuklearnoj elektrani u Fukušimi 2011. godine u Srbiji nije bilo [3].

Cezijum-137 je veoma značajan veštački radionuklid u životnoj sredini zbog dugog vremena poluraspada od oko 30 godina i ponašanja analognom kalijumu u biološkim sistemima. U zemljište ^{137}Cs dospeva procesima suve i vlažne depozicije iz atmosfere. Na distribuciju ^{137}Cs u zemljištu utiče veliki broj faktora, kao što su: količina i intenzitet padavina, fizičko-hemijske karakteristike zemljišta (sadržaj organskih materija, pH, poroznost i mehanički sastav zemljišta i dr.), tip zemljišta, vegetacioni pokrivač, hemijski oblik u kome se deponovani cezijum nalazi, kao i veliki broj bioloških faktora [4]. Dosadašnja istraživanja pokazala su da se ^{137}Cs vezuje uglavnom za površinski sloj zemljišta (do 10 cm) odakle migrira ka dubljim slojevima, kao i da se njegova aktivnost smanjuje sa dubinom zemljišta [5-10]. Opadanje koncentracije ^{137}Cs sa dubinom

zemljišta je veoma spor process i procenjuje se da brzina migracije ^{137}Cs kroz profile zemljišta iznosi 0,1-1 cm godišnje [11].

Cilj rada je analiza distribucije ^{137}Cs , prostorne i po dubini zemljišnog profila; i korelacija ^{137}Cs sa fizičko-hemijskim karakteristikama zemljišta.

2. MATERIJAL I METODE

2.1. Istraživani prostor

Specifične aktivnosti ^{137}Cs (Bq/kg) određene su u uzorcima neobradivog zemljišta sakupljenog sa različitih prostora Srbije u periodu od 2006. do 2014. godine:

- sa teritorije grada Beograda, u periodu od 2006. do 2010. godine, do dubine od 10 cm [11] i u maju 2008. godine, do dubine od 50 cm (sa inkrementom od 5 cm) [12];
- u okolini termoelektrane „Nikola Tesla”, opština Obrenovac, u periodu od 2011. do 2013. godine, do dubine od 20 cm (sa inkrementom od 10 cm);
- sa teritorije grada Subotice, u toku 2013. godine, do dubine od 10 cm; i
- sa teritorije jugoistočne Srbije, slivovi reka Pčinje i Južne Morave, u periodu od 2013. do 2014. godine, do dubine od 20 cm (sa inkrementom od 5 cm).
-

2.2. Eksperimentalne analize

U laboratoriji uzorci zemljišta su očišćeni (od kamenčića i delova biljnog materijala), sušeni do konstantne mase, homogenizovani, prosejani kroz sito sa otvorima prečnika 2 mm i zapakovani u Marineli posude. Specifična aktivnost ^{137}Cs (661,66 keV) određena je korišćenjem gamaspektrometra ORTEC-AMETEK sa 8192 kanala, rezolucije 1,85 i relativne efikasnosti 34% na 1,33 MeV za ^{60}Co . Za obradu spektara korišćen je softver Gamma Vision-32 [13].

Za određivanje mehaničkih frakcija zemljišta, korišćena je metoda pipetiranja [14-15]. Vrednost pH i specifična električna provodljivost određene su iz suspenzije zemljište-voda u odnosu 1:5 na instrumentu WTW inoLab pH/Cond 720 [16-17]. Sadržaj ukupnog organskog ugljenika određen je prema modifikovanoj metodi Tjurina rastvorom Morove soli [18-19]. Sadržaj humusa određen je metodom Walkley-Black [20]. Količina karbonata određena je volumetrijski koristeći Šajblerov kalcimetar [21]. Ukupni kapacitet izmene katjona u zemljištu određen je kao suma hidrolitičke kiselosti i adsorbovanih baznih katjona [22]. Suva zapreminska gustina zemljišta određena je korišćenjem cilindra poznate zapremine (100 cm^3) [23]. Gustina čestica određena je korišćenjem piknometra [23]. Za određivanje zasićene hidraulične provodljivosti korišćena je metoda Klutea i Dirksena (1986) [24].

3. REZULTATI I DISKUSIJA

3.1. Specifična aktivnost ^{137}Cs u zemljištu različitih prostora Srbije

Deskriptivna statistika specifične aktivnosti ^{137}Cs (Bq/kg) u uzorcima zemljišta sakupljenih sa različitih prostora Srbije u periodu od 2006. do 2014. godine prikazana je u tabeli 1. Najveće vrednosti specifične aktivnosti ^{137}Cs nađene su u zemljištu (do 20 cm dubine) sakupljenom sa prostora jugoistočne Srbije, odnosno u slivovima reka Pčinje i Južne Morave, dok su najniže vrednosti nađene u zemljištu (do 10 cm dubine) sakupljenom sa teritorije grada Subotice (tabela 1).

Janković-Mandić i sar. (2014) uočili su izraženu prostornu varijabilnost specifičnih aktivnosti ^{137}Cs u uzorcima zemljišta do 10 cm dubine sakupljenog sa teritorije grada Beograda u periodu od 2006. do 2010. godine [11]. Specifične aktivnosti ^{137}Cs varirale su u opsegu od 3,0 Bq/kg (Bežanija i Senjak) do 87 Bq/kg (Kosmaj), dok je srednja vrednost iznosila 23 Bq/kg (tabela 1). Znatno više vrednosti specifične aktivnosti ^{137}Cs nađene su u uzorcima zemljišta iz južnog dela grada (na prostoru oko Kosmaja i Avale), u odnosu na uzorke iz severozapadnog dela grada (na prostoru opština Bežanija, Novi Beograd, Surčin) (slika 1). Janković-Mandić i sar. (2014) ukazali su da uočena prostorna varijabilnost ^{137}Cs na teritoriji grada Beograda može biti posledica topografskih razlika, nehomogene površinske kontaminacije zemljišta posle černobiljskog akcidenta, prostornih razlika u fizičko-hemijskim i biološkim osobinama zemljišta, tipu zemljišta, kao i biljnom pokrivaču [11]. Nešto niža srednja vrednosti specifične aktivnosti ^{137}Cs od 19 Bq/kg dobijena je u studiji Dragović i sar. (2012) za zemljište sakupljeno do 50 cm dubine sa teritorije Beograda [12]. Na uočene razlike u vrednostima specifičnih aktivnosti ^{137}Cs prikazanim u studijama Janković-Mandić i sar. (2014) i Dragović i sar. (2012) pored gore navedenih faktora može uticati i razlika u dubini uzorkovanja zemljišta [11-12]. Slične vrednosti specifične aktivnosti ^{137}Cs dobijene su u okviru sistematskog ispitivanja sadržaja radionuklida u toku 2007. godine u neobradivom zemljištu u Beogradu, gde je srednja vrednost specifične aktivnosti ^{137}Cs iznosila 27 Bq/kg, opseg: od 4 (Dunavac) do 52 Bq/kg (Zeleno brdo) [25].

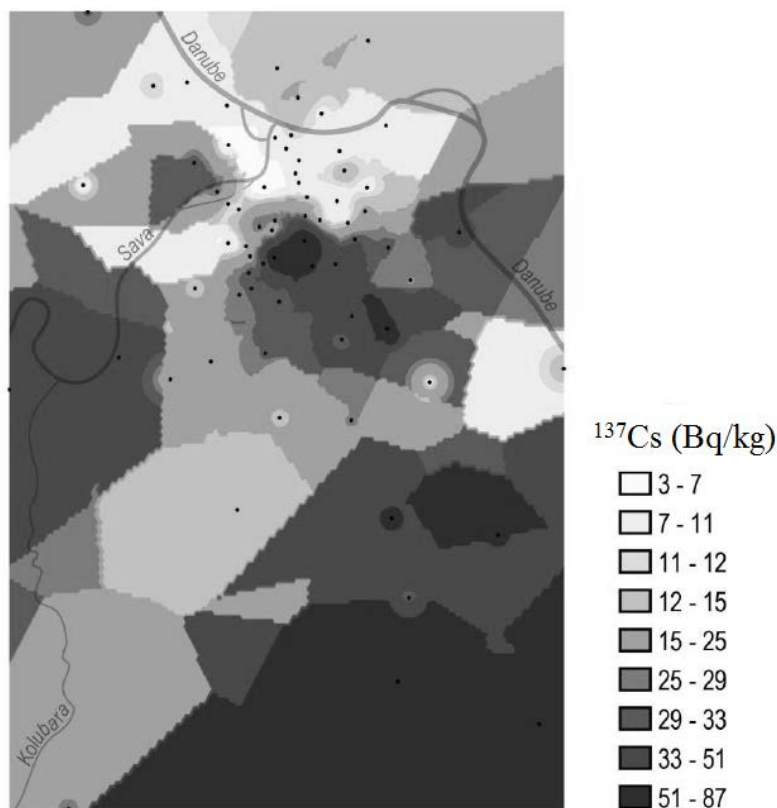
Tabela 1. Deskriptivna statistika specifične aktivnosti ^{137}Cs (Bq/kg) u uzorcima zemljišta sakupljenog sa teritorije Srbije u periodu 2006-2014. godine

	Beograd 2006-2010. godina [11]	Beograd maj 2008. godina [12]	Termoelektrana „Nikola Tesla” 2011-2013. godina	Subotica 2013. godina	Jugoistočna Srbija 2013-2014. godina
Parametar	0-10 cm	0-50 cm	0-20 cm	0-10 cm	0-20 cm
Srednja vrednost	23	19	29	2,6	46
Standardna devijacija	20	33	21	1,4	48
Medijana	15	4,4	26	2,9	27
Opseg	84	160	91	4,1	183
Mod	11	0,5	2,8	0,8	0,4
Minimum	3,0	0,3	2,8	0,8	0,4
Maksimum	87	160	94	4,9	184

Srednja vrednost specifične aktivnosti ^{137}Cs u uzorcima neobradivog zemljišta sakupljenog na prostoru oko termoelektrane „Nikola Tesla” u periodu od 2011. do 2013. godine iznosila je 29 Bq/kg, u opsegu od 2,8 do 94 Bq/kg (tabela 1). Na istraživanom prostoru uočena je heterogena distribucija ^{137}Cs u zemljištu (slika 2) [26], što je tipična distribucija za supstancije antropogenog porekla.

Srednja vrednost specifične aktivnosti ^{137}Cs u analiziranim uzorcima neobradivog zemljišta sakupljenog sa teritorije grada Subotice u toku 2013. godine iznosila je 2,6 Bq/kg, u opsegu od 0,8 do 4,9 Bq/kg (tabela 1). Dobijeni rezultati u skladu su sa vrednostima specifičnih aktivnosti ^{137}Cs na Paliću (8,3 Bq/kg) i Horgošu (1,1 Bq/kg) [27]. Dobijene niže vrednosti specifične aktivnosti ^{137}Cs u zemljištu na teritoriji grada

Subotice u poređenju sa vrednostima specifičnih aktivnosti ^{137}Cs za druge delove Srbije prikazanim u ovom radu (tabela 1) mogu biti posledica manje kontaminacije severnog dela Srbije nakon černobiljskog akcidenta.

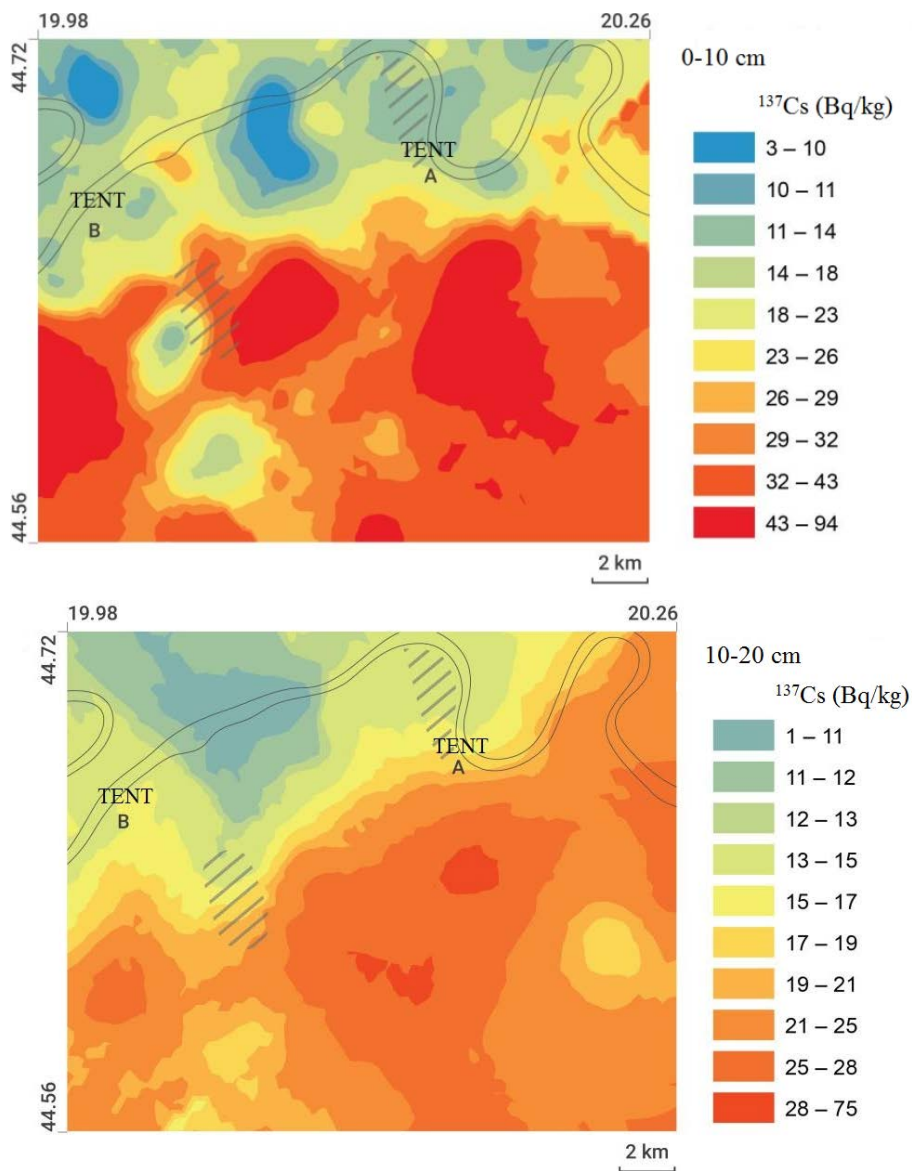


Slika 1. Prostorna distribucija specifičnih aktivnosti ^{137}Cs (Bq/kg) u zemljištu Beograda [11]

Srednja vrednost specifične aktivnosti ^{137}Cs u uzorcima neobrađivog zemljišta sakupljenog sa prostora jugoistočne Srbije, slivovi reka Pčinje i Južne Morave, u periodu od 2013. do 2014. godine iznosila je 46 Bq/kg u opsegu od 0,4 do 184 Bq/kg (tabela 1). Srednja vrednost ^{137}Cs od 36 Bq/kg dobijena je u zemljištu (do 30 cm dubine) zapadne Srbije [28]. Slična vrednost specifične aktivnosti ^{137}Cs od 40 Bq/kg dobijena je u studiji Milenkovic i sar. (2015) za zemljište (do 10 cm dubine) sakupljeno sa teritorije grada Kragujevca, centralna Srbija [29]. U toku 2003. godine uzorci površinskog zemljišta (do 5 cm dubine) sakupljeni su sa područja Srbije i Crne Gore, srednja vrednost ^{137}Cs iznosila je 48,3 Bq/kg, u opsegu od 5,25 do 112 Bq/kg [30], što je u skladu sa vrednostima dobijenim za zemljište jugoistočne Srbije. Istraživani prostor jugoistočne Srbije zahvaćen je intenzivnom vodnom erozijom, pa tako procesi akumulacije i erozije zemljišta mogu značajno uticati na prostornu varijabilnost ^{137}Cs u zemljištu istraživanog prostora.

Uočene prostorne razlike u specifičnim aktivnostima ^{137}Cs u zemljištu mogu biti posledice velikog broja faktora, kao što su: razlike u topografiji terena, nehomogene površinske kontaminacije zemljišta posle černobiljskog akcidenta (usled razlika u količini i vrsti padavina), većih i manjih prostornih razlika u fizičko-hemijskim i

biološkim osobinama zemljišta, tipu zemljišta i biljnom pokrivaču, uticaja mikro i mezo-topografiji u kontrolisanju redistribucije ^{137}Cs procesima erozije ili akumulacije, dejstva antropogenih aktivnosti (aktivnosti životinja i ljudi), kao i razlika u dubini i godini uzorkovanja zemljišta.



Slika 2. Prostorna distribucija specifičnih aktivnosti ^{137}Cs (Bq/kg) u zemljištu (na dubinama: 0-10 cm i 10-20 cm) u okolini termoelektrane „Nikola Tesla” [26]

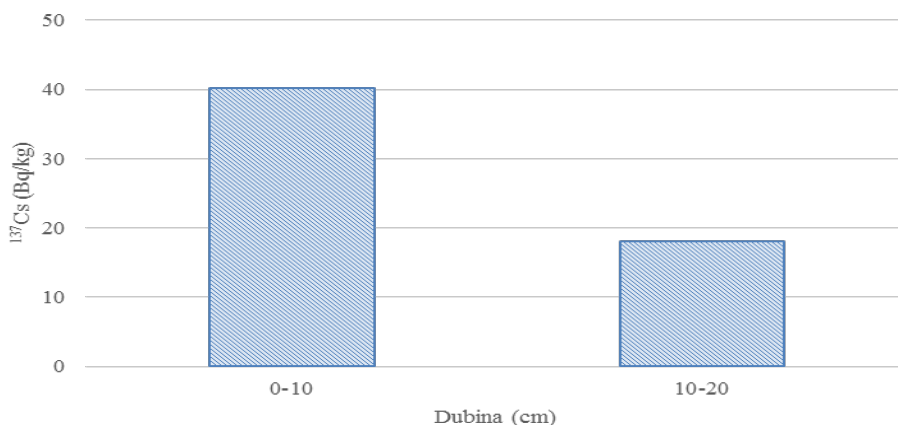
3.2. Vertikalna distribucija ^{137}Cs u zemljištu različitih prostora Srbije

U ispitivanim profilima zemljišta Beograda, Dragović i sar. (2012) ukazali su na opadanje specifične aktivnosti ^{137}Cs sa dubinom zemljišta [12]. U površinskom sloju (0-5 cm) specifične aktivnosti ^{137}Cs su varirale su u opsegu od 8,3 do 160 Bq/kg, dok su

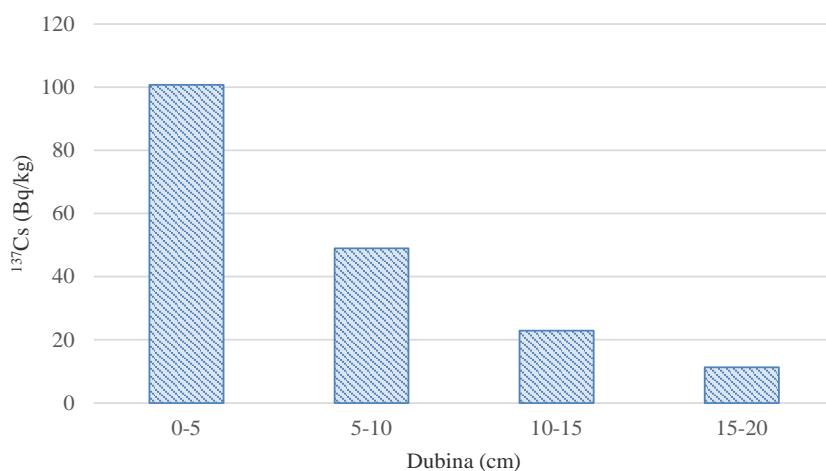
u sloju od 5-10 cm varirale u opsegu od 8,4 do 120 Bq/kg [12]. Na dubini do 10-15 cm nađene su najveće vrednosti specifičnih aktivnosti ^{137}Cs , ovakav rezultat u skladu je sa velikim brojem studija koje su pokazale da se ^{137}Cs najvećim delom zadržava u površinskom sloju zemljišta [30-32]. Antović i sar. (2012) su na osnovu analiza uzoraka neobradivog zemljišta sakupljenog sa teritorije Crne Gore ukazali na trend opadanja specifične aktivnosti ^{137}Cs sa dubinom zemljišta, u površinskom sloju 0-5 cm našli su veliki opseg specifične aktivnosti ^{137}Cs od 1,82 do 413,25 Bq/kg, dok je srednja vrednost iznosila 81,11 Bq/kg [33]. Gaspar i Navas (2013) pokazali su da se više od 80% ukupne aktivnosti ^{137}Cs nalazi u sloju dubine do 12 cm [34].

Na slikama 3 i 4 prikazana je vertikalana distribucija ^{137}Cs u neobradivom zemljištu u okolini termoelektrane „Nikola Tesla” i jugoistočnoj Srbiji, redom. Jasno se uočava tendencija opadanja nivoa specifične aktivnosti ^{137}Cs sa povećanjem dubine zemljišta, najviše vrednosti specifične aktivnosti ^{137}Cs nađene su u površinskom sloju zemljišta, dok su najmanje vrednosti izmerene u dubljim slojevima sa uočenim trendom eksponencijalnog opadanja specifične aktivnosti ^{137}Cs .

Ispitivanjem vertikalne raspodele specifične aktivnosti ^{137}Cs u zemljištu utvrđeno je da se do 1996. godine černobiljski cezijum zadržao u prvih 15 cm zemljišta [2]. Na osnovu dubine na kojoj se nalazi najveća koncentracija ^{137}Cs i njegove vertikalne raspodele u zemljištu istraživanih prostora Srbije (slika 3 i 4) može se pretpostaviti da je detektovani ^{137}Cs najvećim delom poreklom iz černobiljskog akcidenta.



Slika 3. Vertikalna distribucije specifičnih aktivnosti ^{137}Cs (Bq/kg) u zemljištu u okolini termoelektrane „Nikola Tesla”



Slika 4. Vertikalna distribucije specifičnih aktivnosti ^{137}Cs (Bq/kg) u zemljištu jugoistočne Srbije

3.3. Korelaciona analiza

Dragović i sar. (2012) ukazali su na pozitivnu korelaciju između ^{137}Cs i frakcija zemljišta fine strukture - praha i gline (tabela 2) [12]. Na brzinu migracije ^{137}Cs u profilima zemljišta utiče relativni odnos frakcija peska i gline u zemljištu. U peskovitom zemljištu ^{137}Cs migrira brže, dok je u glinovitom zemljištu njego migracija usporena usled smanjene brzine infiltriranja u slojevima gline i njenog većeg kapaciteta izmene [4]. Radionuklidi se adsorbuju na površini gline ili se ugrađuju u njenu kristalnu rešetku. Adsorpcija je visoko specifična, naročito na mineralima ilita, koji sadrže mali procenat defekata unutar kristalne strukture, koja imaju veliki afinitet prema ^{137}Cs [35]. Značajne pozitivne korelacije su takođe utvrđene između specifične aktivnosti ^{137}Cs i sledećih karakteristika zemljišta: sadržaja organskih materija, kapaciteta izmene katjona, zasićene hidraulične i specifične električne provodljivosti (tabela 2) [12]. Za adsorpciju ^{137}Cs organske materije u zemljištu imaju važnu ulogu, ova adsorpcija je nespecifična i zavisi od katjonskog izmenjivog kapaciteta organskih materija, u poređenju sa specifičnom adsorpcijom ^{137}Cs na glini [34,36]. Prisustvo organskih kiselina iz organske frakcije zemljišta dovodi do povećanja negativnog naelektrisanja zemljišnih koloida dok se pozitivno naelektrisanje smanjuje. Gaspar i Navas (2013), Navas i sar. (2011) i Milenković i sar. (2015) su ukazali na pozitivnu korelaciju između ^{137}Cs i organskih materija u zemljištu [29, 34, 37].

Spirmanovim korelacionim testom ispitane su korelacije između ^{137}Cs i fizičko-hemijskih karakteristika u analiziranim uzorcima zemljišta u okolini termoelektrane „Nikola Tesla” (tabela 3). Značajna pozitivna korelacija dobijena je između sadržaja praha i specifične aktivnosti ^{137}Cs u zemljištu, što je u skladu sa rezultatima Dragović i sar. (2012) (tabela 2). Negativna korelacija je uočena između sadržaja gline i ^{137}Cs u zemljištu. Vukašinović i sar (2013) ukazali su na negativnu korelaciju između sadržaja gline i specifične aktivnosti ^{137}Cs u obradivom zemljištu [38]. Gaspar i Navas (2012) su ukazali na negativnu korelaciju između specifične aktivnosti ^{137}Cs i gline u obradivom zemljištu, dok u neobradivom zemljištu nisu uočili značajnije korelacije [34]. Spirmanovim korelacionim testom takođe su ispitane korelacije između

^{137}Cs i fizičko-hemijskih karakteristika analiziranih uzoraka zemljišta sa teritorije jugoistočne Srbije (tabela 3). Pozitivna korelacija nađena je između specifične aktivnosti ^{137}Cs i sledećih karakteristika zemljišta: sitnog peska, sadržaja organskih materija i specifične električne provodljivosti, dok je negativna korelacija uočena između sadržaja gline i specifične aktivnosti ^{137}Cs u zemljištu (tabela 3).

Tabela 2. Pirsonov korelacioni koeficijent između ^{137}Cs i fizičko-hemijskih karakteristika zemljišta u uzorcima sakupljenim sa teritorije grada Beograda u toku maja 2008. godine [12]

Parametar	^{137}Cs
Pesak	0,01
Prah	0,28 ^b
Glina	0,29 ^b
pH	-0,13
Sadržaj organskih materija	0,73 ^a
Kapacitet izmene katjona	0,41 ^a
Karbonati	-0,13
Zapreminska gustina	-0,52 ^a
Gustina čestica	-0,61 ^a
Zasićena hidraulična provodljivost	0,68 ^a
Specifična električna provodljivost	0,61 ^a

^aKorelacija značajna na nivou 0,01

^bKorelacija značajna na nivou 0,05

Tabela 3. Spirmanov korelacioni koeficijent između ^{137}Cs i fizičko-hemijskih karakteristika zemljišta sakupljenog u okolini termoelektrane „Nikola Tesla” (2011-2013. godine) i sa teritorije jugoistočne Srbije (2013-2014. godine)

Parametar	Termoelektrana	Jugoistočna Srbija
	„Nikola Tesla”	^{137}Cs
Krupan pesak	-	-0,07
Sitan pesak	-	0,44 ^a
Pesak	0,05	-
Prah	0,45 ^a	-0,03
Glina	-0,41 ^a	-0,38 ^a
pH	-0,13	-0,21
Ukupan organski ugljenik	0,11	-
Sadržaj organskih materija	-	0,59 ^a
Kapacitet izmene katjona	-0,04	-0,06
Karbonati	-0,20	-0,20
Specifična električna provodljivost	-0,02	0,23 ^b

^aKorelacija značajna na nivou 0,01

^bKorelacija značajna na nivou 0,05

Ponašanje radionuklida u zemljištu zavisi kako od njegovih osnovnih svojstava tako i od fizičko-hemijskih karakteristika zemljišta. Kompleksnost interakcija se povećava usled

velikog broja procesa koji se dešavaju istovremeno i njihove zavisnosti od uslova životne sredine. Razlike u ponašanju ^{137}Cs u zemljištima različitih prostora posledica je razlika u tipu zemljišta i uslovima životne sredine.

Studije uticaja edafskih faktora na prostornu i vertikalnu distribuciju ^{137}Cs u zemljištu su od velikog značaja, jer doprinose razumevanju njegovog ponašanja u zemljištu ali i proceni rizika za stanovništvo i životnu sredinu.

4. ZAKLJUČAK

U analiziranim uzorcima zemljišta sakupljenim sa različitih prostora Srbije (Beograd, okolina temoelektrane „Nikola Tesla”, opština Obrenovac, Subotica i jugoistočna Srbija, slivovi reka Pčinje i Južne Morave) u periodu od 2006. do 2014. godine utvrđeno je prisustvo ^{137}Cs . Dobijeni rezultati ukazuju da se ^{137}Cs nalazi u zemljištu Srbije, više od dve decenije nakon akcidenta na nuklearnoj elektrani Lenjin u Černobilju.

Analiza korelacija specifične aktivnosti ^{137}Cs i fizičko-hemijskih karakteristika zemljišta ukazuju na veoma kompleksan proces njegovog ponašanja u zemljišnim ekosistemima, čemu doprinosi veliki broj fizičkih, hemijskih i bioloških karakteristika zemljišta i faktora životne sredine.

Napomena

Autori se zahvaljuju prof. Ranku Dragoviću, Milanu Đorđeviću i dr Mrđanu Đokiću (Prirodno-matematički fakultet Univerziteta u Nišu), za pomoć prilikom planiranja istraživanja i geostatističke analize rezultata, i prof. Bošku Gajiću (Poljoprivredni fakultet Univerziteta u Beogradu) za pomoć u analizi mehaničkih frakcija uzoraka zemljišta. Ovaj rad je podržan od strane Ministarstva prosvete, nauke i tehnološkog razvoja Republike Srbije (III43009).

5. LITERATURA

- [1] Nivoi radioaktivne kontaminacije čovekove sredine i ozračenost stanovništva Jugoslavije 1986. godine usled havarije nuklearne elektrane u Černobilju. *Savezni komitet za rad, zdravlje i socijalnu zaštitu*. Beograd, 1987.
- [2] D. Popović and V. Spasić-Jokić. Posledice nuklearne nesreće u Černobilju, na teritoriji Republike Srbije. *Vojnosanit. Pregl.* 63 (2006) 481-487.
- [3] I. Bikit, D. Mrda, N. Todorovic, J. Nikolov, M. Krmar, M. Veskovic, J. Slivka, J. Hansman, S. Forkapic and N. Jovancevic. Airborne radioiodine in northern Serbia from Fukushima. *J. Environ. Radioact.* 114 (2012) 89-93.
- [4] P. L. Nimis. Radiocesium in plants of forest ecosystems. *Studia Geobot.* 15 (1996) 3-49.
- [5] D. Krstić, D. Nikezić, N. Stevanović and M. Jelić. Vertical profile of ^{137}Cs in soil. *Appl. Radiat. Isot.* 61 (2004) 1487-1492.
- [6] M. Isaksson, B. Erlandsson and S. Mattsson. A 10-year study of the ^{137}Cs distribution in soil and a comparison of Cs soil inventory with precipitation-determined deposition. *J. Environ. Radioact.* 55 (2001) 47-59.
- [7] G. Matisoff, M.E. Keterer, K. Rosen, J.W. Mietelski, L.F. Vitko, H. Person and E. Lokas. Downward migration of Chernobyl-derived radionuclides in soil in Poland and Sweden. *Appl. Geochem.* 26 (2011) 105-115.
- [8] K. Rosen, I. Oborn and H. Lonsjo. Migration of radiocesium in in Swedish soil profiles after the Chernobyl accident. *J. Environ. Radioact.* 46 (1999) 45-66.
- [9] P. Bossew and G. Kirchner. Modelling the vertical distribution of radionuclides in soil. Part 1: the convection–dispersion equation revisited. *J. Environ. Radioact.* 73 (2004) 127-150.

- [10] A. Clouvas, S. Xanthos, G. Takoudis, M. Antonopoulos- Domis, G. Zinovadis, T. Vidmar and A. Likar. Twenty-year follow-up study of radiocesium migration in soil. *Radiat. Prot. Dosim.* 124 (2007) 372-377.
- [11] L.J. Janković-Mandić, R.M. Dragović, M.M. Đorđević, M.B. Đolić, A.E. Onjia, S.D. Dragović and G.G. Bačić. Prostorna varijabilnost ¹³⁷Cs u zemljištu Beograda (Srbija). *Hem. Ind.* 68 (4) (2014) 449-455.
- [12] S. Dragović, B. Gajić, R. Dragović, Lj. Janković Mandić, L. Slavković Beškoski, N. Mihailović, M. Momčilović and M. Čujić. Edaphic factors affecting the vertical distribution of radionuclides in the different soil types of Belgrade, Serbia. *J. Environ. Monit.* 14 (2012) 127-137.
- [13] ORTEC, Gamma Vission 32, Gamma-Ray Spectrum Analysis and MCA Emulation, Version 5.3, Oak Ridge, TN, 2001.
- [14] Rowell, D.L. *Bodenkunde. Untersuchungsmethoden und ihre Anwendungen.* 1997. Springer, Berlin.
- [15] USDA. Soil Conservation Service, Soil Survey Laboratory. *Methods and Procedures for Collecting Soil Samples.* Soil Survey Report 1. WA, SAD, 1972.
- [16] ISO. International Standard Organization, 10390, Soil quality - Determination of pH. 2005.
- [17] ISO. International Standard Organization, 11265, Soil quality - Determination of the specific electrical conductivity. 1994.
- [18] V.N. Simakov. Application of phenylanthranilic acid in determining humus, the method of Tyurin. 1957. 8: p. 72-73.
- [19] A. Walkley and I.A. Black. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science.* 1934. 37(1): p. 29-38.
- [20] L.P. Van Reeuwijk. *Procedures for Soil Analysis.* Technical Paper 9. International Soil Reference and Information Centre (ISRIC), Wageningen, 1986, p. 106.
- [21] ISO. International Standard Organization, 10693, Soil quality - Determination of carbonate content - Volumetric method. 1995.
- [22] H. Kappen, *Die Bodenazidität,* Springer Verlag, Berlin, 1929.
- [23] G.R. Blake and K.H. Hartge. in *Methods of Soil Analysis. Part 1- Physical and Mineralogical Methods,* ed. A. Klute, Soil Science Society of America, Madison, WI, 2nd edn, 1986, pp. 363-382.
- [24] A. Klute and C. Dirksen. in *Methods of Soil Analysis. Part 1-Physical and Mineralogical Methods,* ed. A. Klute, Soil Science Society of America, Madison, WI, 2nd edn, 1986, pp. 687-734.
- [25] Kvalitet životne sredine grada Beograda u 2007. godini. Marija Grubačević sa saradnicima (ur.). Sekretarijat za zaštitu životne sredine, 2007, Beograd.
- [26] M.R. Čujić. Radionuklidi i teški metali u zemljištu u okolini termoelektrane "Nikola Tesla" u Obrenovcu: faktori koji utiču na njihovu migraciju-prostorna distribucija-procena radijacionog uticaja na živi svet. Doktorska disertacija. Fakultet za fizičku hemiju, 2016. Beograd.
- [27] I. Bikit, J. Slivka, Lj. Čonkić, M. Krmar, M. Vesković, N. Žikić-Todorović, E. Varga, S. Ćurčić and D. Mrdja. Radioactivity of the soil in Vojvodina (northern province of Serbia and Montenegro). *J. Environ. Radioact.* 78 (2005) 11-19.
- [28] G. Dugalic, D. Krstic, M. Jelic, D. Nikezic, B. Milenkovic, M. Pucarevic and T. Zeremski-Skoric. Heavy metals, organics and radioactivity in soil of western Serbia. *J. Hazard. Mater.* 177 (2010) 697-702.
- [29] B. Milenkovic, J.M. Stajic, Lj. Gulan, T. Zeremski and D. Nikezic. Radioactivity levels and heavy metals in the urban soil of Central Serbia. *Environ. Sci. Pollut. Res.* (2015) DOI 10.1007/s11356-015-4869-9.
- [30] S. Dragović and A. Onjia. Classification of soil samples according to their geographic origin using gamma-ray spectrometry and principal component analysis. *J. Environ. Radioact.* 89 (2006) 150-158.
- [30] Z. Pietrzak-Flis, I. Radwan, L. Rosiak and E. Wirth. Migration of ¹³⁷Cs in soils and its transfer to mushrooms and vascular plants in mixed forest. *Sci. Total Environ.* 186 (1996) 243-250.
- [31] S. Yoshida, Y. Muramatsu, A.M. Dvornik, T.A. Zhuchenko and I. Linkov. Equilibrium of radiocesium with stable cesium within the biological cycle of contaminated forest ecosystems. *J. Environ. Radioact.* 75 (2004) 301-313.

- [32] Ö. Karadeniz and G. Yaprak. Vertical distributions and gamma dose rates of ^{40}K , ^{232}Th , ^{238}U and ^{137}Cs in the selected forest soils in Izmir, Turkey. *Radiat. Prot. Dosim.* 131 (2008) 346–355.
- [33] N.M. Antovic, P. Vukotic, N. Svrkota and S.K. Andrukhovich. Pu-239+240 and Cs-137 in Montenegro soil: their correlation and origin. *J. Environ. Radioact.* 110 (2012) 90-97.
- [34] L. Gaspar and A. Navas. Vertical and lateral distributions of ^{137}Cs in cultivated and uncultivated soils on Mediterranean hillslopes. *Geoderma* 207-208 (2013) 131-143.
- [35] C. Dumat and S. Staunton. Reduced adsorption of caesium on clay minerals caused by various humic substances. *J. Environ. Radioact.* 46 (1999) 187-200.
- [36] A. Rigol, M. Vidal and G. Rauret. An overview of the effect of organic matter on soil–radiocaesium interaction: implications in root uptake. *J. Environ. Radioact.* 58 (2002) 191-216.
- [37] A. Navas, L. Gaspar, M. López-Vicente and J. Machín. Spatial distribution of natural and artificial radionuclides at the catchment scale (South Central Pyrenees). *Radiat. Measurement.* 46 (2011) 261-269.
- [38] I. Vukašinović, D. Todorović, A. Đorđević, M.B. Rajković and V.B. Pavlović. Depth distribution of ^{137}Cs in anthrosol from the experimental field "Radmilovac" near Belgrade, Serbia. *Arh. Hig. Rada. Toksikol.* 64 (2013) 425-430.

SPATIAL AND VERTICAL DISTRIBUTION OF ^{137}CS IN THE SOIL OF SERBIA

Jelena PETROVIĆ, Ljiljana JANKOVIĆ-MANDIĆ, Mirjana ĆUJIĆ and Snežana DRAGOVIĆ

*University of Belgrade, Vinča Institute of Nuclear Sciences, Belgrade, Serbia
jelenap@inep.co.rs*

In this study the specific activities of ^{137}Cs were determined in the soil of Serbia in the period from 2006 to 2014. The spatial and vertical distribution of ^{137}Cs in the soil profiles of different soil types and its relationships with the physico-chemical soil properties were analyzed. The obtained results provide insight into the key factors influencing the migration of ^{137}Cs in the soil, which contributes to knowledge of its behavior in the environment and the factors affecting its mobility within terrestrial ecosystems.

СПЕЦИФИЧНА АКТИВНОСТ CS-137 У УЗОРЦИМА ЗЕМЉИШТА КОСОВА И МЕТОХИЈЕ (25 ГОДИНА НАКОН ЧЕРНОБИЉА)

Љиљана ГУЉАН

Универзитет у Приштини, Природно-математички факултет, Косовска
Митровица, Србија, ljgulan@gmail.com, ljiljana.gulan@pr.ac.rs

Резиме

У раду су представљене специфичне активности вештачког радионуклида ^{137}Cs у 74 површинска узорка земљишта (0-5 cm) на Косову и Метохији. Узорковање и мерење извршено је 25 година након акцидента у Чернобиљу. Резултати мерења показују неравномерну просторну расподелу ^{137}Cs на Косову и Метохији. Измерене вредности специфичне активности ^{137}Cs варирају у опсегу 6,2-385,0 Bq kg⁻¹, док средња вредност износи 48 Bq kg⁻¹. Три локације у Косовскомитровачком региону се издвајају по већим вредностима специфичне активности ^{137}Cs (>300 Bq kg⁻¹). Поред површинских, анализирани су и профилни узорци са дубина 10-20 cm и 20-40 cm са 14 локација; евидентан је тренд опадања активности ^{137}Cs са дубином.

1. УВОД

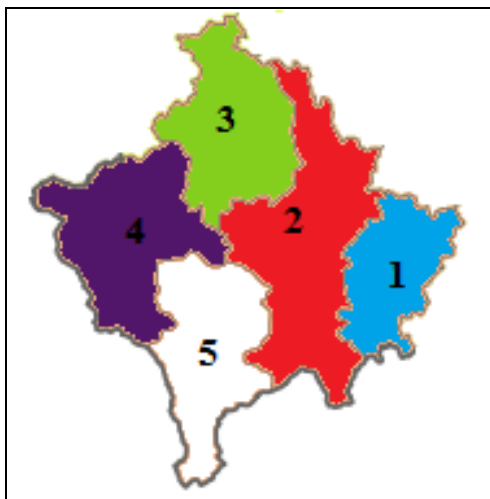
Вештачки створени радионуклиди - фисиони продукти, углавном ^{137}Cs и ^{90}Sr доспели су у атмосферу услед нуклеарних експлозија у периоду 1945-1980; према UNSCEAR-у емитована активност је износила 960 PBq и 600 PBq, респективно[1]. То је условило глобалну контаминацију биосфере, с обзиром да се вештачки радионуклиди лако укључују у кружење материје, а уз то имају дуга времена полураспада и високе енергије зрачења. Након извесног мирног периода са тенденцијом смањивања антропогене радиоактивности, догодила се хаварија на нуклеарном реактору у Чернобиљу (26.04.1986. године). У периоду од 10 дана у атмосферу је избачена количина активности од 1,85 EBq вештачког радиоактивног материјала [2]. Облак радиоцезијума ношен ветром контаминирао је европске земље и северну хемисферу. Последице тог акцидента су још присутне на територији наше земље. Недавно, хаварија у нуклеарној електрани у Фукушими (11.03.2011. године) проузрокована снажним земљотресом и цунамијем, поново је контаминирала северну хемисферу. Занемарљива количина радиоактивног материјала пореклом из Фукушима (<1%), у виду ^{137}Cs и ^{131}I детектована је у земљама Европе десетак дана након хаварије на реактору [3,4].

^{137}Cs је бета емитер са временом полураспада 30,2 године. Брзо се укључује у геолошко и биолошко кружење материје, јер га коренов систем биљке лако усваја. На покретљивост цезијума осим физичкохемијских карактеристика земљишта утиче и локална конфигурација терена; у песковитом земљишту брзина продирања је већа. Процес продирања у дубље слојеве убрзава, поред тога и мањак калијума у земљишту; у облику анјона цезијум се слабо апсорбује у земљишту, што утиче на већу покретљивост. Цезијум је хемијски аналоган калијуму и прати његов метаболизам. Биолошко време полураспада из организма је од 10-110 дана и зависи од старосног доба и метаболизма организма.

2. ЦИЉ И МЕТОД ИСТРАЖИВАЊА

Истраживање је спроведено у циљу утврђивања просторне расподеле ^{137}Cs у земљишту Косова и Метохије 25 година након акцидента у Чернобиљу, с обзиром да нема документованих података о ранијим истраживањима и мерењима активности овог вештачког радионуклида на територији јужне српске покрајине.

При узорковању земљишта примењена је процедура препоручена и прописана од Међународне Агенције за атомску енергију [5]. Узорци необрадивог земљишта (укупно 102) прикупљени су са 74 локације у четири региона на Косову и Метохији (слика 1) крајем априла 2011. године. Узорковање није спроведено у Призренском региону. Сваки узорак је добијен из 1 m^2 површине сједињавањем четири узорка са углава квадрата и једног узорка у пресеку дијагонала до дубине од 5 cm. Уз то, са 14 локација (од 74) у Косовскопоморавском и Косовском региону прикупљени су и профилни узорци земљишта са дубина 10-20 cm и 20-40 cm (узорци су узети само из средишта квадрата). Након чишћења од биљних остатака и ситног камења, узорци су хомогенизовани до гранулације мање од 2 mm, сушени на температури од 100-110 °C и паковани у Marineli посуде запремине 450 ml.

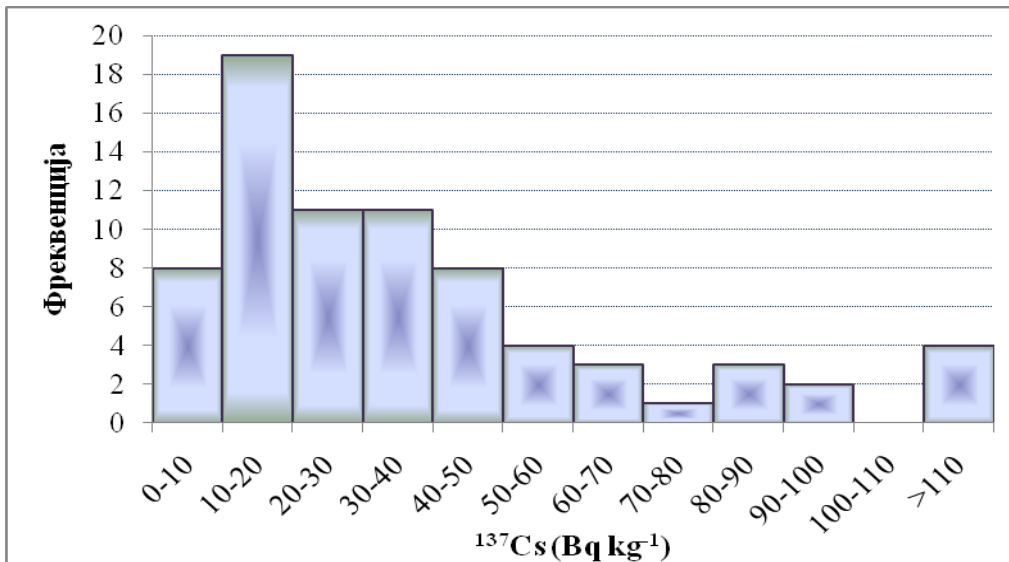


Слика 1. Регионална подела Косова и Метохије: 1-Косовскопоморавски; 2-Косовски; 3-Косовскомитровачки; 4-Пећи; 5-Призренски регион

Гамаспектрометријска мерења су извршена према стандардној методи ASTM C 1402–04 Standard guide for high resolution gamma ray spectrometry of soil samples, на Институту за физику Природно-математичког факултета Универзитета у Крагујевцу у току лета 2011. године. Гамаспектрометријски систем за одређивање активности радионуклида у тлу чини HPGe детектор модел GEM30-70 ORTEC релативне ефикасности 32% на 1,33 MeV (^{60}Co) и вишеканални анализатор. Кућиште детектора се налази у оловној заштити дебљине 10 cm. Енергетска резолуција детектора (FWHM) је 1,85 keV на 1,33 MeV (^{60}Co) и 725 eV на 122 keV (^{57}Co). Калибрација детектора је извршена калибрационим извором чешког метролошког института, (тип 2 MBSS). Снимање спектра за сваки узорак и за фон је трајало 10800 s. За одређивање специфичне активности ^{137}Cs коришћен је интензитет гама линије на енергији 661,62 keV. Мерна несигурност је била до 10%.

3. РЕЗУЛТАТИ И ДИСКУСИЈА

Фреквентна дистрибуција специфичних активности ^{137}Cs у 74 узорка земљишта са различитих локација представљена је на слици 2. Дескриптивна статистика за дати сет вредности специфичних активности по регионима Косова и Метохије приказана је у табели 1. Специфичне активности ^{137}Cs за дати сет вредности, по Колмогоров-Смирнов тесту не подлежу ни нормалној, ни логнормалној расподели. У просеку ^{137}Cs има најмање у Косовскопоморавском региону, приближно 4 пута мање него у Косовскомитровачком региону, где се мерења разликују за два реда величине; средња специфична активност ^{137}Cs у узорцима земљишта Косовскомитровачког региона износила је $68,6 \text{ Bq kg}^{-1}$, а вредности су варирале у опсегу $6,2 - 385,0 \text{ Bq kg}^{-1}$. Велики опсег и стандардна девијација (табела 1) карактеристични су за радионуклиде антропогеног порекла. Равничарски рељефи (равница, долина, котлина) су погодни за концентрисање ^{137}Cs , што може бити разлог високих вредности на појединим локацијама у Косовскомитровачком региону (у околини Косовске Митровице на три локације вредности цезијума су веће од 300 Bq kg^{-1}). Такође, разлог може бити и нижа вредност специфичне активности калијума ^{40}K у поменутих узорцима. Наиме, у радовима [6, 7, 8] анализирани физичко-хемијске карактеристике узорка са највећом вредношћу ^{137}Cs указују на низак проценат CaCO_3 , глине и муља, а висок проценат песка. Приказани резултати специфичних активности радионуклида у Косовској Митровици и околини указују да узорци са највећим вредностима ^{137}Cs имају најниже вредности ^{40}K , и обрнуто. Слична запажања добијена су анализом радиоактивности земљишта Копаоника [9].



Слика 2. Фреквентна дистрибуција специфичних активности ^{137}Cs у земљишту на Косову и Метохији

Неравномерну просторну расподелу ^{137}Cs у испитиваним узорцима условили су сложени начини дисперзије и депозиције након чернобиљског акцидента и нуклеарних проба, уз глобалне радиоактивне падавине и миграцију цезијума од једног места до другог кишом [10]. Ови процеси су праћени спором дифузијом

цезијума у дубље слојеве земљишта и незнатним ефектима спирања (иако трају дужи низ година), па се већина радиоактивних честица (85%) задржава у површинском слоју до 5 cm дубине [11]. Задржавање ^{137}Cs у површинским слојевима зависи и од локалног капацитета сорпције тла; цезијум се углавном везује за fine фракције глине. Поред тога, задржавање и усвајање ^{137}Cs из биљног покривача зависи од типа вегетације и климатских услова (падавина) [12].

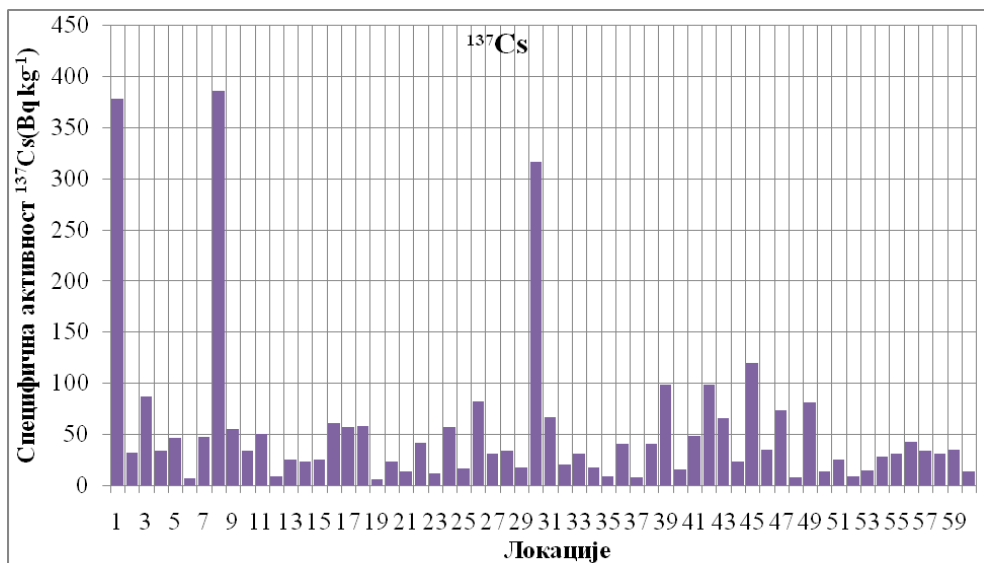
Специфичне активности ^{137}Cs у 60 површинских узорака земљишта на Косову и Метохији представљене су на слици 3.

Табела 1. Дескриптивна статистика за вредности специфичних активности ^{137}Cs у узорцима земљишта по регионима Косова и Метохије са 74 локације

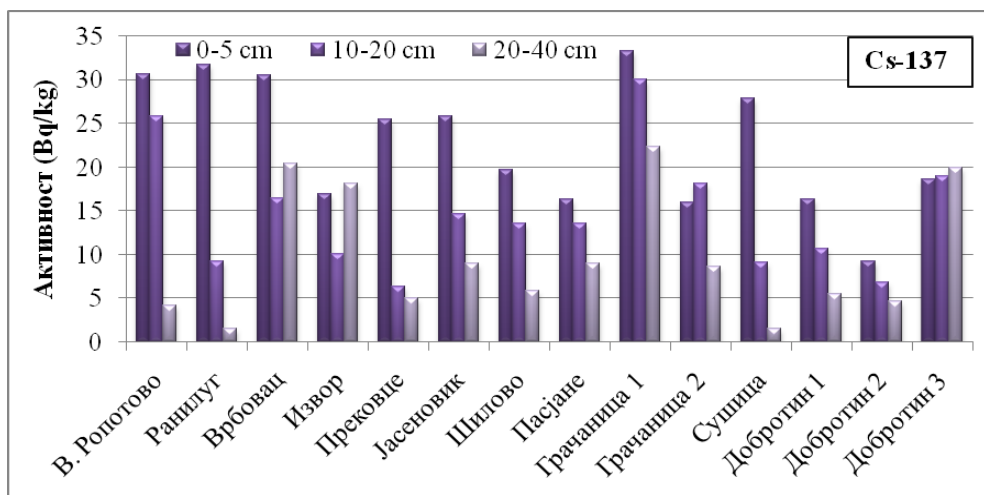
Регион (број локација)	Косовско поморавски (9)	Косовски (28)	Косовско митровачки (31)	Пећки (6)	Косово и Метохија (74)
Минимум (Bq kg^{-1})	12,3	6,9	6,2	11,2	6,2
Максимум (Bq kg^{-1})	35,0	119,5	385,0	42,5	385,0
Медијана (Bq kg^{-1})	15,0	21,7	34,0	30,8	30,6
Средња вредност (Bq kg^{-1})	17,9	35,2	68,6	29,4	48,0
Стандардна девијација (Bq kg^{-1})	7,3	31,9	99,5	10,3	69,0

Додатно, у циљу утврђивања профилне расподеле ^{137}Cs у земљишту Косовскопоморавског и Косовског региона, са 14 локација, поред површинских, анализирани су и узорци са дубина 10-20 cm и 20-40 cm. Резултати су представљени у раду [13], а ради комплетности извршеног истраживања овде су поменути и приказани на слици 4 и Табели 2. Специфичне активности ^{137}Cs у узоркованим слојевима варираше су у опсегу $1,6 \text{ Bq kg}^{-1}$ до $33,3 \text{ Bq kg}^{-1}$.

Средње специфичне активности ^{137}Cs према дубини (слојевима узорковања) су износиле: $19,7 \text{ Bq kg}^{-1}$ (0-5 cm), $13,6 \text{ Bq kg}^{-1}$ (10-20 cm) и $7,2 \text{ Bq kg}^{-1}$ (20-40 cm). Евидентна је највећа активност ^{137}Cs у првом слоју, а затим следи тренд опадања активности ^{137}Cs са дубином, што је карактеристично за необрадиво земљиште. У испитиваним узорцима једино је приметан нагли пад вредности специфичних активности ^{137}Cs са дубином у Ранилугу и Сушици (локације са највећим вредностима ^{40}K); разлог може бити успорена миграција цезијума у земљиштима богатим калијумом [2]. На другим локацијама, ефекат спирања (*wash off*) је вероватно довео до неравномерне расподеле цезијума у тлу. Истраживања показују да је вертикална дифузија цезијума спор процес, а да промена концентрације са дубином није униформна, што је очекивано за вештачке радионуклиде.



Слика 3. Специфичне активности ^{137}Cs у 60 површинских узорка земљишта на Косову и Метохији



Слика 4. Специфичне активности ^{137}Cs на 14 локација Косовскопоморавског и Косовског региона

Средња вредност специфичне активности ^{137}Cs у тлу на Косову и Метохији према овом истраживању за 74 локације износи 48 Bq kg^{-1} (табела 1); четири пута је већа него у Војводини (12 Bq kg^{-1}) [14], а скоро два пута већа него у Републици Српској (26 Bq kg^{-1}) [15]. Разлог нижих вредности у Војводини је алувијално земљиште [16]. Уз то, на пораст концентрације ^{137}Cs значајно утиче и надморска висина која је за анализирани узорке на Косову и Метохији $>500 \text{ m}$ [17]. Средња специфична активност ^{137}Cs у тлу Београда према последњим студијама [18, 19] износи $29,9 \text{ Bq kg}^{-1}$ и 23 Bq kg^{-1} , респективно. То говори да је ^{137}Cs и даље присутан у земљиштима у региону у већој концентрацији захваљујући нехомогеној контаминацији и депозицији након акцидента у Чернобиљу.

Значајно мање вредности ^{137}Cs у тлу забележене су у другим земљама света: Пакистану [20] и Индији [21], и оне су вероватно последица проба нуклеарног наоружања.

Табела 2. Дескриптивна статистика за вредности специфичних активности радионуклида у профилним узорцима земљишта са 14 локација Косовскопоморавског и Косовског региона

Радионуклид/ слој земљишта		Минимум (Bq kg ⁻¹)	Максимум (Bq kg ⁻¹)	Медијана (Bq kg ⁻¹)	Средња вредност (Bq kg ⁻¹)	Стандардна девијација (Bq kg ⁻¹)
^{137}Cs	0-5cm	9,2	33,3	19,7	22,1	7,6
	10-20cm	6,3	30,1	13,6	14,2	6,8
	20-40cm	1,6	22,3	7,2	9,7	7,3

4. ЗАКЉУЧАК

На основу представљених резултата уочава се изразита варијабилност специфичних активности ^{137}Cs у 74 испитивана узорка. Локална конфигурација терена, покретљивост и трансфер ^{137}Cs кроз тле уз његове физикохемијске карактеристике значајно утичу на варијабилност специфичних активности. Различити геохемијски, биолошки и физички процеси су вероватно довели до значајних концентрација и акумулације цезијума на микролокацијама. Неправилно опадање активности по дубини на неким локацијама може бити последица састава и сорпције тла.

С обзиром да до сада нису спроведене студије о нивоима вештачке радиоактивности, тј. расподели радионуклида у тлу на територији Косова и Метохије резултати проистекли из овог рада су од значаја за заштиту животне средине испитиваних подручја. Овакви подаци могу бити референтни у случају будућих антропогених активности које могу узроковати додатне контаминације.

Захвалница

Овај рад је урађен у оквиру пројекта ИИИ41028 Министарства просвете, науке и технолошког развоја Републике Србије.

5. ЛИТЕРАТУРА

- [1] UNSCEAR. *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Ionizing Radiation. Annex E: Exposures resulting from nuclear explosions. Report to the General Assembly.* United Nations, New York, 1982.
- [2] E. Van der Stricht and R. Kirchmann. *Radioecology, Radioactivity and Ecosystems.* Oupeye, Belgium, 2001.
- [3] P. Bossew. Fukushima accident influence on Europe – comparison with Chernobyl accident. IV ECE Workshop, Kragujevac, 31 October – 1 November 2011.
- [4] O. Masson и др. Tracking of Airborne Radionuclides from the Damaged Fukushima Dai-Ichi Nuclear Reactors by European Networks. *Environ. Sci. Technol.* 45 (2011) 7670–7677.
- [5] IAEA 295, International Atomic Energy Agency, *Measurement of radionuclides in food and the Environment. A guide book, Technical report series,* Vienna, 1989.
- [6] L. Gulan, B. Milenkovic, J.M. Stajic, B. Vuckovic, D. Krstic, T. Zeremski and J. Ninkov. Correlation between radioactivity levels and heavy metal content in the soils of the North Kosovska Mitrovica environment. *Environ.Sci.- Proc. Imp.* 15 (2013) 1735-1742.

- [7] Lj. Gulan, B. Milenković, J. Stajić, B. Vučković, D. Krstić, G. Milić i D. Nikezić. Sadržaj prirodnih i veštačkih radionuklida u uzorcima zemljišta Kosovske Mitrovice. XXVII Simpozijum DZZSCG, Zbornik radova, pp.101-105 Vrnjačka Banja, 2-5. Oktobar 2013.
- [8] Ljiljana Gulan, Merenje radionuklida u tlu i radona u zatvorenim prostorijama na Kosovu i Metohiji, Doktorska disertacija, Kragujevac 2014.
- [9] B. Mitrovic, J. Ajtic, M. Lazic, V. Andric, N. Krstic, B. Vranjes, M. Vicentijevic. Natural and anthropogenic radioactivity in the environment of Kopaonik mountain, Serbia. *Environ. Pollut.* 215 (2016) 273-279.
- [10] N. Celik, U. Cevik, A. Celik, B. Kucukomeroglu, Determination of indoor radon and soil radioactivity levels in Giresun, Turkey. *J. Environ. Radioactiv.* 99 (2008) 1349–1354.
- [11] Lj. Janković-Mandić i S. Dragović. Radijacioni rizik usled terestričkog izlaganja za stanovništvo gradova Srbije, XXIV Simpozijum DZZSCG, Zbornik radova, pp. 63–67, Zlatibor, 3-5 Oktobar 2007.
- [12] J.C. Ritchie, J.R. McHenry. Application of radiation fallout caesium-137 for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns: a review. *J. Environ. Qual.* 19 (1990) 215–233.
- [13] Lj. Gulan, J. Stajić, B. Vučković, J. Živković Radovanović, D. Spasić i D. Krstić, Prostorna i profilna raspodela radionuklida u tlu na nekim lokacijama na Kosovu i Metohiji, XXVIII Simpozijum DZZSCG, Zbornik radova, pp. 142-147, Vršac, 30. Septembar-02. Oktobar 2015.
- [14] I. Bikit, J. Slivka, Lj. Conkic, M. Krmar, M. Veskovic, N. Zikic –Todorovic, E. Varga, S. Curcic, D. Mrdja. *Radioactivity of the soil in Vojvodina (Northern province of Serbia and Montenegro)*. *J. Environ. Radioact.* 78 (2005) 11–19.
- [15] M. Jankovic, D. Todorovic, M. Savanovic. Radioactivity measurements in soil samples collected in the Republic of Srpska. *Radiat. Meas.* 43 (2008) 1448–1452.
- [16] S. Dimovska, T. Stafilov, R. Šajn and M. Frontasyeva. Distribution of some natural and man-made radionuclides in soil from the city of Veles (Republic of Macedonia) and its environs. *Radiat. Prot. Dosim.* 138 (2010) 144–157.
- [17] B. Mitrovic, G. Vitorovic, D. Vitorovic, G. Pantelic and I. Adamovic. Natural and anthropogenic radioactivity in the environment of mountain region of Serbia. *J. Environ. Monitor.* 11 (2009) 383-388.
- [18] J. Petrovic, M. Cujic, M. M. Djordjevic, R. M. Dragovic, B. A. Gajic, S.S. Miljanic, S. D. Dragovic. Spatial distribution and vertical migration of Cs-137 in soils of Belgrade (Serbia) 25 years after the Chernobyl accident. *Environ. Sci.-Proc. Imp.* 15 (2013) 1279-1289.
- [19] Lj. J. Janković-Mandić, R. M. Dragović, M. M. Đorđević, M. B. Đolić, A. E. Onjia, S. D. Dragović, G. G. Bačić, Prostorna varijabilnost ¹³⁷Cs u zemljištu Beograda (Srbija). *Hem. Ind.* 68 (2014) 449–455.
- [20] A. Kumar, R. K. Singhal, J. Preetha, K. Rupali, V. M. Joshi, A. G. Hegde and H. S. Kushwaha. Non-parametric statistical analysis in the measurement of outdoor gamma exposure to the residents around Trombay. *Radiat. Prot. Dosim.* 124 (2007) 378-384.
- [21] S. N. A. Tahir, K. Jamil, J. H. Zaidi, M. Arif and N. Ahmed. Activity concentration of ¹³⁷Cs in soil samples from Punjab province (Pakistan) and estimation of gamma-ray dose rate for external exposure. *Radiat. Prot. Dosim.* 118 (2006) 345-351.

SPECIFIC ACTIVITY OF CS-137 IN SOIL SAMPLES OF KOSOVO AND METOHİJA (25 YEARS AFTER CHERNOBYL)

Liljana GULAN

*University of Priština, Faculty of Natural Science, Kosovska Mitrovica, Serbia,
ljgulan@gmail.com, liljana.gulan@pr.ac.rs*

This paper presents the specific activity of artificial radionuclide ^{137}Cs in 74 surface soil samples (0-5 cm depth) of Kosovo and Metohija. Sampling and measurement was carried out 25 years after the Chernobyl accident. The results of measurement show uneven spatial distribution of ^{137}Cs in Kosovo and Metohija. The measured values of ^{137}Cs specific activity vary in the range 6.2-385.0 Bq kg⁻¹, and the average value is 48 Bq kg⁻¹. Three locations in the region of Kosovska Mitrovica stand out with higher values of ^{137}Cs specific activity (> 300 Bq kg⁻¹). In addition to the surface samples, profile samples from depths of 10-20 cm and 20-40 cm of 14 locations were analyzed; there is an evident trend of decreasing ^{137}Cs activity with depth.

DISTRIBUCIJA ^{137}Cs U OBRADIVOM ZEMLJIŠTU

Ivana Ž. VUKAŠINOVIĆ¹, Miloš B. RAJKOVIĆ¹ and Dragana J. TODOROVIĆ²

1) Univerzitet u Beogradu, Poljoprivredni Fakultet, Beograd-Zemun, Srbija

2) Univerzitet u Beogradu, Institut za nuklearne nauke "Vinča", Laboratorija za zaštitu od zračenja i zaštitu životne sredine, Beograd, Republika Srbija

Rezime

Usled padavina koje su usledile nakon Černobilskog akcidenta 1986. godine, proizvedeni radionuklid ^{137}Cs je deponovan u zemljištu. S obzirom na njegovo dovoljno dugo vreme poluraspada (30,05 godina), posebno je važna radiološka zaštita kultivisanog (obradivog) zemljišta jer se postavlja pitanje da li se ovaj radionuklid zadržava u površinskim slojevima zemljišta, da li biva usvojen od strane biljaka ili se spušta u dublje slojeve zemljišta. U ovom radu prikazani su rezultati merenja specifične aktivnosti ^{137}Cs metodom gama-spektrometrije u zemljištu 15 godina starog voćnjaka pod zasadam breskvi. Priprema zemljišta za sadnju bresaka izvršena je rigolovanjem, posle čega je usledila 12 godina duga nega voćnjaka, a zatim uzorkovanje zemljišta je izvršeno tri godine nakon prestanka svih poljoprivrednih tretmana. U radu je prikazan pregled rezultata analize uticaja dugogodišnje kultivacije (obrađivanja) zemljišta na preraspodelu ^{137}Cs duž profila dubine 0-80 cm. Linearna i višestruka regresiona analiza primenjene su da bi se procenilo u kojoj meri su nivoi radioizotopa cezijuma povezani sa: nivoima izotopa kalijuma ^{40}K detektovanim u zemljištu; zatim, osnovnim osobinama koje karakterišu zemljište (pH, sadržaj humusa, sadržaj karbonata, granulometrijski sastav, sadržaj higroskopske vlage); mineralnim sastavom glinovite frakcije zemljišta i dostupnim sadržajima mikroelemenata (Zn, Cu, Mn, Fe). Obrasci distribucije ^{137}Cs sa dubinom ukazivali su da je cezijum bio mehanički prenesen iz površinskih ka nižim slojevima zemljišta tokom kultivacije. Rezultati analiza su pokazali da na zatečenu distribuciju izotopa cezijuma sa dubinom glavni uticaj imaju varijacije sadržaja humusa i minerala glinovite frakcije zemljišta, vermikulita, ilita i smektita.

1. UVOD

Prirodni cezijum sastoji se od jednog stabilnog izotopa (^{133}Cs), dok su ostali (od ukupno 22) veštačkog porekla i u prirodi se pojavljuju uglavnom kao rezultat antropogene aktivnosti. Za proizvedeni radionuklid ^{137}Cs se smatra da u životnoj sredini većinom potiče od radioaktivnih padavina proizvoda nuklearne fisije nastalih kao posledica Černobiljskog akcidenta 1986. godine, a do tog trenutka se pojavljuje kao rezultat intenzivnih nuklearnih proba u atmosferi. ^{137}Cs je biološki značajan radionuklid s obzirom na svoje dovoljno dugo vreme poluraspada (30,05 godina) koje mu obezbeđuje prisustvo u lancima ishrane. Uključivanje u lanac ishrane potiče prvenstveno iz zemljišta, pa je fokus mnogih studija ponašanje ^{137}Cs u kultivisanom (obradivom) zemljištu [1-5]. Glavni mehanizmi taloženja ^{137}Cs u zemljištu su suva i vlažna depozicija („fallout“). Po kontaminaciji, nakon taloženja iz atmosfere, visoka aktivnost ^{137}Cs zastupljena je u površinskim slojevima zemljišta i sa dubinom profila ona brzo eksponencijalno opada [4,5]. Duž neobrađivih (nekultivisanih) profila zemljišta cezijum nije ravnomerno

raspoređen, a tokom vremena, njegovo kretanje u dublje slojeve postaje sporije pri čemu vertikalna migracija zavisi od fizičko-hemijskih interakcija sa datim matriksom zemljišta [6-8]. Duž obradivih (kultivisanih) profila zemljišta, ^{137}Cs se takođe neravnomerno raspoređuje. U ovom slučaju, u procesu obrade zemljišta dolazi do mešanja (rotiranja) slojeva zemljišta, prvobitna zemljišna struktura biva poremećena i radiocezijum se mehanički preraspodeljuje. Dubina do koje će cezijum biti dodatno distribuiran zavisice od stepena obrade zemljišta pri čemu se njegova raspodela može izraziti različitim funkcijama opadajućeg trenda sa dubinom [4,5]. Obradivanje zemljišta koje se nastavi tokom dužeg vremenskog perioda dovešće do uniformne distribucije ^{137}Cs duž dubine oranja [8].

Radiocezijum se u zemljištu vezuje za čestice zemljišta ili se pojavljuje u obliku zemljišnih rastvora. Na njegovu mobilnost u zemljištu utiču: *a*) retenzija cezijuma nastala kao rezultat interakcije matriksa i vlažnosti zemljišta, *b*) fizičko-hemijska svojstva zemljišta kao što su mehanički sastav, pH reakcija, sadržaj organskih materija, mineraloški sastav i *c*) procesi i elementi (korenov sistem, sastav mikroorganizama) biološkog porekla koji se odvijaju u zemljištu [8-10].

Iako se smatra da je rastvorljivost radioaktivnog cezijuma visoka, radiocezijum „u suštini nije dostupan i 95% ^{137}Cs je nepovratno podložno sorpciji u zemljištu čak i pod uslovima koji teorijski povećavaju oslo bađanje“ [3]. ^{137}Cs prisutan u zemljištu može da bude apsorbovan na organskim česticama (huminske materije) i frakcijama gline, praha i peska [9-11]. Sposobnost minerala gline da fiksiraju ^{137}Cs ključno utiče na njegovu pojavu u zemljišnim rastvorima pa time i na vertikalnu mobilnost i transfer iz zemljišta u biljke. Sorpcija ^{137}Cs je najveća na mineralima gline bogatim kalijumom, naročito na ivicama međuslojeva („frayed edge sites“) glina tipa kristalne rešetke 2:1 koja su dostupna samo monovalentnim katjonima sa niskom energijom hidratacije (npr. K, Cs, Rb) [7,8]. S obzirom da cezijum nije esencijalni element u ishrani biljaka za razliku od svog geohemijskog analoga kalijuma, čiji su K^+ joni normalno prisutni u obradivom zemljištu, utvrđeno je da od koncentracije kalijuma u zoni rizosfere zavisi usvajanje Cs od strane korena [11]. Konačno, procenjuje se da je u obradivom zemljištu oko 10% i 20% ukupnog ^{137}Cs sadržano u razmenljivim i organskim, a oko 70% u rezidualnim frakcijama zemljišta [12].

Aktivnost ^{137}Cs u zemljištu u Srbiji pre 1986. godine bila je ispod 5 Bq/kg, a posle akcidenta u Černobilju karakteriše je izrazito nehomogena raspoređenost u tlu [13,14]. Ispitivanjem zemljišta planinskih predela utvrđeno je da su koncentracije ^{137}Cs u škriljcima bile više (462 Bq/kg) nego u krečnjačkom zemljištu (88 Bq/kg) na planini Tara, 1991. godine, koje se nisu bitno razlikovale od maksimalno izmerene vrednosti od 270 Bq/kg izmerenim na planini Šara, 1997. godine, a niže vrednosti, koje su bile manje od 87 Bq/kg izmerene su 2000. godine na Staroj planini [13]. Ispitivanje vertikalne raspodele koncentracije ^{137}Cs u zemljištu pokazalo je da se do 1996. godine černobiljski cezijum zadržao u prvih 15 cm tla [13]. U periodu 2003-2008. godine u Srbiji, nivo izotopa cezijuma u blizini termoelektrana na ugalj nalazio se u intervalu 3-68 Bq/kg, a u urbanim područjima u periodu 2001-2007. godine u intervalu 4-70 Bq/kg, a navedene razlike su tumačene kao rezultat različitog tipa, geološkog porekla i potencijalnog obrađivanja zemljišta [13]. Na području Beograda (2008. godine) zabeležene su specifične aktivnosti ^{137}Cs (u intervalu 0,30-160 Bq/kg) neobrađivih profila zemljišta različitog tipa i dubine 0-50 cm, pri čemu je u svakom profilu vrednost manja od 10 Bq/kg detektovana na dubini ispod 25 cm [14].

U ovom radu prikazan je pregled rezultata merenja specifične aktivnosti ^{137}Cs nakon 22 godine od akcidenta u Černobilju u profilima zemljišta dubine 0-80 cm sakupljenih sa

voćnjaka pod zasadam breskvi na oglednom školskom poljoprivrednom dobru „Radmilovac” (Poljoprivredni fakultet, Univerzitet u Beogradu). Takođe, prikazani su rezultati analize uticaja dugogodišnje obrade na preraspodelu ^{137}Cs duž profila zemljišta. Linearna i višestruka regresiona analiza su bile primenjene da bi se procenilo u kojoj meri su nivoi radioizotopa cezijuma povezani sa: *a*) nivoima izotopa kalijuma ^{40}K detektovanim u zemljištu; *b*) osnovnim osobinama koje karakterišu zemljište (pH, sadržaj humusa, sadržaj karbonata, granulometrijski sastav, sadržaj higroskopske vlage); *c*) mineralnim sastavom glinovite frakcije zemljišta i *d*) dostupnim sadržajima mikroelemenata (Zn, Cu, Mn, Fe).

2. MATERIJALI I METODE

Uzorkovanje zemljišta. Voćnjak pod zasadam breskvi, školskog poljoprivrednog dobra „Radmilovac“, Poljoprivrednog Fakulteta, Univerziteta u Beogradu je bio mesto uzorkovanja četiri profila zemljišta, u leto 2008. godine. Godine 1992., dubokim oranjem (rigolovanjem) do dubine od 1 m prirodnog zemljišta tipa *černozem* izmenjene su endomorfološke karakteristike zemljišta. Pri tome je formirano antropogeno zemljište tipa *antrosol* prema međunarodnoj FAO klasifikaciji [15]. Voćnjak je kultivisan i tretiran fosfatnim đubrivima u periodu od 12 godina. Zatim, posle perioda od tri godine u kome nikakvi tretmani voćnjaka (oranje, đubrenje, irigacija) nisu primenjivani pristupilo se kolekciji uzoraka jer je struktura zemljišta bila dovoljno stabilna da bi se ustanovile osobine formiranog *antrosola*. Uzorci zemljišta sakupljeni su iz Ap-horizonta moćnosti 80 cm na svakih 20 cm (gornji sloj dubine 0-20 cm, slojevi u zoni korenovog sistema 20-40 cm i 40-60 cm i donji sloj 60-80 cm). Tri profila zemljišta (**P₁**, **P₂**, **P₃**) otvorena su u blizini korena stabla breskve, a četvrti (**P₄**) sa dela zemljišta pokrivenog travom, van korenovog sistema.

Analize osobina zemljišta. U cilju pripreme 16 uzoraka zemljišta za merenje vršeno je vazdušno sušenje uzoraka, a zatim je zemljište prosejavano kroz sito promera 2 mm. Standardne tehnike analize zemljišta korišćene su za određivanje hemijskih i fizičkih osobina: mehanički sastav prema metodi prosejavanja i sedimentacije (pipet metod), zemljišna kiselost u vodi potenciometrijski, sadržaj kalcijum-karbonata pomoću Šajblerovog kalcimetra i sadržaj humusa metodom Tjurina.

Gama-spektrometrijska merenja. Za određivanje koncentracije aktivnosti radionuklida primenjen je metod gama spektrometrije. Uzorci zemljišta pakovani su u Marineli posude zapremine 500 cm³, zapečaćeni pčelinjim voskom i čuvani 4 nedelje radi dostizanja radioaktivne ravnoteže. Korišćen je koaksijalni detektor *p*-tipa (Canberra Industries, Inc., Meriden, CT, USA) relativne efikasnosti 20% i energetskom rezolucijom 1,8 keV na energiji 1332 keV izotopa ^{60}Co . Referentni materijal matriksa zemljišta (National Office of Measures OMH, Budapest) u geometriji Marineli posude zapremine 500 cm³ sa homogeno raspoređenim radionuklidima (^{22}Na , ^{57}Co , ^{60}Co , ^{89}Y , ^{133}Ba i ^{137}Cs) ukupne aktivnosti 1,5 kBqkg⁻¹ na dan 01.07.1991. korišćen je za kalibraciju efikasnosti detektora. Merenje je vršeno u intervalu vremena 70000 s. Spektar je analiziran standardnim softverskim paketom *Genie 2000*. Aktivnost ^{137}Cs i ^{40}K određena je na osnovu njihovih γ – energije 661,66 keV i 1460 keV, respektivno. Ukupna eksperimentalna neodređenost metoda iznosila je 10%.

Analize mineraloškog sastava. U cilju određivanja mineraloškog sastava zemljišta primenjena je metoda rendgenske difrakcije. Ovom metodom su ispitivani uzorci glinovite frakcije zemljišta profila **P₁**, **P₂** i **P₃** koja je prethodno dobijena mehaničkom analizom. Izvršeno je snimanje orijentisanog uzorka, uzorka zasićenog etilen glikolom i

žarenog uzorka na 550°C. Rendgenski dijagrami praha snimljeni su krišćenjem rendgenskog difraktometra za prah Philips (PW-1010).

Analize pristupačnih sadržaja mikroelemenata. Sadržaji pristupačnih elemenata Fe, Mn, Cu i Zn u zemljištu dobijeni su ekstrakcijom sa rastvorom 0,005 MDTPA i analizirani metodom atomske apsorpcione spektrofotometrije korišćenjem uređaja Varian SpectrAA 250 plus.

3. REZULTATI I DISKUSIJA

3.1. Karakteristike ispitivanog zemljišta

U tabeli 1 predstavljeni su rezultati merenih veličina duž profila zemljišta **P₁**, **P₂**, **P₃** i **P₄** u intervalima dubine 20 cm čije vrednosti su preuzete iz naših prethodnih istraživanja istog *antrosola* [16-19]. Merene su vrednosti specifične aktivnosti (Bq kg⁻¹) radionuklida ¹³⁷Cs i ⁴⁰K [16-17], glavnih osobina zemljišta (pH, sadržaj humusa, sadržaj karbonata, mehanički (granulometrijski) sastav i sadržaj higroskopske vlage) [16], zatim procentualni mineralni sastav glinovite frakcije zemljišta [18], kao i pristupačni sadržaji mikroelemenata (mg kg⁻¹) Zn, Cu, Mn i Fe [19]. Vrednosti specifične aktivnosti su predstavljene u obliku “merena vrednost ± ekperimentalna nesigurnost”.

Na osnovu osobine zemljišta može se zaključiti da se profili međusobno bitno ne razlikuju i da ih karakteriše ista praškasto-glinasta tekstura. Sadržaj gline (čestice dimenzija < 0,002 mm) varira od 33,08 do 43,33%, a peska (čestice dimenzija > 0,05 mm) od 2,18 do 16,12%. Primećuje se izlučivanje čestica gline u zoni korenovog sistema (20-60 cm) i njihova akumulacija u dubljim slojevima, a trend je suprotan u slučaju krupnih čestica kao što je pesak. U poređenju sa ostalim profilima kod kojih je sadržaj karbonata mnogo manji, do 1%, profil **P₂** sadrži 7-10% karbonata. Takva razlika uticala je na vrednosti pH, pa **P₂** pokazuje alkalnu reakciju dok zemljište ostalih profila varira od slabo kisele do neutralne reakcije. Ukupno, sadržaj higroskopske vlage varira 18%. Sadržaj humusa značajno opada sa dubinom, i varira ukupno do 40% [16,17].

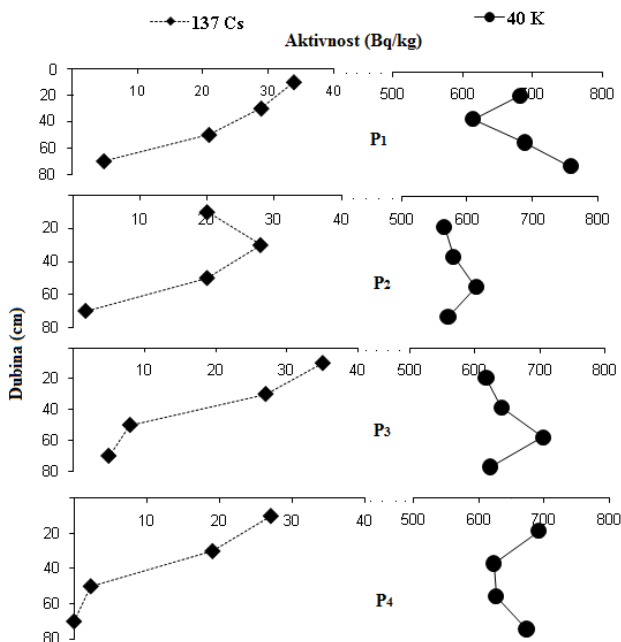
3.2. Distribucija specifične aktivnosti ¹³⁷Cs

Specifične aktivnosti ¹³⁷Cs u zemljištu nalazile su se u intervalu (Bq kg⁻¹): 1,8-35,0 i bile u skladu sa regionalnim nivoima radiocezijuma u zemljišta [13,14]. Sa slike 1 može se videti da koncentracija aktivnosti cezijuma varira na sličan način duž slojeva profila zemljišta **P₁**, **P₂** i **P₃** s obzirom da se kod njih značajan nivo cezijuma našao u dubljim slojevima (40-60 cm). Na osnovu koficijenta varijacije specifične aktivnosti može se pretpostaviti da je uticaj mehaničke obrade postojao duž profila **P₁** i **P₂** i u manjoj meri duž **P₃**, gde su varijacije cezijuma iznosile ~60% i ~80%, respektivno. To se može zaključiti i na osnovu distribucija u **P₁**, **P₂** i **P₃** koja se razlikovala od one tipične za nekultivisana zemljišta u kojima je ¹³⁷Cs koncentrisan u gornjem sloju dubine 20 cm i koji brzo eksponencijalno opada sa dubinom [14], a odgovarala je profilu **P₄** (uzorkovanom van zone rizosfere) u kome cezijum varira ~100% i postaje manji od minimalne detektabilne koncentracije (MDC) na dubini 60-80 cm (Slika 1). Konačno, distribucija koncentracije aktivnosti radiocezijuma Cs (Bq kg⁻¹) na datoj dubini z (cm) zemljišta mogla je biti opisana jednačinom predloženom za kultivisana zemljišta [5]:

$$Cs = a \cdot (1 - z/H)^b \quad (1)$$

čiji su koeficijenti $a > 1$ i $0 < b < 1$. Smatrajući da ukupna dubina sloja H (cm) u kome cezijum može biti detektovan u ovom zemljištu iznosi 85 cm, dobijeni koeficijenti fita jednačine (1) iznosili su $a = 38$ i $b = 0,81$ [17]. Jednačina (1) opisuje 76% varijacija cezijuma sa dubinom ($p < 0,05$), i pokazuje da ako obrada zemljišta bude nastavljena distribucija cezijuma postaje više uniformna ($b \rightarrow 0, Cs \rightarrow a$).

Može se ovakva raspodela proizvedenog radionuklida ^{137}Cs uporediti sa raspodelom primordijalnog radionuklida ^{40}K , izotopa kalijuma, u zemljištu veoma rasprostranjenog, ali u različitoj meri u zavisnosti od prirode stena koje su učestvovalе u genezi datog zemljišta. Specifične aktivnosti ^{40}K nalazile su se u intervalu 565-755 Bq kg^{-1} i bile u skladu sa vrednostima gama-zračenja terestrijalnog porekla u intervalu 140-850 Bq kg^{-1} preporučenim za ^{40}K [1]. Sa slike 1 može se videti da je distribucija ^{40}K u profilima zemljišta duž 80 cm dubine konstantna. Specifične aktivnosti među profilima se ne razlikuju značajno (CV ~ 4-8%) i sve razlike su u okviru eksperimentalne nesigurnosti određivanja aktivnosti ovog radionuklida. Kao i većina kalijuma, ^{40}K je homogeno distribuiran po dubini zemljišta jer pripada mineralnim komponentama zemljišta [16]. Sadašnja distribucija ^{40}K se koristi kao referentna pri analiziranju ponašanja ^{137}Cs u datom zemljištu i može da služi kao aproksimacija buduće raspodele cezijuma nastale posle dovoljno dugog vremena [8]. U ovom trenutku, linearna korelacija između ^{137}Cs i ^{40}K nije mogla biti uspostavljena s obzirom na značajne razlike njihovog porekla u zemljištu (antropogeno odnosno prirodno).

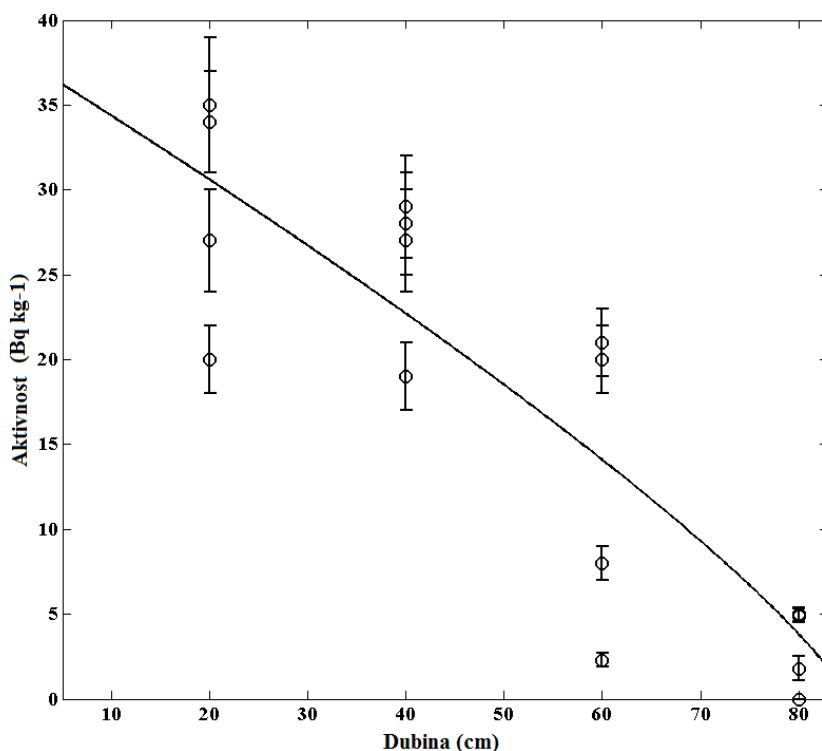


Slika 1. Promene specifičnih aktivnosti proizvedenog ^{137}Cs i prirodnog ^{40}K duž ispitivanih profila zemljišta (P₁, P₂, P₃ i P₄) dubine 0-80 cm sa korakom od 20 cm.

Tabela 1. Osobine zemljišta, mineraloški sastav glinovite frakcije, specifične aktivnosti (Bq kg⁻¹) ¹³⁷Cs i ⁴⁰K i pristupačni sadržaji mikroelemenata (mg kg⁻¹) Zn, Cu, Mn i Fe ispitivanih profila zemljišta P₁, P₂, P₃, P₄ u intervalima dubine 20 cm [16-19].

Dubina (cm)	pH _{so}	H ₂ O (%)	Sadržaj karbonata (%)	P ₂ O ₅ (%) (2-0,05 mm)	P ₂ O ₅ (%) (0,05-0,002 mm)	Glin (%) (<0,002 mm)	Higroskopna влага (%)	Glinovita frakcija zemljišta				¹³⁷ Cs (Bq kg ⁻¹)	⁴⁰ K (Bq kg ⁻¹)	Pristupačni sadržaji mikroelemenata			
								Ili (%)	Silikati (%)	Vertikalit (%)	Oxali* (%)			Zn (μg kg ⁻¹)	Cu (μg kg ⁻¹)	Mn (μg kg ⁻¹)	Fe (μg kg ⁻¹)
<i>Profil 1 (P₁)</i>																	
0-20	7,47	2,12	0,25	2,18	54,80	43,02	3,21	52	19	10	19	34 ± 3	683 ± 68	1,10	6,80	29,20	23,60
20-40	7,64	1,36	0,29	6,62	51,75	41,63	4,31	48	24	8	20	29 ± 3	615 ± 62	0,90	5,80	15,60	19,80
40-60	7,59	1,19	0,38	6,01	52,37	41,62	3,33	45	29	7	19	21 ± 2	689 ± 79	0,40	3,60	13,20	21,20
60-80	7,57	0,92	0,24	4,54	52,13	43,33	3,60	46	35	5	14	4,9 ± 0,7	755 ± 76	0,30	1,80	13,40	22,50
<i>Profil 2 (P₂)</i>																	
0-20	8,16	1,27	9,04	12,31	52,98	34,71	2,82	47	17	8	28	20 ± 2	565 ± 56	0,50	3,80	16,40	7,20
20-40	8,27	1,1	7,98	12,46	54,39	33,15	2,90	45	24	7	24	28 ± 2	579 ± 58	0,60	5,00	14,80	7,80
40-60	8,32	0,73	9,04	16,12	50,69	33,19	2,90	41	22	9,5	27	20 ± 2	614 ± 61	0,40	3,60	11,80	7,00
60-80	8,29	0,48	10,3	13,19	53,45	33,36	2,92	42	29	7	22	1,8 ± 0,4	571 ± 58	0,20	1,20	9,20	5,80
<i>Profil 3 (P₃)</i>																	
0-20	7,45	1,42	0,17	13,32	52,01	34,67	3,06	48	18	9	25	35 ± 4	617 ± 62	1,20	7,60	34,20	30,10
20-40	7,18	1,06	0,21	14,56	52,36	33,08	3,11	47	24	9	20	27 ± 3	641 ± 64	0,90	6,20	24,20	41,60
40-60	6,85	0,67	0,21	13,89	52,83	33,28	3,28	46	26	7	21	8,0 ± 1,0	705 ± 71	0,50	2,20	17,00	32,10
60-80	7,04	0,46	0,25	12,89	53,60	33,51	3,28	45	30	7	18	5,0 ± 0,6	624 ± 62	0,40	1,80	17,40	28,60
<i>Profil 4 (P₄)</i>																	
0-20	7,71	2,8	1,03	5,33	55,92	38,75	1,38	-	-	-	-	27 ± 3	692 ± 69	1,30	5,40	14,60	25,40
20-40	7,82	1,97	0,98	9,61	52,60	37,79	0,98	-	-	-	-	19 ± 2	623 ± 62	1,20	3,80	11,40	15,40
40-60	7,95	1,64	0,63	5,97	55,71	38,32	1,22	-	-	-	-	2,3 ± 0,4	627 ± 63	0,30	1,20	10,00	13,80
60-80	7,94	1,03	0,46	8,22	56,30	35,48	0,94	-	-	-	-	<1,5	673 ± 67	0,20	1,00	11,80	14,60

*Zbirni procenat udela minerala (pojedinačno zastupljenim < 9%): hlorit, MSS, kaolinit, kalcit, feldspar, kvarc



Slika 2. Raspodela specifične aktivnosti ^{137}Cs sa dubinom zemljišta [17]

3.3. Uticaj osobina zemljišta na distribuciju ^{137}Cs

Uticaj osobina zemljišta na varijacije koncentracije aktivnosti ^{137}Cs po dubini zemljišta analiziran je prostom linearnom regresijom [17]. Sa ^{137}Cs , samo je sadržaj humusa bio u korelaciji slabe jačine ($r = 0,51$; $p < 0,05$) opisujući 27% varijabilnosti cezijuma, ali ta veza je poboljšana ($r = 0,82$; $p < 0,001$) i opisivala 68% varijabilnosti kada je profil P_4 isključen iz analize. Zatim, rezultat višestruke linearne regresije pokazao je povezanost aktivnosti cezijuma i sa drugim osobinama zemljišta, a to su sadržaj humusa, gline i higroskopske vlage koje su opisivale 81% ponašanja cezijuma (tabela 2). Rezultati ove analize bili su u skladu sa literaturnim podacima na osnovu kojih je poznato da huminske materije u glinovitom zemljištu olakšavaju interakcije između rastvorljivih oblika radiocezijuma i čestica zemljišta što omogućava, iako veoma sporo, kretanje cezijuma ka dubljim slojevima zemljišta [17].

Higroskopska vlaga je definisana kao deo ukupne zemljišne vlage koja je čvrsto vezana na površini zemljišnih čestica adhezionim silama bez sposobnosti da isparava pod atmosferskim pritiscima i temperaturama što je i razlog njene nedostupnosti biljkama. Prema rezultatima višestruke regresione analize, u profilima zemljišta P_1 - P_4 , higroskopska vlaga igra ulogu u raspodeli cezijuma. Ovo se može objasniti razlikom između sadržaja gline koji je predstavljen ukupnim

procentom zemljišnih čestica manjim od 0,002 mm i samog mineraloškog sastava gline. Karakteristika većine minerala gline je negativni naboj kojim oni privlače molekule vode stvarajući tanke (približno monomolekulske) slojeve vode na svojoj površini (higroskopska vlaga) što je slično njihovoj sposobnosti da privlače $^{137}\text{Cs}^+$ jone i adsorbuju ih na svojoj površini ili ih uključuju u strukturu svoje kristalne rešetke. Prema tome, povezanost cezijuma sa varijacijama sadržaja higroskopske vlage najverovatnije indirektno predstavlja njegovu povezanost sa mineralima gline prisutnim u zemljištu koji opisuju ponašanje cezijuma bolje nego ukupni sadržaj gline [17].

Tabela 2. Rezultati višestruke linearne regresije između izabranih osobina zemljišta, sadržaja minerala gline i specifične aktivnosti ^{137}Cs (R^2 - koeficijent determinacije; nivo značajnosti 95% sa greškom * $p \leq 0,0001$, ** $p \leq 0,01$)

Aktivnost ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$)	Humus (%)	Glina (%)	Higroskopska vlaga (%)	Konstanta	R^2 (%)
<i>0 - 80 cm (P₁, P₂, P₃, P₄)</i>					
^{137}Cs	23,3	-1,8	11,6	21,4	81*
<i>0 - 80 cm (P₁, P₂, P₃)</i>					
	Humus (%)	Ilit+Smektit (%)	Vermikulit (%)	Konstanta	R^2 (%)
^{137}Cs	26,1	-0,53	1,6	17,5	80**

3.4. Uticaj mineralnog sastava glinovite frakcije na distribuciju ^{137}Cs

Da bi se ispitala prethodna pretpostavka, analizirano je da li mineralni sastav frakcije gline ima uticaja na koncentracije aktivnosti ^{137}Cs u zemljištu. Rezultati određivanja mineralnog sastava glinovite frakcije zemljišta istog *antrosola* preuzeti su iz literature [18]. U profilima **P₁-P₃** glinovita frakcija zemljišta sastojala se od minerala ilita, smektita, vermikulita, MSS (mešoviti silikatni minerala), hlorita, kaolinata, kvarca i feldsapara dok su profili **P₂** i **P₃** sadržali i mineral kalcit. Pri tome, sadržaj ilita predstavljao je 41-52% ukupnog sadržaja minerala. Rezultati višestruke linearne regresije potvrdili su ($p < 0,003$) da raspodela sadržaja dominantnih minerala ilita, smektita i vermikulita nađenih u zemljištu zajedno sa sadržajem humusa najbolje opisuju raspodelu ^{137}Cs sa dubinom zemljišta (tabela 2).

Hemijska analogija cezijuma sa kalijumom može objasniti ovakav rezultat. Među mineralima gline, oni sa većim sadržajem kalijuma su minerali grade rešetke 2:1 (kao što su ilit, smektit, vermikulit) koji se odlikuju posebnom sposobnošću da adsorbuju i desorbuju kalijum, tj. da vrše razmenu katjona [20]. Usvajanjem kalijuma biljke smanjuju njegovu koncentraciju neposredno u zoni rizosfere što dovodi do proširenja prostora između kristalnih slojeva minerala u kojima su

fiksirani kalijumovi joni i do odavanja kalijuma čime se oslobađaju mesta adsorpcije koja zauzimaju drugi prisutni katjoni kao što je $^{137}\text{Cs}^+$. Pri tome, rezultati naše analize bili su u skladu sa razlikama kapaciteta izmene katjona koji opada upravo u nizu organska materija < vermikulit < ilit \approx smektit [20].

3.5. Korelacija ^{137}Cs i pristupačnih mikroelemenata

Teški metali bitni u ishrani biljaka kao što su cink, bakar, mangan i gvožđe su najvažniji mikroelementi potrebni u vrlo malim količinama za pravilan rast biljaka. U istraživanju zemljišta pod zasadam breskvi određeni su i pristupačni sadržaji ovih mikroelemenata, a njihove vrednosti dobijene su ekstrakcijom sa rastvorom 0,005 M DTPA. Pristupačni sadržaji Fe, Mn, Cu i Zn su se u zemljištu nalazili u intervalu (mg kg^{-1}): 5,8-41,6; 9,2-34,2; 1,0-7,6 i 0,2-1,3, respektivno [19]. Uočeno je tada da su obrasci distribucije po dubini profila pristupačnih oblika Fe i Mn bili više konstantni, manjeg koeficijenta varijacije (17% i 28%, respektivno) u odnosu ne pristupačne oblike Cu i Zn čije su varijacije bile približno 60% i koje su se mogle uporediti sa varijacijama ^{137}Cs koje su ukupno iznosile $\sim 80\%$.

Rezultati proste linearne regresione analize su pokazali da je najverovatnije uzajamni afinitet prema organskoj materiji (humusu) zemljišta uticao na takvu njihovu distribuciju. Sadržaj humusa bio je u jakoj korelaciji sa dostupnim Zn ($p < 0,001$) i u slabijoj, ali značajnoj korelaciji sa dostupnim Cu ($p < 0,05$) i specifičnom aktivnosti ^{137}Cs ($p < 0,05$) [19]. Organska materija opisala je veći procenat varijacija dostupnog Zn sa dubinom (56%) u poređenju sa varijacijama dostupnog Cu i radioaktivnog Cs (25%). Sadržaji pristupačnih mikroelemenata Fe i Mn, pokazali su da imaju drugačiju, više uniformnu distribuciju po dubini ispitivanih profila zemljišta koja nije mogla biti opisana varijacijama humusa.

Poznato je da organska materija ima značajan kapacitet adsorpcije elemenata u tragovima, a u zavisnosti od rastvorljivosti organskog liganda ona može igrati dvostruku ulogu: može da ih imobilise formirajući sa njima nerastvorljive komplekse dok, sa druge strane, prisustvo rastvorljivih organskih materija može da dovede do stvaranja jakih kompleksa koji povećavaju rastvorljivost i pokretljivost elemenata u tragovima [21]. Pretpostavljeno je da je u sloju *antrosola* dubine 0-80 cm, organska materija najverovatnije imala dvojaki uticaj na ispitivane elemente u tragovima: sa jedne strane povećavala je pristupačnost Cu i Zn u zemljištu, a sa druge ograničavala pokretljivost radioaktivnog cezijuma [19].

4. ZAKLJUČAK

U ovom radu prikazan je pregled prvih rezultata merenja specifične aktivnosti radionuklida ^{137}Cs černobiljskog porekla i njegove raspodele sa dubinom kultivisanog zemljišta tipa *antrosol*, 15 godina starog voćnjaka pod zasadam breskvi. Specifične aktivnosti ^{137}Cs su se kretale od $1,8 \text{ Bqkg}^{-1}$ do $35,0 \text{ Bqkg}^{-1}$, bitno su varirale sa povećanjem dubine zemljišta i dostigle ukupni koeficijent varijacije od 83%. Dugogodišnja kultivacija (obrađivanje) zemljišta bitno je uticala na distribuciju ^{137}Cs s obzirom da je mehanička manipulacija zemljišta prenosila izotop cezijuma u dublje slojeve zemljišta (40-60 cm). Linearna korelacija između antropogenog ^{137}Cs i prirodnog ^{40}K (detektovanog u intervalu 565 Bqkg^{-1} -755

$Bq\,kg^{-1}$) nije mogla biti uspostavljena s obzirom na značajne razlike u njihovom poreklu u zemljištu. Rezultati višestruke linearne regresione analize pokazali su da je distribucija ^{137}Cs u zemljištu povezana sa sadržajem humusa, gline i higroskopske vlage. Veza sa higroskopskom vlagom bila je objašnjena indirektnom povezanošću izotopa cezijuma sa mineralnim sastavom gline u zemljištu i potvrđena kada su registrovani minerali ilita, smektita i vermikulita (zbirno u opsegu 72-86%) čije prisustvo u zemljištu karakteriše intenzivna sorpcija i fiksacija cezijuma. Sa druge strane sadržaji pristupačnih mikroelemenata Fe, Mn, Cu i Zn nalazili su se u opsegu ($mg\,kg^{-1}$): 5,8-41,6; 9,2-34,2; 1,0-7,6, odnosno 0,2-1,3. Uočeno je da su obrasci distribucije po dubini profila radionuklida ^{137}Cs i pristupačnih oblika Cu i Zn bili veoma slični, a rezultati analize su pokazali da je uzajamni afinitet pomenutih elemenata prema organskoj materiji zemljišta mogao da utiče na takvu njihovu distribuciju.

Zahvalnica

Ovaj rad je podržan od strane Ministarstva za nauku i tehnološki razvoj Srbije pod projektom: III43007.

5. LITERATURA

- [1] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and effects of ionizing radiation. Report to the General Assembly, Vol. 1. Annex J Exposures and effects of the Chernobyl accident (NY: UNSCEAR) 2000.
- [2] IAEA. Applicability of Monitored Natural Attenuation at Radioactively Contaminated Sites. Technical Reports Series No. 445, International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria (2006)
- [3] C. Tamponnet, A. Martin-Garin, M.-A. Gonze, N. Parekh, R. Vallejo, T. Sauras-Yera, J. Casadesus, C. Plassard, S. Staunton, M. Nordern, R. Avila and G. Shaw. An overview of BORIS: Bioavailability of Radionuclides in Soils. *Journal of Environmental Radioactivity* 99(5) (2008) 820-830.
- [4] M. Hrachowitz, F.J. Maringer and M.H. Gerzabek. Soil redistribution model for undisturbed and cultivated sites based on chernobyl-derived Cesium-137 fallout. *J. Environ. Qual.* 34(4) (2005) 1302-1310.
- [5] M. Du, H. Yang, Q. Chang, K. Minami and T. Hatta. Caesium-137 fallout depth distribution in different soil profiles and significance for estimating soil erosion rate. *Soil. Sci.* 3(1) (1998) 23-33.
- [6] N.A. Beresford. Land contaminated by radioactive materials. *Soil Use and Management* 21 (2006) 468-474.
- [7] R. Fujiyoshi and S. Sawamura. Mesoscale variability of vertical profiles of environmental radionuclides (^{40}K , ^{226}Ra , ^{210}Pb and ^{137}Cs) in temperate forest soils in Germany. *Sci. Total Envir.* 320 (2004) 177-188.
- [8] I. Shcheglov, O.B. Tsvetnova and A.L. Klyashtorin. Biogeochemical migration of technogenic radionuclides in forest ecosystems: by the materials of a multilayer study in the areas severely contaminated due to the Chernobyl incident. Publisher: Nauka, Moscow, (2001)
- [9] S. Golmakani, M.M. Vahabi and H. Tahereh. Factors affecting the transfer of radionuclides from the environment to plants. *Radiat. Prot. Dosim.* 130 (2008) 368-375.
- [10] N. Kruyts and B. Delvaux. Soil organic horizons as a major source for radiocesium biorecycling in forest ecosystems. *J. Environ. Radioactiv.* 58 (2002) 175-179.

- [11] M. Larsson. The influence of soil properties on the transfer of ^{137}Cs from soil to plant: results from a field study 21 years after the Chernobyl accident. MSc Thesis, Swedish University of Agricultural Science, (2008)
- [12] H. Tsukada, A. Takeda, S.I. Hisamatsu, J. Inaba. Concentration and specific activity of fallout ^{137}Cs in extracted and particle-size fractions of cultivated soils. *Journal of environmental radioactivity*. 99(6) (2008) 875-81.
- [13] D. Popović, D. Todorović, V.S. Jokić, J. Nikolić, J. Ajtić. Contents of radionuclides in soils in Serbia: Dose calculations and environmental risk assessment. *Advances in Environmental Research* 6 (2009) 91-134.
- [14] S.D. Dragovic, B. Gajic, R.M. Dragovic, Lj. Jankovic-Mandic, L. Slavkovic- Beskoski, N.L. Mihailovic, M. Momcilovic, M. Cujic. Edaphic factors affecting the vertical distribution of radionuclides in the different soil types of Belgrade, Serbia. *J. Environ. Monit.* 14 (2012) 127-137.
- [15] IUSS WORKING GROUP WRB. World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Reports 103. Rome: FAO, (2006)
- [16] I. Vukašinović, A. Đorđević, M.B. Rajković, D. Todorović and V.B.Pavlović. Distribution of natural radionuclides in anthrosol-type soil. *Turk. J. Agric. For.* 34(6) (2010) 539-546.
- [17] I. Vukašinović, D. Todorović, A. Đorđević, M.B. Rajković and V.B. Pavlović. Depth Distribution of ^{137}Cs in anthrosol from the experimental field "Radmilovac" near Belgrade, Serbia. *Arh. Hig. Rada Toksikol.* 64(3) (2013) 425-430.
- [18] Z.P. Tomić, A.R. Đorđević, M.B. Rajković, I. Vukašinović, N.S. Nikolić, N.S., V.B. Pavlović, C.M. Lačnjevac. Impact of Mineral Composition on the Distribution of Natural Radionuclides in Rigosol-Anthrosol. *Sensors and Transducers* 125 (2011) 115-130.
- [19] I.Ž. Vukašinović, D.J. Todorović, A.R. Đorđević, M.B. Rajković and V.B. Pavlović. Depth Distribution of Available Micronutrients in Cultivated Soil. *J. Agric. Sci.* 60(2) (2015) 177-187.
- [20] R. Kastori, Ž. Ilin, I. Maksimović, M. Putnik-Delić. Kalijum u ishrani biljaka. Poljoprivredni fakultet Novi Sad, Univerzitet u Novom Sadu, (2013)
- [21] B.J. Alloway, B.J. Heavy metals in soils: Trace metals and metalloids in soils and their bioavailability. In: Alloway, B.J. (Ed.), Environmental pollution 22. Springer, Netherlands, (2013)

DEPTH DISTRIBUTION OF ^{137}Cs IN CULTIVATED SOIL

Ivana Ž. VUKAŠINOVIĆ¹, Miloš B. RAJKOVIĆ¹ and Dragana J. TODOROVIĆ²

¹University of Belgrade, Faculty of Agriculture, Belgrade-Zemun, Serbia

²Laboratory of Radiation and Environmental Protection, Vinča Institute of Nuclear Sciences, Belgrade, Serbia

Due to the fallout followed by Chernobyl accident in 1986 anthropogenic radionuclide ^{137}Cs was deposited in the soil. Given long half-life of ^{137}Cs (30.05 years), cultivated soils in particular are subject of radiological protection because the question is whether this radionuclide would be retained in the surface layers of the soil, adopted by plants or transferred to the deeper soil layers. This paper presents an overview of the results of ^{137}Cs specific activity measurements by gamma-spectrometry method in cultivated anthrosol soil of a 15-year old peach tree plantation at the experimental field "Radmilovac". Preparing the land for planting peach trees deep ploughing was conducted followed by 12-year-long cultivation, and soil sampling was carried out three years after the termination of all agricultural treatments. Overview of the analyzes of the long-term cultivation impact on ^{137}Cs redistribution in the soil along the 0-80 cm profile depth is presented. Linear and multiple regression analysis was applied to assess to what extent the levels of cesium radioisotopes are associated with *a*) levels of potassium isotope ^{40}K detected in the soil; *b*) the basic features that characterize the soil (pH, humus content, carbonate content, grain size distribution, moisture content of hygroscopic); *c*) mineral composition of the clay fraction of soil and *d*) available DTPA-extracted microelements Zn, Cu, Mn and Fe. Patterns of ^{137}Cs distribution with depth indicated that radiocesium was mechanically transferred from the surface to the lower layers of soil during the cultivation. The results of the statistical analysis showed that on radiocesium variations with depth a major impact had the contents of humus and the main minerals of the clay fraction of soil – vermiculite, illite, and smectite.

KONCENTRACIJA ^{137}Cs U ZEMLJIŠTU NA TERITORIJI GRADA KRAGUJEVCA

**Biljana MILENKOVIĆ¹, Jelena STAJIĆ¹, Ljiljana GULAN² i Dragoslav
NIKEZIĆ¹**

1) Univerzitet u Kragujevcu, Prirodno-matematički fakultet, Kragujevac,
Srbija, bmilenkovic@kg.ac.rs

2) Univerzitet u Prištini, Prirodno-matematički fakultet, Kosovska Mitrovica,
Srbija

Rezime

Nakon atmosferskih testiranja nuklearnog naoružanja i akcidenta u Černobilju u okolinu je oslobodjena velika količina veštačkih radionuklida. Zbog dugog vremena poluraspaspađa i radioaktivne opasnosti za stanovništvo najviše pažnje se poklanja ^{137}Cs . U ovom radu su merene koncentracije radionuklida ^{137}Cs u 74 uzorka zemljišta sakupljenih na teritoriji grada Kragujevca tokom 2013. godine. Specifične aktivnosti su merene gama-spektrometrijskom metodom koristeći koaksijalni germanijumski detektor, HPGe. Srednja vrednost \pm standardna devijacija iznosi $(43,3 \pm 31,5) \text{ Bq kg}^{-1}$. Ovaj rezultat je u opsegu tipičnom za Srbiju i dobro se slaže sa vrednostima izmerenim u regionu. Kolmogorov–Smirnov test normalnosti otkriva normalnu raspodelu koncentracije ^{137}Cs ($p=0,056$). Od ukupnog broja uzoraka 63,5% ima koncentraciju do 50 Bq kg^{-1} , 31,1% od 50 do 100 Bq kg^{-1} , a 5,4% preko 100 Bq kg^{-1} . U radu je procenjen radijacioni rizik od ^{137}Cs preko godišnje efektivne doze i srednja vrednost je iznosila $7,7 \mu\text{Sv}$.

1. UVOD

Pored prirodnih radionuklida prisutnih u tlu još od formiranja Zemlje i kosmičkog zračenja, stanovništvo je izloženo i antropogenom zračenju. Kao posledica testiranja nuklearnog naoružanja i nuklearnih akcidenata na tlu se deponuju veštački radionuklidi. Oni doprinose manje od 0,5% ukupnoj godišnjoj dozi [1]. Nakon akcidenta četvrtog reaktora u nuklearnoj elektrani "Lenjin" u Černobilju došlo je do otpuštanja velike količine veštačkih radionuklida ($1,85 \times 10^{18} \text{ Bq}$ bez plemenitih gasova) koji su atmosferskim strujanjem rasprostranjeni nad većim delom severne hemisfere. Krajem aprila i početkom maja 1986. godine, nekoliko dana nakon akcidenta, došlo je do kontaminacije nekih regija Evrope među kojima i naše zemlje. Oko 2,4% ukupne aktivnosti (bez plemenitih gasova) oslobođene u atmosferu palo je na teritoriju bivše Jugoslavije [2]. Procenjuje se da je na jugoslovenskoj teritoriji deponovano 5% ^{131}I i 10% ^{137}Cs emitovanih iz oštećenog reaktora. Glavni put kontaminacije bila je vlažna depozicija tj. padavine. Takođe se javila i suva depozicija radionuklida prisutnih u vazduhu, ali je bila zanemarljiva. Brojne studije koje su sprovedene nakon akcidenta pokazale

su da je zemljište glavno skladište za ^{137}Cs [3] i predstavlja medijum za migraciju i njegovo dalje kretanje. ^{137}Cs se deponuje u površinskom sloju zemlje (0-15 cm) i veoma sporo prodire u dubinu, a zatim ga biljke apsorbuju iz zemlje korenom. Svoj najviši nivo u biljkama dostiže 6-12 meseci nakon kontaminacije tla. Kako ingestija predstavlja glavni put radioaktivne kontaminacije na taj način ^{137}Cs preko biljaka dospeva u organizam životinja i čoveka. Maksimalne koncentracije u organizmu čoveka dostižu se još nakon 4-5 meseci. Kada jon cezijuma dospe u organizam on dalje prati metabolizam kalijuma tj. on je hemijski i biohemijski homolog kalijuma [4]. Ravnomerno se raspoređuje u organizmu jer je potpuno rastvorljiv u telesnim tečnostima i postaje izvor unutrašnjeg zračenja. Na migraciju ^{137}Cs u zemljištu utiču fizičko-hemijske karakteristike tla i drugi ekološki faktori [5, 6]. Adsorpcija na glini, mulju i organskim materijama usporava migraciju ^{137}Cs u zemljištu [7].

U cilju proučavanja ekološke situacije Šumadije i Pomoravlja vršeno je merenje jačine ekspozicione doze na teritoriji grada Kragujevac i pre havarije u Černobilju. Doza koju je stanovništvo grada Kragujevca primilo posle akcidenta u Černobilju data je u radu Kostić i dr [8]. Rezultati merenje jačine ekspozicione doze izmereni u Kragujevcu nakon padavina 01-02.05.1986. godine prikazani su u radu Marković i dr [9]. Neposredno posle akcidenta vršeno je određivanje ukupne beta aktivnosti vode, hrane, trave i zemlje [10]. Nakon pomenutih padavina koje su prouzrokovale povećanje ekspozicione doze uzeti su uzorci vode sa Gružanskog i Grošničkog jezera i dobijene su vrednosti 170 i 270 kBq m⁻³, respektivno. Pre akcidenta ukupna aktivnost voda iz ovih jezera kretala se oko 0,1 kBq m⁻³. Identifikacija radionuklida i merenje ukupne beta aktivnosti u padavinama opisana je u radu Nikezić i dr [11]. Među detektovanim radionuklidima na teritoriji Kragujevca bili su ^{131}I , ^{103}Ru , ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{140}Ba , ^{140}La , ^{106}Ru , ^{106}Rh , ^{129}Te i dr. Usled velikog vremena poluraspada (30 godina) ^{137}Cs predstavlja najprisutniji dugogodišnji zagađivač okoline. I danas se detektuje značajno povećanje koncentracije ^{137}Cs u zemljištu i ekosistemu Srbije kao i u merenjima izvršenim neposredno posle akcidenta.

Ne postoje podaci u dostupnoj literaturi o specifičnoj aktivnosti ^{137}Cs u zemljištu Srbije pre černobiljskog akcidenta ali postoje indicije da je 80% površinski vezanog ^{137}Cs u Evropi posledica padavina aerosola od Černobilja, a ostatak od testiranja nuklearnog naoružanja i drugih izvora [12].

Cilj ovog rada je da predstavi rezultate merenja koncentracije ^{137}Cs u uzorcima zemljišta sakupljenih sa teritorije grada Kragujevca tokom 2013. godine i da proceni radijacioni rizik od ^{137}Cs preko godišnje efektivne doze.

2. EKSPERIMENTALNI DEO

Uzorci neobrađenog zemljišta su prikupljeni sa 74 lokacije tokom 2013. godine na teritoriji grada Kragujevca. Lokacije uzorkovanja su ravnomerno raspoređene po gradu, a odabirana su mesta sa većom gustinom naseljenosti. Uzorci su sakupljeni sa površine 1 m² do 10 cm dubine, primenjujući IAEA metod [13]. Uzorci su sušeni na temperaturi od 100–110 °C do konstantne mase, zatim su usitnjeni i prosejani da se dobije zapremina od 450 ml za Marineli posudu. Gama spektrometrijski sistem korišćen za analizu uzoraka zemljišta čini koaksijalni

HPGe detektor (GEM30-70, ORTEC) relativne efikasnosti 30% i višekanalni analizator. Sistem ima energetska rezoluciju (FWHM) od 1,85 keV na 1,33 MeV (^{60}Co). Kalibracija detektora je izvršena kalibracionim izvorom češkog metrološkog instituta (tip 2 MBSS). Detektor je smešten u olovno kućište debljine 10 cm u cilju smanjenja prirodnog fona. Aktivnost svakog uzorka i fona je merena 24 h pod istim uslovima. Za određivanje aktivnosti veštačkog radionuklida ^{137}Cs korišćen je intenzitet gama linije na 661,6 keV.

3. REZULTATI I DISKUSIJA

Deskriptivna statistika rezultata merenja koncentracije ^{137}Cs i godišnje efektivne doze je predstavljena u tabeli 1. Širok opseg izmerenih specifičnih aktivnosti ^{137}Cs kreće se od 0,5 do 144,3 Bq kg⁻¹ i može biti povezan sa nehomogenom površinskom kontaminacijom nakon černobiljskog akcidenta.

Tabela 1. Deskriptivna statistika specifičnih aktivnosti i godišnje efektivne doze od radionuklida ^{137}Cs

	Min	Max	AS	GS	SD	Med	Skew	Kurt
A_{Cs} (Bq kg ⁻¹)	0,5	144,3	43,3	26,7	31,5	36,7	0,7	0,3
E_{Cs} (μSv)	0,1	25,7	7,7	4,7	5,6	6,5	0,7	0,3

AS – aritmetička sredina; GS – geometrijska sredina; SD – standardna devijacija; MED – medijana; Skew – skewness; Kurt – kurtosis

Poređenje sa dostupnim rezultatima u gradovima susednih država dato je u Tabeli 2.

Srednja vrednost dobijena za veštački radionuklid ^{137}Cs je uporediva sa vrednostima prethodno merenim u drugim delovima Srbije: 48,3 Bq kg⁻¹ [14] i 36,4 Bq kg⁻¹ [15]. U radu Krstić i dr (2007) je određivan transfer faktor za ^{137}Cs iz zemlje u travu za uzorke sakupljene u okolini Kragujevca tokom 2001. godine [16]. Takodje su izmerene specifične aktivnosti ^{137}Cs u opsegu 14,92 – 124,05 Bq kg⁻¹. Rezultati u ovom radu potvrđuju činjenicu da je ^{137}Cs još uvek prisutan u okolini kao posledica černobiljskog akcidenta i atmosferskih nuklearnih proba.

Tabela 2. Poređenje izmerene specifične aktivnosti sa rezultatima dobijenim za druge gradove u regionu

Grad [reference]	^{137}Cs (Bq kg ⁻¹)	Broj uzoraka
Beograd, Srbija [12]	29,9	72
Mojkovac, Crna Gora [17]	55	13
Kavadarci, Makedonija [18]	41,5	45
Banja Luka, Republika Srpska [19]	20	16
Kragujevac, Srbija [ovaj rad]	43,3	74

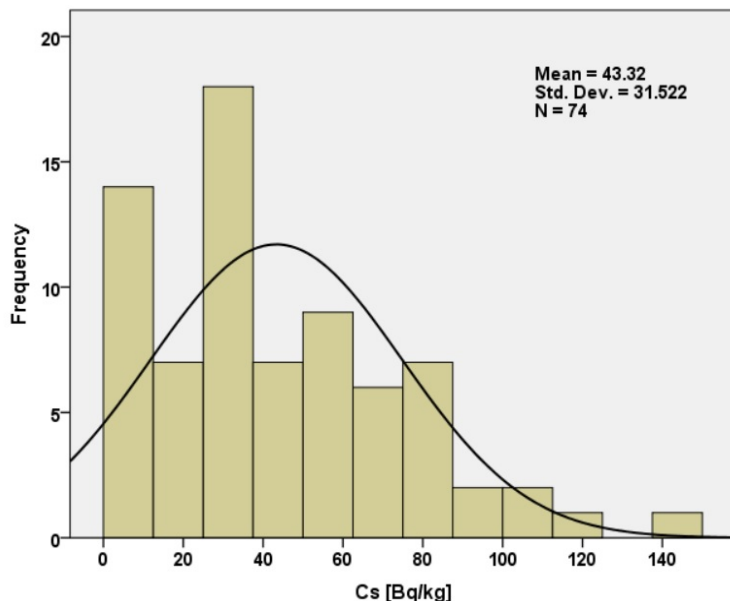
Sa slike 1 se može videti da najveći broj izmerenih uzoraka zemlje, čak 63,5%, ima koncentracije manje od 50 Bq kg^{-1} , 31,1% od 50 Bq kg^{-1} do 100 Bq kg^{-1} , a 5,4% preko 100 Bq kg^{-1} .

Kolmogorov–Smirnov test normalnosti otkriva normalnu raspodelu koncentracije ^{137}Cs ($p=0,056$). Na slici 1 je prikazana raspodela koncentracija ^{137}Cs zajedno sa krivom normalnosti.

Kao što je rečeno u uvodu na migraciju ^{137}Cs u zemljištu utiču fizičko-hemijske karakteristike tla. Milenković i dr (2015) su ispitivali korelaciju fizičko-hemijskih osobina zemljišta sa specifičnim aktivnostima prirodnih radionuklida i ^{137}Cs na teritoriji Kragujevca [20]. Utvrđeno je da postoji srednja pozitivna korelacija ($r = 0,473$) između sadržaja organske materije i specifične aktivnosti ^{137}Cs , dok je između pH vrednosti i specifične aktivnosti dobijena slaba negativna korelacija ($r = -0,391$). U ispitivanim uzorcima nije pronaddena značajnija korelacija između specifične aktivnosti ^{137}Cs i ostalih fizičko-hemijskih karakteristika zemljišta.

Kontaminacija Srbije nakon černobiljskog akcidenta se veoma razlikovala od grada do grada. Tako je specifična beta aktivnost padavina, merena 2. maja 1986. godine, u Kragujevcu bila oko 200 kBq m^{-2} , a u Beogradu oko 46 kBq m^{-2} . Na Paliću je kontaminacija iznosila $0,5 \text{ kBq m}^{-2}$ [21]. Pre akcidenta ukupne beta aktivnosti padavina bile su nekoliko Bq m^{-2} , što znači da je došlo do povećanja od 100 do 10000 puta. Upravo su radioaktivne kiše odgovorne za depoziciju ^{137}Cs u tlu koji još uvek detektujemo nakon 30 godina od akcidenta zbog njegovog veoma sporog prodiranja u dubinu.

U cilju proučavanja ekološke situacije Šumadije i Pomoravlja vršeno je merenje jačine ekspozicione doze i pre havarije u Černobilju, pri čemu su dobijene vrednosti od 0,3 do $1 \text{ pC kg}^{-1} \text{ s}^{-1}$. Merenje jačine ekspozicione doze stalno je vršeno nakon havarije na oko dvadesetak lokacija gde se okuplja najveći broj ljudi u Kragujevcu i bližoj okolini. Na jednoj od lokacija je 01.05.1986. godine oko 13:30 h primećeno povećanje jačine ekspozicione doze ($1,65 - 1,8 \text{ pC kg}^{-1} \text{ s}^{-1}$). Nakon pljuska, oko 15:30 h, koji je doneo veliku količinu radionuklida na istoj lokaciji izmereno je $3,6 \text{ pC kg}^{-1} \text{ s}^{-1}$ [11]. Znatno povećanje jačine ekspozicione doze primećeno je i na drugim lokacijama. U toku noći i narednog jutra palo je još kiše i izmereno je još veće povećanje jačine ekspozicione doze. Na jednoj lokaciji u parku, gde je bilo dosta guste i visoke trave i gde se zadržalo dosta kiše, izmerena je jačina ekspozicione doze od $50 \text{ pC kg}^{-1} \text{ s}^{-1}$. U toku prvog i drugog maja 1986. godine palo je ukupno 11,1 litara kiše na m^2 površine [8]. Narednih desetak dana vršena su merenja jačine ekspozicione doze u samom gradu. Primećeno je da posle naglog porasta jačine ekspozicione doze 02.05.1986. dolazi do njenog postepenog opadanja što se i očekivalo.



Slika 1. Raspodela koncentracija ^{137}Cs

Poznavanje raspodele radionuklida u zemljištu je važno pri proceni radijacionog izlaganja stanovništva. U ovom radu je radijacioni rizik od ^{137}Cs izražen preko godišnje efektivne doze.

Efektivna doza koja potiče od ^{137}Cs u zemljištu, E_{Cs} (μSv), računa se na osnovu jednačine:

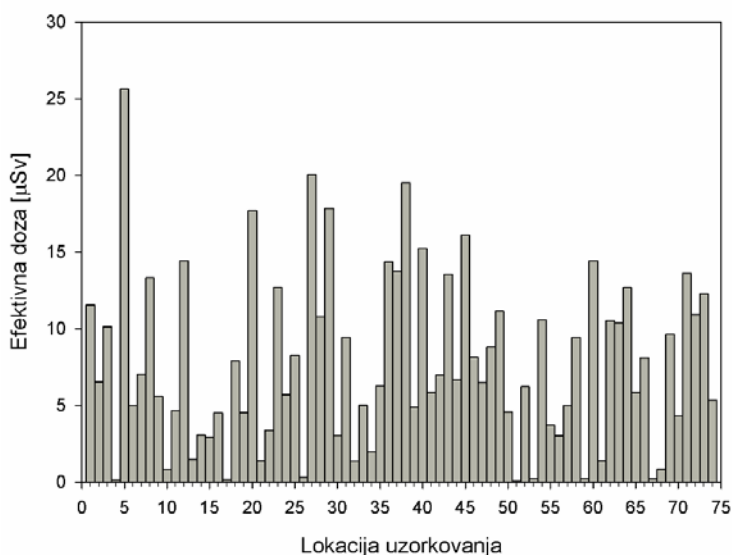
$$E_{Cs} = \sum_T w_T \cdot D_{Cs} \quad (1)$$

umnožene za faktor 0,2 boravka stanovništva na otvorenom u toku godine. Vrednosti tkivnih težinskih faktora za tkiva i organe, w_T , uzeti su iz ICRP 103 [22] za tkiva i organe prema publikaciji ICRP 60 [23] u kojoj je ljudsko telo definisano sa 12 glavnih i 10 organa koji čine ostatak. D_{Cs} je jačina doze u vazduhu koja potiče od ^{137}Cs iz tla na visini 1 m iznad površine, a računata je kao zbir konverzionih koeficijenata, k_i , za sve organe ljudskog tela umnoženih sa specifičnom aktivnošću A_{Cs} :

$$D_{Cs} = A_{Cs} \sum_i k_i \quad (2)$$

Korišćeni konverzioni koeficijenti, k_i , za glavne organe i ostatak tela izračunati su na osnovu dozimetrijskog modela ORNL fantoma i MCNP-4B softverskog programa [24].

Doprinos ^{137}Cs godišnjoj efektivnoj dozi je mali u poređenju sa prirodnim radionuklidima. Opseg izračunatih vrednosti za E_{Cs} , kreće se od 0,1 do 25,7 μSv .



Slika 2. Bar dijagram godišnje efektivne doze od ¹³⁷Cs u zemlji

Na slici 2 je prikazan bar dijagram godišnje efektivne doze koja potiče od ¹³⁷Cs u zemljištu sa različitih lokacija. Najveće vrednosti su izmerene na lokacijama 5 (25,7 µSv), 27 (20 µSv) i 38 (19,5 µSv). Opseg procenjene godišnje efektivne doze od ¹³⁷Cs kreće se od 0,1 do 25,7 µSv i posledica je nehomogene površinske kontaminacije.

4. ZAKLJUČAK

U ovom radu su predstavljeni rezultati merenja koncentracije ¹³⁷Cs i proračuna godišnje efektivne doze u uzorcima zemljišta sakupljenih na 74 lokacije na teritoriji grada Kragujevca. Širok opseg izmerenih specifičnih aktivnosti i odgovarajuća efektivna doza mogu biti povezani sa nehomogenom površinskom kontaminacijom nakon černobiljskog akcidenta. Prosečna koncentracija aktivnosti dobijena za veštački radionuklid ¹³⁷Cs je porediva sa vrednostima prethodno merenim u drugim delovima Srbije i regiona, što potvrđuje činjenicu da je ¹³⁷Cs još uvek prisutan u okolini kao posledica černobiljskog akcidenta i atmosferskih nuklearnih proba. Najveći broj uzoraka i to 63,5% ima koncentraciju do 50 Bq kg⁻¹, 31,1% od 50 do 100 Bq kg⁻¹, a 5,4% preko 100 Bq kg⁻¹. Poznavanje raspodele radionuklida u zemljištu je važno pri proceni radijacionog izlaganja stanovništva, a u ovom radu je radijacioni rizik od ¹³⁷Cs izražen preko godišnje efektivne doze.

Zahvalnica

Ovaj rad je podržan od strane Ministarstva prosvete, nauke i tehnološkog razvoja, kroz projekat N₀ 171021.

5. LITERATURA

- [1] UNSCEAR, Sources and effects of ionizing radiation, Report to General Assembly, with Scientific Annexes, New York (2000) United Nations.
- [2] R. Radovanović. Levels of radioactive contamination of the environment and the irradiation of the population of Yugoslavia in 1986 due to the Chernobyl nuclear power plant accident. Federal Committee for Labour, Health and Social Welfare (1987) Belgrade, Yugoslavia.
- [3] B. Rafferty, M. Brennan, D. Dawson, D. Dowding. Mechanisms of ^{137}Cs migration in coniferous forest soils. *J. Environ. Radioact.* 48 (2000) 131–143.
- [4] A.L. Nichols and E. Hunt. Nuclear data table, in Longworth G, ed. The radiochemical manual, Howell, UK, 1998.
- [5] M.H. Lee, C.W. Lee, B.H. Boo. Distribution and characteristics of $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{137}Cs in the soil of Korea. *J. Environ. Radioact.* 37 (1997) 1–16.
- [6] C.S Kim, M.H Lee, C.K Kim, K.H Kim. ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{238}Pu concentrations in surface soils of Korea *J. Environ. Radioact.* 40(1998) 75–88.
- [7] J.P. Absalom, S.D. Young, N.M.J. Crout, A. Sanchez, S.M. Wright, E. Smolders, A.F. Nisbet, A.G. Gillett. Predicting the transfer of radiocaesium from organic soils to plants using soil characteristics. *J. Environ. Radioact.* 52 (2001) 31–43.
- [8] D. Kostić, D. Nikezić, Dj. Bek-Uzarov. Effective dose estimation for the population in Kragujevac due to the Chernobyl accident. *J. Environ. Radioact.* 34 (1997) 253–266.
- [9] P. Marković, D. Kostić, D. Nikezić i S. Milojević. Merenje jačine ekspozicione doze u Kragujevcu i okolini u toku meseca maja 1986. god. Drugo savetovanje o prirodnom zračenju i zračenju u prirodnoj sredini. Kragujevac (1986) 27-32.
- [10] D. Kostić, D. Nikezić, P. Marković, S. Milojević. Određjivanje ukupne beta aktivnosti vode, hrane ,trave i zemlje. Drugo savetovanje o prirodnom zračenju i zračenju u prirodnoj sredini. Kragujevac (1986) 105-114.
- [11] D. Nikezić, P. Marković, D. Kostić, Dj. Bek-Uzarov, M. Križman. Identifikacija radionuklida i merenje aktivnosti u padavinama u okolini Kragujevca 1. i 2. maja 1986. godine. Drugo savetovanje o prirodnom zračenju i zračenju u prirodnoj sredini. Kragujevac (1986) 147-155.
- [12] J. Petrović, M. Čujić, M.M. Djordjević, R.M. Dragović, B.A. Gajić, S.S. Miljanić, S.D. Dragović. Spatial distribution and vertical migration of Cs-137 in soils of Belgrade (Serbia) 25 years after the Chernobyl accident. *Environ. Sci. Process. Impacts.* 15 (2013) 1279–1289.
- [13] IAEA, Soil sampling for environmental contaminants. IAEA-TECDOC-1415 (2004) IAEA Vienna.
- [14] S. Dragović and A. Onjia. Classification of soil samples according to their geographic origin using gamma-ray spectrometry and principal component analysis. *J. Environ. Radioact.* 89 (2006) 150–158.
- [15] G. Dugalić, D. Krstić, M. Jelić, D. Nikezić, B. Milenković, M. Pucarević, T. Zeremski-Skorić. Heavy metals, organics and radioactivity in soil of western Serbia. *J. Hazard. Mater.* 177 (2010) 697–702.
- [16] D. Krstić, N. Stevanović, J. Milivojević, D. Nikezić. Determination of the soil-to-grass transfer of ^{137}Cs and its relation to several soil properties at various locations in Serbia. *Isot. Environ. Health Stud.* 43 (2007) 1-9.
- [17] N.M. Antović, D.S. Bošković, N.R. Svrkota, I.M. Antović. Radioactivity in soil from Mojkovac, Montenegro, and assessment of radiological and cancer risk. *Nucl. Technol. Radiat.* 27 (2012) 57–63.
- [18] S. Dimovska, T. Stafilov, R. Sajn. Radioactivity in soil from the city of Kavadarci (Republic of Macedonia) and its environs. *Radiat. Prot. Dosim.* 148 (2011) 107–120.
- [19] M. Janković, D. Todorović, M. Savanović. Radioactivity measurements in soil samples collected in the Republic of Srpska. *Radiat. Meas.* 43 (2008) 1448–1452.

- [20] B. Milenkovic, J.M. Stajic, Lj. Gulan, T. Zeremski, D. Nikezic. Radioactivity levels and heavy metals in the urban soil of Central Serbia. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22 (2015) 16732-16741.
- [21] D. Hajduković and M. Vukotić. External exposure of the population in Serbia after Chernobyl accident. Proc. XIV Yugoslav Symposium on Radiation Protection, Novi Sad (1987) 49-53.
- [22] ICRP 103, International Commission on Radiological Protection. Anex B. Quantities used in radiological protection. Pergamon Press, Oxford, 37 (2007) 247-322.
- [23] ICRP 60, Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Pergamon Press, Oxford, 21 (1-3) (1991) 1-201.
- [24] D. Krstić and D. Nikezić. External doses to humans from ^{137}Cs in soil. *Health Physics* 91 (2006) 249-257.

RADIOACTIVITY CONCENTRATIONS OF ^{137}Cs IN THE SOIL SAMPLES FROM KRAGUJEVAC CITY

Biljana MILENKOVIĆ¹, Jelena STAJIĆ¹, Ljiljana GULAN² i Dragoslav NIKEZIĆ¹

1) *University of Kragujevac, Faculty of Science, Kragujevac, Serbia,*
bmilenkovic@kg.ac.rs,

2) *University of Pristina, Faculty of Natural Science, Kosovska Mitrovica, Serbia*

After the atmospheric nuclear weapon tests and Chernobyl accident large amounts of artificial radionuclides have been released to the environment. Due to its long half-life and chemical analogy with potassium ^{137}Cs is one of the most hazardous artificial radionuclides. In this paper the ^{137}Cs activity concentrations were measured in soil samples collected from the territory of Kragujevac city. Seventy-four samples of undisturbed soil were collected from non-agricultural areas during 2013. The specific activities of ^{137}Cs were measured by gamma spectrometry using a HPGe semiconductor detector. The average value \pm standard deviation was $(43.3 \pm 31.5) \text{ Bq kg}^{-1}$. This result is in the range typical for Serbia and it is in good agreement with the average values in towns of neighbouring counties. Kolmogorov–Smirnov's normality test revealed normal distribution of ^{137}Cs concentrations ($p=0.056$). From total number of soil samples the percentage of samples with concentration less than 50 Bq kg^{-1} is 63.5%, between 50 and 100 Bq kg^{-1} is 31.1%, and above 100 Bq kg^{-1} is 5.4%. Radiological risk from ^{137}Cs was estimated through the annual effective dose and the mean value was $7.7 \mu\text{Sv}$.

VERTICAL PROFILE OF ^{137}Cs IN SOIL FIFTEEN YEARS AFTER CHERNOBYL NUCLEAR ACCIDENT

Dragana KRSTIC, Dragoslav NIKEZIC, Nenad STEVANOVIC and Vladimir MARKOVIC

*University of Kragujevac, Faculty of Science, R.Domanovica 12
34000 Kragujevac, Serbia*

dragana@kg.ac.rs

Abstract

The subject of research in this paper is the vertical distribution of the ^{137}Cs in undisturbed soil. The presence of the ^{137}Cs in the soil is largely a result of the Chernobyl's accident, which occurred in 1986. Soil samples were taken in central Serbia, in the surroundings of the city of Kragujevac during year 2001. Specific activities of the ^{137}Cs in soil samples were measured by gamma spectrometric method using coaxial germanium detector HPGe. Fifteen years after the Chernobyl accident the largest activity of the ^{137}Cs is within 10 cm of the upper layer of the soil. The obtained result shows that the migration of Cs in soil is a very slow process.

1. INTRODUCTION

As a consequence of nuclear probes and nuclear accidents (the largest one was Chernobyl at 1986) a certain amount of the ^{137}Cs was ejected into the atmosphere, from where it was deposited on the soil. After the accident in Chernobyl in 1986, large scale contamination occurred in Europe and some other parts of the northern hemisphere. The main mechanism of the ^{137}Cs deposition was wet deposition (fallout), although there was some dry deposition. Chernobyl's contamination was inhomogeneous in space and time and was dependent on local weather and other conditions. Being biologically important, the fission product ^{137}Cs , gamma emitter with energy of 661.6 keV and with half-life of 30.17 years, was extensively investigated in the past [1]. From the soil, ^{137}Cs reach food chains and humans, where it irradiates sensitive tissues.

The ^{137}Cs concentration in surface soil decreases under the influence of various processes like decay, mechanical removing with the rain water, vertical migration and diffusion into deeper layers of soil. Several models have been developed to describe the ^{137}Cs migration in soils and to explain its vertical distribution [2-7].

Szerbin et al. [6] applied the diffusion-convection model, and a homogeneous Green function as a solution of partial differential equation for infinite medium. Likar et al. [7] used a "proper" Green function, which satisfies boundary conditions at the soil-air interface, to describe the ^{137}Cs vertical profile in soil. It was claimed by Likar et al. (2001) that proper Green function fits experimental results better than function used by Szerbin et al. (1999). This was tested for two groups of experimental data. The first group was obtained at the location "Krsko Nuclear Power Plant", and the second was taken from literature (Baranya region

in Hungary). In the shallower layer up to 8 cm, there was no important difference between homogeneous and “proper” Green function. Deeper in the soil, the “proper” Green function is closer to the experimental data, but the fit is still below the experimental data and out of the error bars.

The objective of this paper is experimental investigation of the ^{137}Cs vertical profile in undisturbed (not cultivated) soil and determination of its diffusion coefficient, and convective velocity in different types of soil. Our experimental results obtained for ten locations were fitted according to two different diffusion equations, those reported by [6,7].

2. THEORETICAL TREATMENT OF THE ^{137}CS MIGRATION IN SOIL

It is generally accepted that migration of the ^{137}Cs in soil was governed by diffusion and convection this processes were described by the equation, usually known as Fokker-Planck equation [8], which takes into account convection and diffusion:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - \lambda C \quad (1)$$

where: C is ^{137}Cs concentration in soil, λ is its decay constant, D is effective diffusion coefficient of the ^{137}Cs in soil, v is convective velocity, x is soil depth in respect to the surface and t is time from the deposition. Term $-\lambda C$ which represents the radioactive decay is included in Eq. 1.

The convection–diffusion equation describes physical phenomena where particles are transferred inside a physical system due to two processes: diffusion and convection. The basic processes controlling mobility of anthropogenic nuclides in soil include convective transport by water and diffusive movement within the soil matrix. Convection is mass transfer due to the bulk motion of a fluid, where convection velocity is fluid velocity. Diffusion coefficient is proportionality constant between the flux due to diffusion and the gradient in the concentration of the species.

The solution of Eq. 1. is given by Eq. 2, taken from Szerbin et al. [6]. Since C_0 is the initial surface contamination in $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$, $C(x,t)$ is obtained in $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$.

$$C(x,t) = C_0 e^{-\lambda t} \frac{1}{2\sqrt{\pi Dt}} \cdot e^{-\frac{(x-vt)^2}{4Dt}} \quad (2)$$

The ^{137}Cs concentration in soil is usually given in $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$; density of soil, ρ in $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ could be used to recalculate the ^{137}Cs concentration in $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ of soil. Total content, C_1 , of the ^{137}Cs in soil is the sum of two components, namely contribution from nuclear probes and Chernobyl accident;

$$C_1 = C_{Ch} + C_{Np} \quad (3)$$

$$C_1(x,t) = C_{0Ch} e^{-\lambda t} \frac{1}{2\sqrt{\pi Dt}} \cdot e^{-\frac{(x-vt)^2}{4Dt}} + C_{0Np} e^{-\lambda(t+t')} \frac{1}{2\sqrt{\pi D(t+t')}} \cdot e^{-\frac{(x-v(t+t'))^2}{4D(t+t')}} \quad (4)$$

where C_{0Ch} and C_{0Np} are initial surface contamination from Chernobyl and nuclear probes, respectively; t' is time between nuclear probes and Chernobyl accident (we took it as 21 years). In order to take into account the "reflection at the air soil interface" [6] considered the term $C(-x,t)$ and finally used:

$$C_{tot} = C_1(x,t) + C_1(-x,t) \quad (5)$$

The expression

$$G_0(x,t) = \frac{1}{2\sqrt{\pi Dt}} \cdot e^{-\frac{(x-vt)^2}{4Dt}} \quad (6)$$

which appeared in Eqs. 2 and 4 is the homogeneous Green function.

Recently, Likar et al. [7] used the following form of the Green function

$$G(x,t) = \frac{e^{-\frac{v\left(\frac{x-vt}{2}\right)}{2D}}}{\sqrt{\pi Dt}} \left[e^{-\frac{x^2}{4Dt}} - \frac{v}{2} \sqrt{\frac{\pi t}{D}} \cdot e^{-\frac{v\left(\frac{x+vt}{2}\right)}{2D}} \left(1 - \Phi\left(\frac{x+vt}{\sqrt{4Dt}}\right) \right) \right] \quad (7)$$

which satisfies the condition of conservation of the activity deposited on the soil in the case of very long life radionuclides, where Φ is the error function in the form

$$\Phi(x) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^x e^{-t^2} dt \quad (8)$$

The depth profile of the ^{137}Cs is given again as the sum of two contributions

$$C(x,t) = C_{0Ch} G(x,t) e^{-\lambda t} + C_{0Np} G(x,t+t') e^{-\lambda(t+t')} \quad (9)$$

We compared our experimental results to Eqs. (4,5) and Eqs. (7-10). To do the fitting, we used SigmaPlot 4.0 commercial software that is intended for graph creating, statistical calculations and fitting. In order to avoid numbers of numerical integration of the error function in Eq. (7) an Eq. (8) when the fitting was running, we used the polynomial approximation of the error function given as

$$\Phi(x) = 1 - (a_1 t + a_2 t^2 + a_3 t^3) e^{-x^2} \quad (10)$$

where $t = \frac{1}{1+px}$

with constants

$$p=0.47047; a_1=0.3480242; a_2=-0.0958798; a_3=0.7478556.$$

The error of this approximation is less than $2 \cdot 10^{-5}$.

3. EXPERIMENTS

The soil samples were taken during the spring-summer of 2001, fifteen years after Chernobyl accident. Totally ten locations were chosen surrounding Kragujevac city in central Serbia, characterized with different soil types. The soils were uncultivated for a long time and we considered them as not disturbed. It might not be true particularly for the vertical soil where some of "normal" mixing naturally exists even without cultivation. The list of locations and soil characteristics and types is given in Table 1. A specially tool that was used earlier in military applications was applied for soil sampling, so that disturbance and mixing was avoided. The samples were taken in rectangular blocks (10 x 10) cm² up to the depth of 20 cm, and cut in horizontal layers of 2 cm thick, and "depth sampling" was realized. Stones and plant roots were removed before treatment. Soil samples were dried at 105 C⁰ during 24 hours, minced, sifted through the sieve and prepared for gamma spectrometry. The activity of the ¹³⁷Cs in samples was measured by HpGe EG&G ORTEC detector with resolution 1.7 keV on 1.33 MeV energy and relative efficiency of 22.2%, and a multi channel analyzer with 8192 channels. Maestro II software was used to analyze obtained spectrum. The samples were measured between 72 ks and 100 ks, depending on the ¹³⁷Cs activity in the samples. Calibration was performed with calibration sources of ¹⁵²Eu obtained from Laboratoire de Metrologie des Rayonnements Ionisants, Buureau National de Metrologie, France. Since ¹⁵²Eu emits gammas with many different energies, the calibration curve was established for our spectrometer. Calibration source was in the same cylindrical geometry as the samples, and correction on geometry was not needed. Activity of the calibration source at the moment of calibration measurement was 3.44 kBq with a relative error of 3%.

4. RESULTS

Physical and chemical characteristics of the soil samples are given in Table 1. Contents of K, CaCO₃ and organic matter were determined by standard chemical methods. pH values are in the range between 4.8 and 7, which means soils are mostly acid. CaCO₃ was presented only in samples from locations 6 and 10 and the values of 2.1 and 2.2% were found, respectively. Contents of organic mater were from 1 to 8.8%. Samples from location 1 to 4, 8 and 10 had high contents of organic matter, while it was low in location 5, 6, 7 and 9.

The vertical distribution of the ¹³⁷Cs in soil in Bq·kg⁻¹ in different locations is shown on Figs. 1-10. We separate locations in two groups depending on the vertical profile character; first group are locations 1 to 6 and second group is 7 to 10.

Table 1. Location, soil types and its physical and chemical characteristics

Location number	Soil type	pH (H ₂ O)	CaCO ₃ %	K ₂ O (mg/kg)	Organic matter %
1	Vertisol	6.00	0	1000	5.99
2	Brown forest	5.50	0	300	7.02
3	Gray brown	5.88	0	310	5.79
4	Gray brown	5.81	0	700	7.86
5	Vertisol	5.72	0	350	4.43
6	Vertisol	7.5	2.10	100	3.87
7	Alluvial	4.84	0	210	1.04
8	Brown forest	5.22	0	300	8.79
9	Skeletoid soil	5.18	0	130	3.32
10	Alluvial	6.99	2.20	160	7.35

Results for locations 1, 2, 3, 4, 5 and 6 are presented in Figs. 1-6. Experimental results are given as a scatter graph with error bars. The concentration of the ¹³⁷Cs at these locations decreases monotonically with the depth and there is no peak. Such character of vertical profile can be explained assuming pure diffusion; convective migration of the ¹³⁷Cs is weak or did not occur in these soils.

Curves in Figs. 1-6 are results of fitting according to Eqs. 4,5 and Eqs. 7-10. Two curves are mostly overlapped in the subsurface layer of the soil up to 12 cm. In all locations deeper in the soil between 12 and 20 cm, curves are below experimental points and out of experimental error bars. The difference between functions (4, 5) and (7-10) could be seen in the deeper layers of soil where the homogeneous Green function is a little above the Eq. 7-10. The difference is very small and we do not consider it as important. At location 5 there is no difference between two sets of equations and the curves are completely overlapping.

In Figs 7-10, the results for locations 7-10 are given. The peak in the ¹³⁷Cs concentration appears few cm below the surface. At location 7, the peak is very weak and it is really uncertain if there any peak here or not. Peaks are very clearly pronounced at locations 8-10. The peak appearance may be explained by convective transport of the ¹³⁷Cs in these soils. Migration velocity in these locations is an order of magnitude larger than that in location 1-6. Some authors recommended neglecting the convective migration of the ¹³⁷Cs in soil [4]. That is in the case where the concentration of the ¹³⁷Cs decreases monotonically with the depth. In our work, we have found monotonically decreasing of concentration in some cases, but in another cases the peak is clearly seen.

Fitting parameters C_{Och} , C_{ONp} , D and v obtained by two sets of equations (4,5) and (7-10) are given in Table 2.

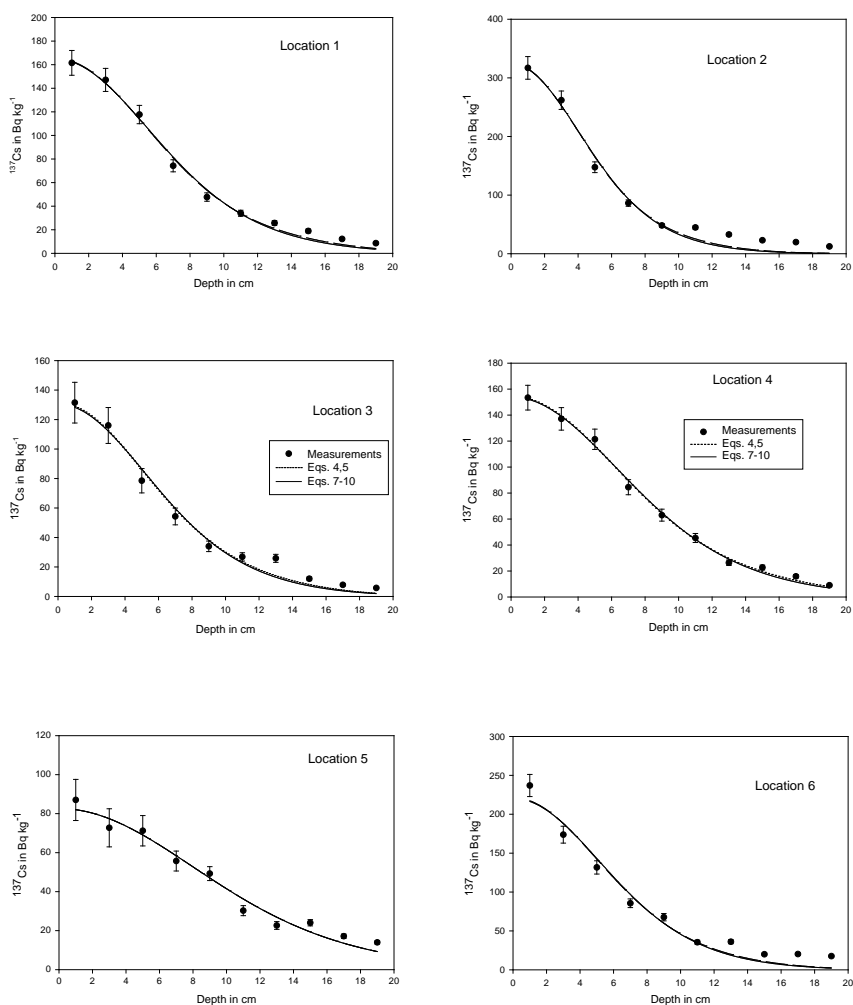


Fig. 1-6. Depth distribution of the ^{137}Cs in locations 1 to 6. Solid line, Eqs. 7-10. Long dashed lines, Eqs. 4,5

Chernobyl contamination is in range from $6 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-3}$ up to $17 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-3}$. The concentration of the ^{137}Cs in the rain water that fell in our terrain at 1 and 2 May of 1986 was 250 Bq/l [9] (the measured rain sample was taken from location that was not included in location 1-10 in this paper). The total amount of water was between 11 and $20 \text{ liters}\cdot\text{m}^{-2}$ which gave surface contamination between $3 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-3}$ and $6 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-3}$. That is on the lower level of surface contamination found by the fitting described above. Considering that the measured locations are different, (data for water precipitation was taken from meteorology station in the city, while the sampled locations are around the city within 25 km) and that Chernobyl contamination was very inhomogeneous, the agreement is not too bad.

Contamination from nuclear probes is in the range from $4 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-3}$ up to $25 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-3}$. The diffusion coefficient D , also given in Table 2, is in the range from 0.24 up to $1.47 \text{ cm}^2/\text{year}$. The values found here for D are in the range obtained for Hungarian soil [6]. We have examined the correlation between soil characteristics and the diffusion coefficients obtained here. The correlation coefficient between diffusion coefficient and contents of organic mater was about 0.5, and is significant. The correlation coefficients between the diffusion coefficient and pH value and contents of K_2O were below 0.3, which is very a weak correlation.

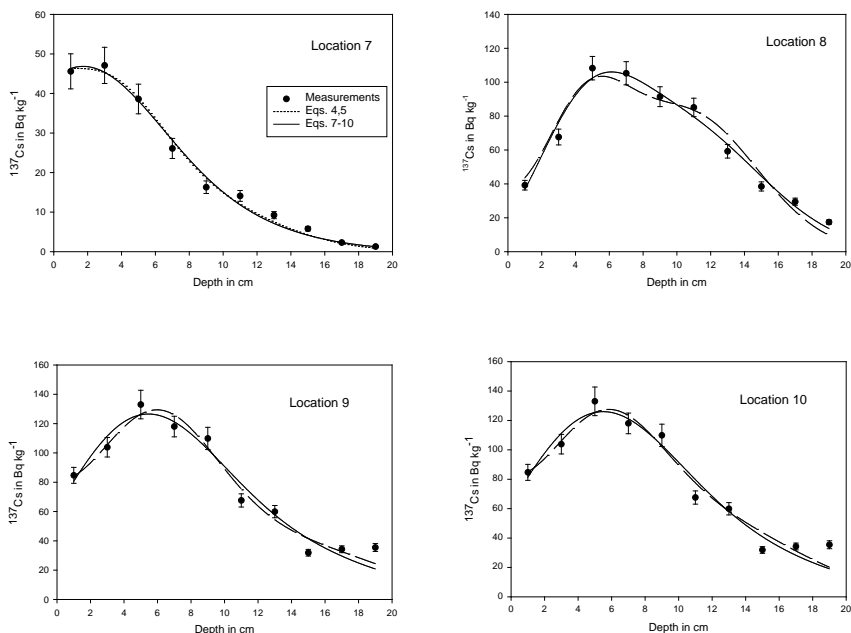


Fig. 7-10. Depth distribution of the ^{137}Cs in locations 7 to 10. Solid line, Eqs. 7-10. Long dashed lines, Eqs. 4,5

Correlation between convective velocity and soil characteristics is weak for all parameters measured here. The set of functions Eqs.7-10 gave $v=0$ on the locations without peak; this seems to us reasonable while the homogeneous Green function (set Eqs. 4,5) gave some small values for v at these locations. Convective velocity may be determined from the position x_m of the peak in the graph as $v=x_m/t$ (time between Chernobyl accident and sampling moment). For example, at the location 8, $v\approx 0.3 \text{ cm/year}$. If we multiply this value by 36 years (time from nuclear probes) we may expect some peak between 11 and 12 cm that originates from nuclear probes. This peak is not seen being weak because longer time was passed, but in Fig 8 some irregularities in vertical profile about 12 cm exists.

Table 2. Fitted initial surface contamination, convection velocities and diffusion coefficients

Location	C_{0ch} (Bq/m ²)		C_{0np} (Bq/m ²)		D (cm ² year ⁻¹)		v (cm year ⁻¹)	
	Eqs. 7-10	Eqs. 4,5	Eqs. 7-10	Eqs. 4,5	Eqs. 7-10	Eqs. 4,5	Eqs. 7-10	Eqs. 4,5
1	9300	11000	16700	14200	0.83	0.59	0	0.15
2	12900	14200	19900	17700	0.46	0.35	0	0.10
3	6200	6900	12700	11700	0.72	0.53	0	0.13
4	9700	11500	19500	16700	1.07	0.76	0	0.16
5	6900	6700	16500	16800	1.47	1.45	0	0
6	12700	13500	25100	23800	0.62	0.49	0	0.10
7	3400	3700	5000	4400	0.73	0.34	0.06	0.20
8	6000	6500	18500	17500	0.34	0.24	0.26	0.30
9	10400	11100	9500	8600	0.56	0.31	0.15	0.26
10	16900	16600	19800	19900	0.75	0.39	0.21	0.31

5. CONCLUSION

In this paper, the diffusion of the ¹³⁷Cs in soil was investigated experimentally and theoretically. The concentration of the ¹³⁷Cs in some locations (1-6) decreased monotonically in soil. A peak in the vertical profile appeared in 4 of the examined locations. The experimental data were fitted according to homogeneous Green function and "correct" Green function, and no important difference was found between them. Both functions do not fit experimental results very well for deeper layers of the soil. Experimental results, given in Figs 1-10, show that the ¹³⁷Cs activity is highest in the subsurface layer up to the depth of 8 cm. With the depth, the activity decreases, and at about 20 cm it is almost negligible. The shape of the curves depends on the physical and chemical characteristics of the soil. Correlation between diffusion coefficient and parameters of the soil were weak, except with contents of organic matter, where the correlation coefficient of 0.5±0.5 was found.

The diffusion coefficient was determined by fitting the experimental data using two versions of the Green function. The values are between 0.2 and 1.47 cm²/year. Some authors found two peaks in vertical profile of the ¹³⁷Cs in soil; the first shallower and stronger is attributed to Chernobyl accident, and the deeper and weaker peak originated from earlier nuclear probes. In our graphs we do not see

two peaks in the vertical profile of the ^{137}Cs in soil. Some irregularities are found in vertical profiles which are attributed to the nuclear probes.

Acknowledgment

The authors thank the Serbian Ministry of Science who supported this work through the Project No. 171021.

6. REFERENCE

- [1] UNSCEAR 1988 United Nation Scientific Committee on the effects of Atomic Radiation. Sources, Effects and Risk of Ionizing Radiation. United Nations, New York (1988).
- [2] K.Bunzl. Migration of fallout-radionuclides in the soil: effects of non-uniformity of the sorption properties on the activity-depth profiles. *Radiat. Environ. Biophys.* 40 (2001) 237-241.
- [3] R.H. Velasco, J. P. Toso, M. Belli, U. Sansone Radiocesium in the Northeastern Part of Italy After the Chernobyl Accident Vertical Soil Transport and Soil-to-Plant Transfer. *J. Environ. Radioact.* 37 (1997) 73-83.
- [4] G.Kirchner Applicability of compartmental models for simulating the transport of radionuclides in soil. *J. Environ. Radioact.* 38 (1998) 339-352.
- [5] M. Isaksson, B. Erlandsson, S. Mattsson. A 10-year study of the ^{137}Cs distribution in soil and comparison of Cs soil inventory with precipitation – determined deposition. *J. Environ. Radioact.* 55 (2001) 47-59.
- [6] P. Szerbin, E. Koblinger-Bokori, L. Koblinger, I. Vegvari, A. Ugron. Cesium-137 migration in Hungarian soils. *Sci Total Environ.* 227(1999) 215- 227.
- [7] A. Likar, G. Omahem, M. Lipoglavsek, T. Vidmar. A theoretical description of diffusion and migration of ^{137}Cs in soil. *J. Environ. Radioact.* 57 (2001) 191-201.
- [8] H. Risken. The Fokker-Planck Equation Methods of Solution and Applications, Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York Tokyo (1984).
- [9] D. Kostić, D. Nikezić, Dj. Bek Uzarov. Effective dose estimation for the population in Kragujevac due to the Chernobyl Accident. *J. Environ. Radioact.* 34 (1997) 253-266.

VERTIKALNI PROFIL ^{137}CS U TLU PETNAEST GODINA POSLE ČERNOBILJSKOG AKCIDENTA

**Dragana KRSTIĆ, Dragoslav NIKEZIĆ, Nenad STEVANOVIC i Vladimir
MARKOVIĆ**

*Univerzitet u Kragujevcu, Prirodno-matematički fakultet, Kragujevac, Srbija,
dragana@kg.ac.rs*

Predmet istraživanja u ovom radu je vertikalna raspodela koncentracije ^{137}Cs u tlu. Prisustvo ^{137}Cs u tlu je u najvećoj meri posledica akcidenta u Černobilju, koji se dogodio 1986. godine. Uzorci zemlje su uzimani na teritoriji centralne Srbije, u okolini Kragujevca u toku 2011. godine. Specifična aktivnost ^{137}Cs u uzorcima tla je merena gama-spektrometrijskom metodom pomoću poluprovodničkog germanijumskog detektora. Nađeno je da je najveća aktivnost ^{137}Cs u površinskom sloju tla od 10 cm. Dobijeni rezultat pokazuje da je migracija ^{137}Cs veoma spor proces.

PU-239+240 I PU-238 U ZEMLJIŠTU CRNE GORE – PORIJEKLO I KONCENTRACIJE AKTIVNOSTI

Nevenka M. ANTOVIĆ¹, Perko VUKOTIĆ², Nikola SVRKOTA³,
Sergej K. ANDRUHOVIĆ⁴

1) Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet Crne Gore, Podgorica, Crna Gora

2) Crnogorska akademija nauka i umjetnosti, Podgorica, Crna Gora

3) Centar za ekotoksikološka ispitivanja, Podgorica, Crna Gora

4) Institut za fiziku, Akademija nauka, Minsk, Bjelorusija

Rezime

Mjerenja koncentracija aktivnosti $^{239+240}\text{Pu}$ i ^{238}Pu u uzorcima zemljišta iz Crne Gore vršena su u Minsku (BelGIM) i u Helsinkiju (STUK), utvrđeni su njihovi međusobni odnosi, kao i odnosi koncentracija plutonijumovih izotopa i ^{137}Cs . Na osnovu toga je diskutovano i njihovo porijeklo, a na osnovu aktivnosti ^{137}Cs izmjerenih na teritoriji Crne Gore na 91 lokaciji (67 – samo površinski sloj, 24 – slojevi: 0-5 cm, 5-10 cm i 10-15 cm) procijenjeni su i u ovom radu predstavljeni nivoi aktivnosti Pu izotopa.

1. UVOD

Monitoring izotopa plutonijuma u životnoj sredini je veoma važan, s obzirom na njihovu visoku radiotoksičnost i dugo vrijeme poluživota, a njihovo prisustvo je generalno uslovljeno radioaktivnim padavinama usljed testiranja nuklearnog oružja (globalni *fallout*) i nuklearnih akcidenata.

Na teritoriju Crne Gore ovi izotopi su mogli dospjeti usljed globalnog *fallout*-a prije 1986. godine, a tada i nakon toga – dominantno usljed akcidenta u Černobilju.

Poznato je da za zemljište sjeverne hemisfere odnos aktivnosti $^{239+240}\text{Pu}/^{238}\text{Pu}$ iz testiranja nuklearnog oružja iznosi (30 ± 4) [1]. Odnos $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ za zemljišta kontaminirana černobiljskim akcidentom ima opseg od 0,3 do 0,7 [2-5]. Prema izvještaju UNSCEAR iz 1982. godine [6], odnos $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ aktivnosti iz globalnog *fallout*-a za sjevernu hemisferu i zonu kojoj pripada Crna Gora je 0,0259, a za padavine uslovljene akcidentom u Černobilju – 0,39-0,55 [7].

Fisioni fragment ^{137}Cs je na teritoriju Crne Gore mogao dospjeti usljed globalnog *fallout*-a prije 1986. godine, a zatim dominantno usljed akcidenta u Černobilju, što je potvrđeno njegovim sistematskim mjerenjima krajem 1994. godine, koja su pokazala da je srednja vrijednost koncentracija aktivnosti 227 Bq/kg [8].

Nema podataka o mjerenju ^{137}Cs u zemljištu Crne Gore prije 1986. godine, ali se može pretpostaviti da je njegov nivo bio isti kao i u Bosni i Hercegovini (od 4 Bq/kg do 30 Bq/kg, srednja vrijednost: 13 Bq/kg [9]). Prva mjerenja ^{137}Cs u Crnoj Gori izvršena su na Prirodno-matematičkom fakultetu Univerziteta Crne Gore odmah nakon akcidenta u Černobilju. Mjerenja su nastavljena 1988-1989. godine

i, kako je to saopšteno na skupu „Černobilj, 10 godina posle“ (Budva, 1996), u uzorcima površinskog sloja zemljišta izmjerene su koncentracije aktivnosti ^{137}Cs i preko 800 Bq/kg (Mojkovac) i 1000 Bq/kg (1090 Bq/kg – Đurđevića Tara, 1295 Bq/kg na jednoj lokaciji u Nikšiću) [10].

Odnos aktivnosti ^{137}Cs i $^{239+240}\text{Pu}$ u zemljištu sjeverne hemisfere ima vrijednost (36 ± 4) [1], ukoliko oni potiču iz globalnog *fallout*-a, a drugačiju vrijednost ukoliko postoji dodatna kontaminacija iz drugih izvora.

U nedostatku mogućnosti sistematskih mjerenja izotopa plutonijuma u većem broju uzoraka zemljišta, eksperimentalno utvrđeni odnosi aktivnosti $^{239+240}\text{Pu}$ i ^{238}Pu , kao i odnos aktivnosti ^{137}Cs i navedenih izotopa Pu [11], iskorišćeni su za utvrđivanje njihovog porijekla, kao i za procjene njihovih nivoa u zemljištu Crne Gore, tj. u uzorcima za koje su aktivnosti cezijuma poznate.

U radu su korišćene koncentracije aktivnosti ^{137}Cs na 47 lokacija dobijene *in situ* spektrometrijom 1994, kao i rezultati dobijeni standardnom HPGe gama spektrometrijom nakon 1994. godine.

2. MJERNE LOKACIJE

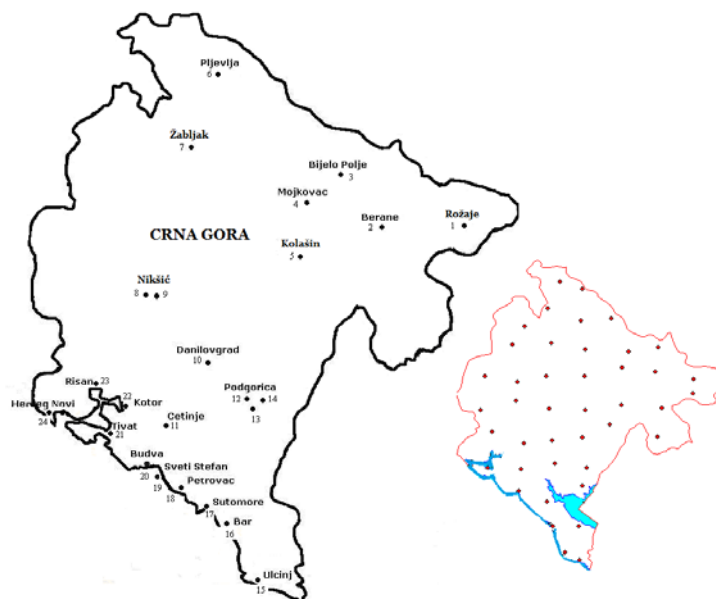
Na slici 1 data je karta Crne Gore na kojoj su naznačena mjesta uzorkovanja nekultivisanog zemljišta iz gradskih područja, sa tri dubine (do 5 cm, (5-10) cm i (10-15) cm), a čije su koordinate navedene u tabeli 1, dok su dodatno uzorkovani površinski slojevi zemljišta na lokacijama u Mojkovcu (ovaj rad uključuje 11 mjernih tačaka – tabela 2) i Nikšiću (ovaj rad uključuje 9 mjernih tačaka – koordinate u tabeli 3), koji su nakon akcidenta u Černobilju pokazali prilično visoke koncentracije ^{137}Cs [10].

Većina lokacija na kojima je krajem 1994. godine vršeno *in situ* mjerenje predstavljena je na manjoj karti na slici 1. Od ukupno 70 mjernih tačaka, u ovom radu se razmatra njih 47. Naime, cijela teritorija je podijeljena na 42 pravougaonika 15 km x 20 km (prema geološkim i pedološkim osobinama) i u okviru svakog od njih na jednoj lokaciji je vršeno mjerenje, dodatno su mjerenja vršena na još 28 lokacija, i između ostalog je zaključeno je da je detektovani ^{137}Cs uglavnom samo u površinskom sloju (do 6 cm) [8].

3. METODE MJERENJA I PROCJENA KORELACIONOG KOEFICIJENTA

3.1. Mjerenje ^{137}Cs

Gama spektrometar koji se sastojao od HPGe detektora n-tipa (sa berilijumskim prozorom, 100 cm³ aktivne zapremine i FWHM – 1,95 keV za liniju ^{60}Co 1,332 MeV), 4k-više kanalnog analizatora i lap top kompjutera, korišćen je za *in situ* mjerenja 1994. godine.



Slika 1. Lokacije uzorkovanja zemljišta

Za mjerenja uzoraka zemljišta koja su kasnije izvršena, a predmet su ovog rada, korišćeni su ORTEC HPGe detektori GEM-40190 (40% efikasnosti, FWHM – 1,80 keV na 1,332 MeV i FWHM – 840 eV na 122 keV) i 30185-S (35% efikasnosti, FWHM – 1,72 keV na 1,332 MeV i FWHM – 700 eV na 122 keV). Primjenjene su standardne procedure uzorkovanja i pripreme [12,13], mjerenja, kao i kalibracije uređaja.

3.2. Mjerenje ^{238}Pu i $^{239+240}\text{Pu}$

U Crnoj Gori nije postojala mogućnost alfa spektrometrijskih analiza, zbog čega su mjerenja izotopa plutonijuma u uzorcima iz životne sredine urađena u Minsku (BelGIM) i u Helsinkiju (STUK), zahvaljujući ugovorima između Prirodno-matematičkog fakulteta u Podgorici i BelGIM (*Государственный комитет по стандартизации Республики Беларусь*) i Crnogorske akademije nauka i umjetnosti i STUK (*Radiation and Nuclear Safety Authority*). Pri mjerenjima 6 uzoraka zemljišta iz Crne Gore (tabela 1) (Pljevlja: (0-5) cm, (5-10) cm i (10-15) cm; Podgorica-1: (0-5) cm i (5-10) cm; Sutomore: (0-5) cm) u Finskoj (STUK), primjenjena je standardna procedura opisana u [14], dok su za analize uzoraka različite prirode iz životne sredine Crne Gore koje su sprovedene u Bjelorusiji, korišćeni alfa spektrometar Canberra 7401-VR, PIPS detektor, površina 450 mm², rezolucija 20 keV, kao i ICP-MS Agilent 7500a.

3.3. Korelacioni koeficijenti

Mjerenja izotopa Pu u Finskoj [11], uz poznate aktivnosti ^{137}Cs u gore navedenih 6 uzoraka zemljišta iz Crne Gore, pokazala su prilično konzistentan odnos aktivnosti $^{239+240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$, čija je srednja vrijednost 0,020 (uz standardnu

devijaciju 0,007); tj. utvrđeni srednji odnos aktivnosti $^{137}\text{Cs}/^{239+240}\text{Pu}$ je oko 57. Znajući rezultate gama spektrometrijskih analiza uzoraka zemljišta (u smislu poznavanja koncentracija aktivnosti ^{137}Cs), i primijenjujući dati koeficijent (0,020), moguće je procijeniti nivo $^{239+240}\text{Pu}$ u istom uzorku, tj. moguće je uraditi procjenu nivoa kontaminiranosti teritorije datim izotopom – u nekom trenutku nakon akcidenta u Černobilju [15]. Takođe, znajući aktivnosti ^{137}Cs u uzorcima zemljišta uzorkovanim u istoj seriji kada i uzroci analizovani na aktivnosti izotopa $^{239+240}\text{Pu}$, i izračunavajući aktivnost ^{137}Cs u vrijeme mjerenja Pu, moguće je uraditi iste procjene – što je u ovom radu i urađeno.

Odnos aktivnosti $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ u istim uzorcima ima srednju vrijednost 0,030 (i standardnu devijaciju 0,007), na osnovu čega se može diskutovati porijeklo ovih izotopa na teritoriji Crne Gore. Srednji odnos aktivnosti $^{239+240}\text{Pu}/^{238}\text{Pu}$ bio je 31. Stoga je, primjenjujući procjene nivoa $^{239+240}\text{Pu}$, moguće dobiti predstave i o nivou ^{238}Pu u uzorcima zemljišta iz Crne Gore, uzorkovanim u istoj seriji sa onim koji su analizovani na aktivnosti ^{238}Pu [16]. Takođe, taj odnos bi se mogao primijeniti i za određene procjene nivoa kontaminacije u nekom prethodnom trenutku, ali samo da bi se locirala područja za koja su neophodna dalja istraživanja [17].

Istovremeno, odnosi aktivnosti $^{238}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ za navedenih 6 uzoraka pokazali su srednju vrijednost od 0,0006, uz standardnu devijaciju od 0,0003, tj. odnos $^{137}\text{Cs}/^{238}\text{Pu}$ od oko 2070. Međutim, ovi odnosi u pojedinačnim uzorcima nijesu pokazali konzistentnost [18] nalik onoj u slučaju $^{239+240}\text{Pu}$, zbog čega egzaktnije procjene zahtijevaju dodatne analize ^{238}Pu u različitim tipovima zemljišta, tim prije što se ^{238}Pu i ^{137}Cs razlikuju i po hemijskim osobinama, drugačije se ponašaju u životnoj sredini, a svi rezultati ukazuju da njihove današnje koncentracije u zemljištu Crne Gore nijesu (dominantno) iz istog izvora.

Stoga je, uz napomenu da se radi o grubim procjenama (koje podrazumijevaju da je i odnos aktivnosti ^{238}Pu i ^{137}Cs konzistentan), u ovom radu urađena procjena nivoa ^{238}Pu na teritoriji Crne Gore na sljedeći način:

- teritorija Crne Gore podijeljena je na *sjever*, *centar* (Nikšić, Danilovgrad, Podgorica, Cetinje) i *jug* (Primorje);
- podrazumijevano je da je odnos aktivnosti $^{238}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ u istom uzorku dobijen za tri sloja zemljišta iz Pljevalja, tj. 0,00045, 0,00028 i $< 0,00027$ – u slojevima (0-5) cm, (5-10) cm i (10-15) cm, respektivno – odgovarajući za sjever Crne Gore;
- podrazumijevano je da je odnos aktivnosti $^{238}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ u istom uzorku dobijen za dva sloja zemljišta iz Podgorice, tj. 0,00093 – površinski (0-5) cm, i 0,0007 – srednji (5-10) cm sloj zemljišta – primjenljiv za tzv. centralni region zemlje;
- podrazumijevano je da je odnos aktivnosti $^{238}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ u istom uzorku dobijen za uzorak površinskog (0-5) cm zemljišta iz Sutomora ($< 0,0016$) – odgovarajući za jug Crne Gore.

4. REZULTATI

Rezultati mjerenja ^{137}Cs (aktivnosti korigovane na datum mjerenja izotopa Pu), na 24 lokacije u Crnoj Gori (slika 1), dati su u tabeli 1, zajedno sa izmjerenim

(STUK) ili procijenjenim aktivnostima $^{239+240}\text{Pu}$, te izmjerenim (STUK) ili na gore opisani način procijenjenim nivoima aktivnosti ^{238}Pu .

Uz to, mjerenjem aktivnosti $^{239+240}\text{Pu}$ (BelGIM) u zemљишту sa dubine (10-15) cm uzorkovanom između Žabljaka i Pljevlja, dobijena je srednja vrijednost od 8,3 Bq/kg (tj. u tri analizovana uzorka iz datog zemљиšta: (8,2±2,5) Bq/kg, (7,5±2,5) Bq/kg, (9,3±3,0) Bq/kg).

Tabela 1. Izmjerene koncentracije ^{137}Cs i procijenjeni nivoi izotopa plutonijuma u zemљишту Crne Gore (2011. godine)

Br.	Lokacija	Koordinate	Sloj (cm)	^{137}Cs (Bq/kg), [19]	$^{239+240}\text{Pu}$ (Bq/kg), [19]	^{238}Pu (Bq/kg)
1	Rožaje	N 42°56,296' E 20°12,402'	0-5	308,94±19,9	6,18±0,40	0,1390±0,0090
			5-10	67,63±4,40	1,35±0,09	0,0189±0,0012
			10-15	32,49±2,14	0,65±0,04	<0,0088
2	Berane	N 42°51,317' E 19°52,068'	0-5	48,39±3,16	0,97±0,06	0,0218±0,0014
			5-10	42,17±2,76	0,84±0,05	0,0118±0,0008
			10-15	32,86±2,16	0,66±0,04	<0,0089
3	Bijelo Polje	N 43°01,360' E 19°43,990'	0-5	86,17±5,58	1,72±0,11	0,0388±0,0025
			5-10	60,36±3,90	1,21±0,08	0,0169±0,0011
			10-15	12,09±0,84	0,24±0,02	<0,0033
4	Mojkovac	N 42°57,084' E 19°34,285'	0-5	115,05±7,44	2,30±0,15	0,0518±0,0033
			5-10	141,89±9,16	2,84±0,18	0,0397±0,0026
			10-15	112,83±7,26	2,26±0,14	<0,0305
5	Kolašin	N 42°49,447' E 19°31,584'	0-5	49,45±3,30	0,99±0,07	0,0222±0,0015
			5-10	50,79±3,34	1,02±0,07	0,0142±0,0009
			10-15	73,59±4,78	1,47±0,09	<0,0199
6	Pljevlja	N 43°20,167' E 19°19,100'	0-5	32,47±2,14	0,35±0,05	0,0145±0,0088
			5-10	33,67±2,28	0,38±0,05	0,0095±0,0058
			10-15	22,11±1,48	0,44±0,06	<0,006
7	Žabljak	N 43°09,373' E 19°07,525'	0-5	413,25±6,52	8,26±0,13	0,1859±0,0029
			5-10	93,34±6,04	1,87±0,12	0,0261±0,0017
			10-15	39,45±2,56	0,79±0,05	<0,0106
8	Nikšić-1	N 42°08,846' E 18°55,380'	0-5	129,62±8,38	2,59±0,17	0,1205±0,0078
			5-10	113,54±7,36	2,27±0,15	0,0795±0,0052
			10-15	79,34±5,18	1,59±0,10	
9	Nikšić-2	N 42°44,537' E 18°56,300'	0-5	59,79±3,96	1,19±0,08	0,0556±0,0037
			5-10	58,13±3,78	1,16±0,07	0,0407±0,0026
			10-15	30,27±2,04	0,60±0,04	
10	Danilov grad	N 42°32,119' E 19°06,930'	0-5	17,98±1,24	0,36±0,02	0,0167±0,0011
			5-10	17,43±1,16	0,35±0,02	0,0122±0,0008
			10-15	15,87±1,06	0,32±0,02	
11	Cetinje	N 42°23,197' E 18°55,639'	0-5	139,79±8,98	2,79±0,18	0,1300±0,0084
			5-10	135,02±8,68	2,70±0,17	0,0945±0,0061
			10-15	97,86±6,36	1,96±0,13	
12	Podgorica-1	N 42°25,344' E 19°16,061'	0-5	100,47±6,58	2,61±0,21	0,094±0,020
			5-10	70,01±4,62	1,73±0,15	0,049±0,014
			10-15	22,84±1,52	0,46±0,03	

Tabela 1. Nastavak

13	Podgorica-2	N 42°25,618' E 19°12,128'	0-5	52,08±3,42	1,04±0,07	0,0415±0,0027 0,0180±0,0012
			5-10	19,69±1,36	0,39±0,03	
			10-15	11,20±0,40	0,22±0,01	
14	Podgorica-3	N 42°26,973' E 19°16,946'	0-5	44,62±2,90	0,89±0,06	0,0484 ± 0,0032 0,0137±0,0009
			5-10	25,75±1,68	0,51±0,03	
			10-15	16,93±1,14	0,34±0,02	
15	Ulcinj	N 41°54,585' E 19°15,026'	0-5	1,82±0,22	0,036±0,004	<0,0029
			5-10	1,87±0,22	0,037±0,004	
			10-15	2,31±0,20	0,046±0,004	
16	Bar	N 42°06,635' E 19°05,368'	0-5	18,83±1,24	0,38±0,02	<0,0301
			5-10	14,87±0,98	0,29±0,02	
			10-15	15,05±0,98	0,30±0,02	
17	Sutomore	N 42°08,577' E 19°02,111'	0-5	5,50±0,44	0,156±0,036	<0,0091
			5-10	5,81±0,44	0,12±0,01	
			10-15	6,78±0,50	0,14±0,01	
18	Petrovac	N 41°54,585' E 19°15,026'	0-5	46,59±3,08	0,93±0,06	<0,0745
			5-10	28,93±1,88	0,58±0,04	
			10-15	17,44±1,18	0,35±0,02	
19	Budva	N 42°17,149' E 18°51,139'	0-5	32,51±2,18	0,65±0,04	<0,0520
			5-10	45,73±2,94	0,91±0,06	
			10-15	43,85±2,86	0,88±0,06	
20	Jaz	N 42°16,993' E 18°48,130'	0-5	16,83±1,12	0,34±0,02	<0,0269
			5-10	14,22±0,96	0,28±0,02	
			10-15	14,79±0,98	0,29±0,02	
21	Tivat	N 42°23,286' E 18°40,910'	0-5	78,95±5,10	1,58±0,10	<0,1263
			5-10	32,33±2,14	0,65±0,04	
			10-15	85,30±5,52	1,71±0,11	
22	Kotor	N 42°24,992' E 18°45,752'	0-5	15,28±1,06	0,31±0,02	<0,0244
			5-10	7,85±0,56	0,16±0,01	
			10-15	2,02±0,26	0,04±0,005	
23	Risan	N 42°30,628' E 18°41,763'	0-5	50,40±3,36	1,01±0,07	<0,0806
			5-10	51,93±3,44	1,04±0,07	
			10-15	61,89±4,08	1,24±0,08	
24	H. Novi	N 42°27,294' E 18°33,011'	0-5	81,97±5,30	1,64±0,11	<0,1312
			5-10	41,18±2,68	0,82±0,05	
			10-15	25,12±1,70	0,50±0,03	

U tabeli 2 razmatrane su dodatne lokacije u Mojkovcu (analize iz 2011. godine), a u tabeli 3 – lokacije sa gradskog područja Nikšića (uzorkovanje – uglavnom 2010. godine).

U tabeli 4 date su procjene za 47 lokacija na kojima su krajem 1994. godine izvršena mjerenja ^{137}Cs *in situ* metodom.

Na određenom broju lokacija navedenih u tabeli 4 naknadno su vršena uzorkovanja zemljišta – koje je zatim mjereno u *Centru za ekotoksikološka ispitivanja* (HPGe spektrometrijom). Aktivnosti ^{137}Cs u površinskom sloju (do 5 cm) dobijene u tim analizama date su u tabeli 5. Druga vrijednost u zadnjoj koloni, za istu godinu, odnosi se na drugi uzorak nekultivisanog zemljišta.

Tabela 2. Procjene nivoa $^{239+240}\text{Pu}$ i ^{238}Pu u površinskom zemljištu Mojkovca na osnovu izmjerene koncentracije ^{137}Cs

Lokacija	^{137}Cs (Bq/kg), [20]	$^{239+240}\text{Pu}$ (Bq/kg)	^{238}Pu (Bq/kg)
Braunovići	4,94±0,22	0,099±0,004	0,0022±0,0001
Ul. Dušana Tomovića	28,64±1,22	0,573±0,024	0,0129±0,0005
Ul. Svetozara Drobnjaka	80,36±2,82	1,607±0,056	0,0362±0,0013
Mala škola	66,03±2,21	1,321±0,044	0,0297±0,0001
Pumpa	33,60±1,18	0,672±0,0236	0,0151±0,0005
Ilići	8,32±0,47	0,166±0,009	0,0037±0,0002
Rudnica 1	6,50±0,26	0,130±0,005	0,0029±0,0001
Rudnica	276±9	5,52±0,18	0,1242±0,0040
Hotel Sinjajevina	79,17±2,80	1,583±0,056	0,0356±0,0013
Mikronaselje	41,34±1,62	0,827±0,032	0,0186±0,0007
Školski centar	84,20±3,01	1,684±0,060	0,0379±0,0014

Tabela 3. Procjene nivoa $^{239+240}\text{Pu}$ i ^{238}Pu u površinskom zemljištu Nikšića na osnovu izmjerene koncentracije ^{137}Cs

Lokacija	^{137}Cs (Bq/kg), [21]	$^{239+240}\text{Pu}$ (Bq/kg)	^{238}Pu (Bq/kg)
N 42°51,100' E 18°55,102'	252,2±8,1	5,044±0,162	0,2345±0,0075
N 42°48,820' E 18°55,392'	127,3±4,1	2,546±0,082	0,1184±0,0038
N 42°46,788' E 18°51,790'	256,7±8,3	5,134±0,166	0,2387±0,0077
N 42°46,821' E 18°54,638'	92,8±3,0	1,856±0,060	0,0863±0,0028
N 42°43,999' E 19°08,165'	179,8±5,8	3,596±0,116	0,1672±0,0054
N 42°43,676' E 19°07,915'	136,9±4,4	2,738±0,088	0,1273±0,0041
N 42°43,764' E 19°05,853'	110,1±3,6	2,202±0,072	0,1024±0,0033
N 42°46,550' E 18°58,503'	475,9±15,3	9,518±0,306	0,4426±0,0142
N 42°44,460' E 18°56,316'	87,5±2,8	1,750±0,056	0,0814±0,0026

Tabela 4. Rezultati *in situ* mjerenja ^{137}Cs (1994. godine) i procijenjene koncentracije Pu izotopa

Lokacija	^{137}Cs (Bq/kg)	$^{239+240}\text{Pu}$ (Bq/kg), [15,17]	^{238}Pu (Bq/kg)
Jakupov grob (Boljanići)	359±37	7,18±0,74	0,1616±0,0166
Gornja Rudica (Pljevlja)	174±19	3,48±0,38	0,0783±0,0086
Trsa (Piva)	444±37	8,88±0,74	0,1998±0,0166
Podkokot (Bobovo)	629±74	12,58±1,48	0,2830±0,0333
Drljino brdo (Kosanica)	444±37	8,88±0,74	0,1998±0,0166
Kozička Rijeka	444±37	8,88±0,74	0,1998±0,0166
Seljani (Piva)	252±26	5,04±0,52	0,1134±0,0117
Pašina voda (Durmitor)	444±37	8,88±0,74	0,1998±0,0166
Donja Dobrilovina (rijeka Tara)	222±22	4,44±0,44	0,0999±0,0099
Glibavac (Tomaševo)	326±33	6,52±0,66	0,1467±0,0148
Mokri lug (Bistrica)	285±30	5,70±0,60	0,1282±0,0135
Dubočke (Banjani)	115±11	2,30±0,22	0,1070±0,0102
Duga (Nikšić)	266±26	5,32±0,52	0,2474±0,0242
Kruševce (Šavnik)	292±22	5,84±0,44	0,1314±0,0099
Bunar Smrdan (Sinjajevina)	740±74	14,80±1,48	0,3330±0,0333
Marića Luka (Mojkovac)	263±26	5,26±0,52	0,1184±0,0117
Bioča (Berane)	45±4	0,90±0,08	0,0202±0,0018
Bašča (Rožaje)	326±33	6,52±0,66	0,1467±0,0148
Vilusi	289±22	5,78±0,44	0,2688±0,0205
Kuside (Nikšić)	314±30	6,28±0,60	0,2920±0,0279
Kuta (Nikšić)	252±26	5,04±0,52	0,2344±0,0242
Kodža (Međurečje)	85±7	1,70±0,14	0,0790±0,0065
Mateševo (Bare Kraljske)	481±37	9,62±0,74	0,4473±0,0344
Šekular	159±15	3,18±0,30	0,0716±0,0068
Kozare (Rožaje)	363±33	7,26±0,66	0,1634±0,0148
Dragalj	270±26	5,40±0,52	0,2511±0,0242
Čevo	141±14	2,82±0,28	0,1311±0,0130
Ždrebaonik (Danilovgrad)	44±4	0,88±0,08	0,0409±0,0037
Piperska Rijeka (Radunovići)	81±7	1,62±0,14	0,0753±0,0065
Veruša	155±15	3,10±0,30	0,1442±0,0140
Martinovići (Gusinje)	252±26	5,04±0,52	0,1134±0,0117
Krašići (Tivat)	37±4	0,74±0,08	<0,0592
Bajice (Cetinje)	133±11	2,66±0,22	0,1237±0,0102
Draževina (Kruse)	56±4	1,12±0,08	0,0521±0,0037
Pikalja (Cijevna)	104±11	2,08±0,22	0,0967±0,0102
Bečići (Budva)	63±7	1,26±0,14	<0,1008
Boljevići (Crmnica)	48±4	0,96±0,08	0,0446±0,0037
Podhum (Tuzi)	59±4	1,18±0,08	0,0549±0,0037
Čeluga (Bar)	26±4	0,52±0,08	<0,0416
Curovići (Ostros)	37±4	0,74±0,08	<0,0592
Bratica (Ulcinj)	14±2	0,28±0,04	<0,0224
Gornji Štoj (Ulcinj)	15±2	0,30±0,04	<0,0240
Illino brdo (Pljevlja)	200±19	4,00±0,38	0,0900±0,0086
Budimlja (Berane)	100±11	2,00±0,22	0,0450±0,0050

Tabela 4. Nastavak

Crne zemlje (Podgorica)	16±2	0,32±0,04	0,0149±0,0019
Sadine (Tološi)	30±4	0,60±0,08	0,0279±0,0037
Kodre (Tološi)	10±1	0,20±0,02	0,0093±0,0009

Treba napomenuti da su koncentracije aktivnosti u dubljim slojevima zemljišta, mjerene u periodu 2001-2006. godine, bile manje (i to značajno manje u najvećem broju slučajeva) nego u površinskom sloju. Jedino su u slučaju uzoraka sa lokacije Bratica (2004. godine), sa sve tri dubine sloja dobijene uporedive vrijednosti aktivnosti ¹³⁷Cs, dok su na lokaciji Boljevići (2006. godine) za dva dublja sloja zemljišta dobijene aktivnosti od 21 i 22 Bq/kg, respektivno.

Tabela 5. Aktivnost ¹³⁷Cs na *in situ* lokacijama

Lokacija	¹³⁷ Cs (Bq/kg) (<i>in situ</i> – 1994)	Godina uzorkovanja i mjerenja (HPGe)	¹³⁷ Cs (Bq/kg) (HPGe)
Jakupov grob	359±37	2001 2002	391±8 701±16 243±5
Bunar Smrdan (Sinjajevina)	740±74	2001 2002	1710±85 2011±45 1945±44
Mateševo (Bare Kraljske)	481±37	2001 2002	589±12 495±12 327±7
Ždrebaonik (Danilovgrad)	44±4	2006	3,9±0,2
Krašići (Tivat)	37±4	2004	91±2
Bajice (Cetinje)	133±11	2003	72±2
Draževina (Kruse)	56±4	2003	106±2
Pikalja (Cijevna)	104±11	2006	132±4
Bečići (Budva)	63±7	2004	123±3
Boljevići (Crmnica)	48±4	2006	19±1
Podhum (Tuzi)	59±4	2003	40±1
Čeluga (Bar)	26±4	2003	57±1
Bratica (Ulcinj)	14±2	2004	22±1

5. DISKUSIJA

5.1. Porijeklo izotopa plutonijuma prisutnih u zemljištu Crne Gore

Kako je navedeno prethodno, odnos aktivnosti ²³⁹⁺²⁴⁰Pu/²³⁸Pu iz padavina usljed testiranja nuklearnog oružja za sjevernu hemisferu je oko 30 [1], što u potpunosti odgovara odnosu koji je za zemljište u Crnoj Gori (oko 31) dobijen alfa-spektrometrijskim mjerenjem ovih izotopa.

Odnosno, dobijeni srednji odnos aktivnosti ²³⁸Pu i ²³⁹⁺²⁴⁰Pu (0,03) u potpunosti odgovara očekivanom za Crnu Goru, i uslovljenom globalnim *fallout*-om (0,0259

[6]). Ova vrijednost (kao i svih šest pojedinačnih odnosa za šest uzoraka) je značajno ispod donje granice ovog odnosa za kontaminaciju zemljišta plutonijumom černobiljskog porijekla (0,3, kako je navedeno prethodno).

Iz ovoga slijedi da su izotopi plutonijuma prisutni na teritoriji Crne Gore posljedica globalnog *fallout*-a (zbog ^{238}Pu treba napomenuti i akcident SNAP-9A), te da ovom nivou kontaminacije akcident u Černobilju nije doprinio, bar ne u iole značajnom iznosu. Ovo s obzirom da su direktna mjerenja izvršena u uzorcima koji potiču i sa sjevera, i iz centralnog dijela Crne Gore, kao i sa Primorja; i s obzirom na veliku razliku u izmjerenom odnosu i onom koji je karakterističan za doprinos černobiljskog akcidenta.

Kad je riječ o ^{137}Cs , samo poređenje vrijednosti njegovih koncentracija u zemljištu susjedne Bosne i Hercegovine prije 1986. godine [9], kada je dominantno bio uslovljen globalnim *fallout*-om, i onih koje su u Crnoj Gori izmjerene nakon akcidenta [10], govori o značajnom doprinosu akcidenta u Černobilju kontaminaciji teritorije Crne Gore ovim radionuklidom.

U prilog tome ide i izmjereni odnos aktivnosti $^{137}\text{Cs}/^{239+240}\text{Pu}$ u zemljištu Crne Gore 2011. godine (srednja vrijednost: 57). Tipični odnos za sjevernu hemisferu, ukoliko su radionuklidi iz globalnog *fallout*-a, je oko 36 [1], a svako odstupanje ukazuje na dodatni izvor kontaminacije – bilo plutonijumom, bilo cezijumom (ili i jednim i drugim). Iz razmatranja odnosa ^{238}Pu i $^{239+240}\text{Pu}$ jasno je njihovo porijeklo, što znači da je gornje odstupanje uslovljeno dodatnom ^{137}Cs kontaminacijom.

5.2. Koncentracije aktivnosti ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ i ^{238}Pu

Ranije pomenuta mjerenja uzoraka zemljišta izvršena u *Laboratoriji za gama spektrometriju* Prirodno-matematičkog fakulteta u Podgorici, nakon akcidenta u Černobilju i narednih par godina, pokazala su sljedeće vrijednosti koncentracija aktivnosti cezijuma: 520 Bq/kg (Pljevlja), 645 Bq/kg (Šavnik), 710 Bq/kg (Žabljak), 810 Bq/kg (Mojkovac), 1090 Bq/kg (Đurđevića Tara), 1295 Bq/kg i 200 Bq/kg (Nikšić – meteorološka stanica i Gornje polje, respektivno); dok su u ostalim uzorcima (sa drugih lokacija u Crnoj Gori) aktivnosti bile značajno niže [10].

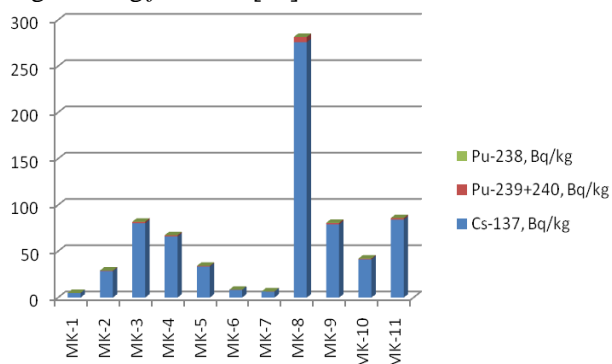
Podaci za Nikšić (2 mjerne tačke, a ogromna razlika u koncentracijama aktivnosti ^{137}Cs), kao i kasnije dobijeni podaci predstavljeni u gornjim tabelama, ukazuju na veliku prostornu varijabilnost. Čak i na istoj lokaciji (tabela 5), u različitim uzorcima iz neposredne okoline, izmjerene koncentracije su različite, što sve skupa potvrđuje poznatu činjenicu da će koncentracije aktivnosti zavisiti od većeg broja faktora, kao što će i migracija radionuklida u dublje slojeve zemljišta takođe zavisiti od većeg broja faktora.

Prethodno je komentarisano da su analize izvršene 1994. godine (tabela 4) pokazale da je cezijum uglavnom bio u površinskom sloju zemljišta, što je potvrđeno naknadnim uzorkovanjem i mjerenjem u periodu 2001-2006. godine (tabela 5). Iz table 1 slijedi da je i 2011. godine on dominantno i dalje u površinskom sloju, kao i plutonijum. Na primjer, izmjereni ^{238}Pu u tri uzorka iz Pljevalja (0,0145, 0,0095 i <0,0060 Bq/kg – površinski, srednji i najdublji sloj,

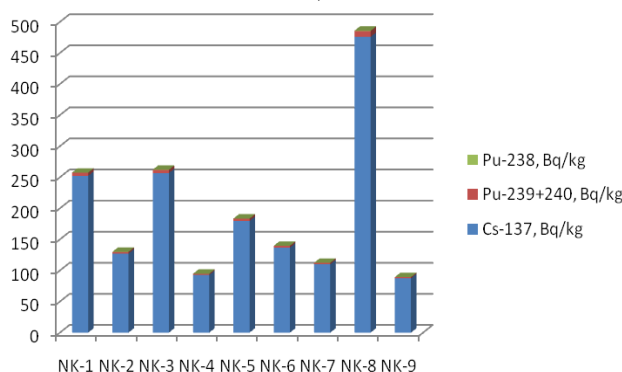
respektivno) i dva uzorka iz Podgorice (0,094 i 0,049 Bq/kg – površinski i srednji sloj, respektivno) [18], to potvrđuje.

Granice i srednje vrijednosti aktivnosti razmatranih radionuklida u površinskom sloju zemljišta date su u tabeli 6 (1994, 2011. godine).

Međutim, treba napomenuti da migracija razmatranih radionuklida u dublje slojeve zemljišta i ne može u ovom slučaju biti na adekvatan način razmatrana, s obzirom da se, između ostalog, ne zna tačno vrijeme njihovog deponovanja, ali treba istaći da su neka istraživanja pokazala da, na primjer, cezijum iz černobiljskog akcidenta u određenom tipu zemljišta pokazuje veću mobilnost nego cezijum iz globalnog *fallout*-a [22].



a)



b)

Slika 2. Kumulativna aktivnost razmatranih radionuklida u površinskom zemljištu: Mojkovca (tabela 2) (a), i Nikšića (tabela 3) (b)

Za analizu u ovom radu izabrane lokacije u Mojkovcu (tabela 2) i Nikšiću (tabela 3), na kojima je uzorkovan površinski sloj zemljišta, pokazale su minimum, maksimum, srednju vrijednost i standardnu devijaciju

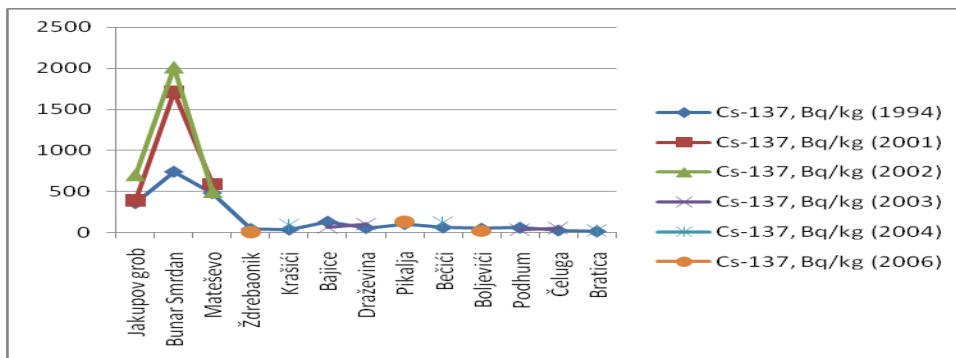
- izmjerenog ^{137}Cs : 4,94, 276, 64,5 i 76,4 Bq/kg, respektivno (Mojkovac) i 87,5, 476, 191 i 124 Bq/kg, respektivno (Nikšić);
- procijenjenog $^{239+240}\text{Pu}$: 0,099, 5,52, 1,29 i 1,53 Bq/kg, respektivno (Mojkovac) i 1,75, 9,52, 3,82 i 2,48 Bq/kg, respektivno (Nikšić);

- procijenjenog ^{238}Pu : 0,0022, 0,1242, 0,029 i 0,0344 Bq/kg, respektivno (Mojkovac) i 0,0814, 0,4426, 0,1776 i 0,1154 Bq/kg, respektivno (Nikšić). Kumulativne aktivnosti navedenih radionuklida predstavljene su na slici 2 (Mojkovac i Nikšić – a) i b), respektivno).

Tabela 6. Deskriptivna statistika mjerenja ^{137}Cs i mjerenja i procjena $^{239+240}\text{Pu}$ i ^{238}Pu za površinski sloj zemljišta (tabele 1 i 4)

	Minimum	Maksimum	Srednja vrijednost	Standardna devijacija	Broj razmatranih lokacija
2011. godine					
^{137}Cs (Bq/kg)	1,82	413	81,1	95,4	24
$^{239+240}\text{Pu}$ (Bq/kg)	0,036	8,265	1,637	1,924	24
^{238}Pu (Bq/kg) (\leq)	0,0006	0,186	0,0413	0,0535	24
1994. godine					
^{137}Cs (Bq/kg)	10	740	211	173	47
$^{239+240}\text{Pu}$ (Bq/kg)	0,2	14,8	4,21	3,46	47
^{238}Pu (Bq/kg) (\leq)	0,0093	0,4473	0,1296	0,095	47

Procijenjene srednje aktivnosti izotopa plutonijuma (za 47 lokacija razmatranih 1994. godine, i 24 gradske lokacije razmatrane 2011. godine) date su u tabeli 6, ali treba napomenuti da su dodatne detaljne analize neophodne, tim prije što se radi o grubim procjenama (posebno u slučaju ^{238}Pu , kako je prethodno rečeno). Ipak, za početna poređenja sa koncentracijama aktivnosti koje su u zemljištu izmjerene u drugim zemljama mogu poslužiti, na primjer, podaci da je ^{238}Pu u nekultivisanom zemljištu u Bugarskoj pokazao vrijednosti do 0,0514 Bq/kg [23], a u Italiji – srednju vrijednost od (0,023±0,014) Bq/kg [24]. Aktivnost $^{239+240}\text{Pu}$ u istim zemljištima u Italiji imala je srednju vrijednost (0,721±0,456) Bq/kg [24]. Konačno, u prilog tome da konkretno mjesto uzorkovanja, kao i primijenjena metoda mjerenja, veoma utiču na određivanje/procjene nivoa koncentracija radionuklida, posebno su razmatrana ponovljena mjerenja ^{137}Cs na istim lokacijama na kojima je mjereno 1994. godine *in situ* metodom (tabela 5), i poređenja su data na slici 3.



Slika 3. Mjerenje koncentracije aktivnosti ^{137}Cs u površinskom sloju zemljišta sa iste lokacije

6. ZAKLJUČAK

Prva mjerenja koncentracija aktivnosti ^{137}Cs izvršena na Prirodno-matematičkom fakultetu u Podgorici nakon akcidenta u Černobilju 1986. godine, sistematska mjerenja vršena u Crnoj Gori krajem 1994. godine korišćenjem *in situ* gama spektrometrijskog metoda, te mjerenja izvršena kasnije, u zemljištu uzorkovanom i mjerenom 2001, 2002, 2003, 2004, 2006, 2010, 2011. godine, uz alfaspektrometrijska mjerenja izotopa plutonijuma u 7 uzoraka zemljišta, pokazala su sljedeće:

- izotopi plutonijuma, prisutni u zemljištu Crne Gore, potiču od globalnog *fallout*-a (testiranja nuklearnog naoružanja, SNAP-9A akcidenta...), tj. nema iole značajnog doprinosa akcidenta u Černobilju 26. aprila 1986. godine – kontaminiranosti teritorije Crne Gore izotopima ^{238}Pu i $^{239+240}\text{Pu}$;
- danas prisutni ^{137}Cs u zemljištu Crne Gore dominantno je černobiljskog porijekla. Mjerenja izvršena 1994. godine, na 47 lokacija, rezultovala su opsegom njegovih koncentracija aktivnosti od 10 do 740 Bq/kg, dok su površinski slojevi zemljišta na 24 lokacije (2011. godine) pokazali maksimum od oko 413 Bq/kg;
- korišćenje utvrđenog (2011. godine) korelacionog koeficijenta, tj. odnosa aktivnosti ^{137}Cs i $^{239+240}\text{Pu}$ u zemljištu, obezbjeđuje procjenu nivoa kontaminiranosti teritorije u nekom trenutku nakon akcidenta u Černobilju, dok su za preciznije procjene nivoa kontaminacije izotopom ^{238}Pu potrebne dodatne analize;
- procjene nivoa aktivnosti $^{239+240}\text{Pu}$ na jednoj lokaciji na Žabljaku su – 8,26 Bq/kg (2011. godine), a u jednom uzorku zemljišta iz date oblasti (između Žabljaka i Pljevalja) mjerenja su pokazala srednju aktivnost istog izotopa u iznosu 8,3 Bq/kg.

7. LITERATURA

- [1] M. Turner, M. Rudin, J. Cizdziel, V. Hodge. Excess plutonium in soil near the Nevada Test Site, USA. Environ. Pollut. 125 (2003) 193-203.
- [2] F. I. Pavlotskaja, B. F. Mjasoedov. Plutonium u zemljištu. Priroda 5 (1991) 57-61 (na ruskom jeziku).
- [3] M. Yamamoto, A. Tsumura, Y. Katayama, T. Tsukatami. Plutonium isotopic composition in soil from the former semipalatinsk nuclear test site. Radioch. Acta 72 (1996) 209-215.
- [4] K. Irlweck, J. Wicke. Isotopic composition of plutonium immissions in Austria after the Chernobyl accident. J. Radioanal. Nucl. Chem. 227 (1998) 133-136.
- [5] P. Carbol, D. Soltie, N. Erdmann, T. Nylen, M. Betti. Deposition and distribution of Chernobyl fallout fission products and actinides in a Russian soil profile. J. Environ. Radioact. 68 (2003) 27-46.
- [6] UNSCEAR. Sources and effects of ionizing radiation – United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Report to the General Assembly of the United Nations with Scientific Annexes. Annex E: Exposures resulting from nuclear explosions. United Nations, New York, 1982.
- [7] UNSCEAR. Sources and effects of ionizing radiation – United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Report to the General Assembly of the United Nations with Scientific Annexes. Annex J: Exposures and effects of the Chernobyl accident. United Nations, New York, 2000.

- [8] P. Vukotić, N. Antović, S. Dapčević, G. I. Borisov, V. V. Kuzmich, V. M. Kulakov, M. Mirković, M. Pajović, R. Svrkota, B. Fuštić, G. Đuretić, A. Dlabač. Background gamma-radiation in Montenegro. In: Proc. IRPA Reg. Symp. Radiation protection in neighbouring countries of Central Europe, pp. 477-479, Prague, Czech Republic, 8-12. 09. 1997.
- [9] L. Saračević, A. Mihalj, R. Kljajić, D. Hasanbašić, E. Horšić, Z. Milošević. Migracija Sr-90 i Cs-137 u tlu u zavisnosti od vrste tla i nadmorske visine. Zbornik XII jugoslovenskog simpozijuma o zaštiti od zračenja, str. 124-127, Ohrid, Jugoslavija, 31.05-03. 06. 1983.
- [10] G. I. Borisov, V. V. Kuzmič, V. M. Kulakov, P. Vukotić, S. Dapčević, N. Antović, M. Mirković, M. Pajović, R. Svrkota, B. Fuštić, G. Đuretić. Černobiljski cezijum u tlu Crne Gore, osam godina poslije akcidenta. Zbornik radova savjetovanja „Černobilj, 10 godina posle” Jugoslovenskog društva za zaštitu od zračenja, str. 79-83, Budva, Crna Gora, 04-07. 06. 1996.
- [11] Nevenka M. Antović, Perko Vukotić, Nikola Svrkota, Sergej K. Andruhovič. Odnosi aktivnosti izotopa plutonijuma i ^{137}Cs za zemljište u Crnoj Gori. Zbornik radova XXVI simpozijuma Društva za zaštitu od zračenja Srbije i Crne Gore, str. 88-91, Tara, Srbija, 12-14. 10. 2011.
- [12] HASL-300. EML Procedures Manual. Environmental Measurements Laboratory, U. S. Department of Energy, 28 Edition, 1997.
- [13] IAEA. Measurement of radionuclides in food and the environment (a guidebook). Technical report. Ser. No. 295, 1989.
- [14] P. Vesterbacka, V. P. Vartti, T. Heikkinen, T. K. Ikaheimonen. High-grade radiochemical analyses act a basis for good assessment in radiation protection. In: Proc. Third European IRPA Congress, Helsinki, Finland; <http://www.irpa2010europe.com/proceedings/P12/P12-10.pdf> (2010).
- [15] Nevenka M. Antović, Perko Vukotić, Nikola Svrkota, Sergey K. Andrukovič. Reconstruction of the Montenegro territory contamination with $^{239+240}\text{Pu}$ isotopes in 1994. Bull. Monten. Acad. Sci. Arts 20 (2014) 159-169.
- [16] Nevenka M. Antovic, Perko Vukotic, Nikola Svrkota, Sergey K. Andrukovich. An estimation of ^{238}Pu activity in Montenegro soil using the $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ activity ratio. In: Proc. Int. Conf. on Radiation and Applications in Various Fields of Research RAD 2012, pp. 227-230, Niš, Serbia, 25-27. 04. 2012.
- [17] Nevenka M. Antović, Perko Vukotić, Nikola Svrkota. Reconstruction of the Montenegro territory contamination with ^{238}Pu using $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ activity ratio. Rad prezentovan na IRPA 14 (Cape Town, South Africa, 09-13. 05. 2016).
- [18] Nevenka M. Antovic, Perko Vukotic, Nikola Svrkota, Sergey K. Andrukovich. First measurements of ^{238}Pu and $^{238}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ activity ratio in Montenegro soil. J. Radioanal. Nucl. Chem. 293 (2012) 299-302.
- [19] Nevenka M. Antovic, Perko Vukotic, Nikola Svrkota, Sergey K. Andrukovich. Pu-239+240 and Cs-137 in Montenegro soil: their correlation and origin. J. Environ. Radioactiv. 110 (2012) 90-97.
- [20] Nevenka M. Antović, Danilo S. Bošković, Nikola R. Svrkota, Ivanka M. Antović. Radioactivity in soil from Mojkovac, Montenegro, and assessment of radiological and cancer risk. Nucl. Technol. Radiat. Prot. 27 (2012) 57-63.
- [21] N. M. Antović, N. Svrkota, I. Antović, R. Svrkota, R. Žižić, D. Živković. Radioactivity impact assessment of Nikšić region in Montenegro. J. Radioanal. Nucl. Chem. 302 (2014) 831-836.
- [22] K. Bunzl, W. Kracke, W. Schimmack. Migration of fallout $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am and ^{137}Cs in the various horizons of a forest soil under pine. J. Environ. Radioactiv. 28 (1995) 17-34.
- [23] L. Popov, G. Mihailova, I. Naidenov. Determination of activity ratios of 238 , $^{239+240}$, ^{241}Pu , ^{241}Am , $^{134,137}\text{Cs}$ and ^{90}Sr in Bulgarian soils. J. Radioanal. Nucl. Chem. 285 (2010) 223-237.

- [24] G. Jia, C. Testa, D. Desideri, F. Guerra, M. A. Meli, C. Roselli, M. E. Belli. Soil concentration, vertical distribution and inventory of plutonium, ^{241}Am , ^{90}Sr and ^{137}Cs in the Marche Region of Central Italy. *Health Phys.* 77 (1999) 52-61.

PU-239+240 AND PU-238 IN SOILS OF MONTENEGRO – ORIGIN AND ACTIVITY CONCENTRATIONS

Nevenka M. ANTOVIĆ¹, Perko VUKOTIĆ², Nikola SVRKOTA³, Sergej K. ANDRUKHOVIĆ⁴

1) *Faculty of Natural Sciences and Mathematics, Podgorica, Montenegro*

2) *Montenegrin Academy of Sciences and Arts, Podgorica, Montenegro*

3) *Centre for ecotoxicological research, Podgorica, Montenegro*

4) *Institute of Physics, Academy of Sciences, Minsk, Belarus*

The measurements of $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{238}Pu activity concentration in soil samples from Montenegro, together with ^{137}Cs activity measurements in the same samples, were used to determine the activity ratios enabling a discussion about origin of these radionuclides, as well as estimating Pu isotopes level in soils at the territory of Montenegro. The $^{239+240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ activity ratio was found to be with an average of 0.020 and standard deviation of 0.007, the $^{238}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ – with an average of 0.0006 and standard deviation of 0.0003, the $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ – with an average of 0.030 and standard deviation of 0.007, confirming that plutonium isotopes, today present at the territory of Montenegro, originated from the global fallout. These, as well as the other results showed that ^{137}Cs today present at the territory of Montenegro predominantly has the Chernobyl's origin. Based on ^{137}Cs activity concentrations in the Montenegro soils measured in the period 1994-2011, using *in situ* and standard laboratory HPGe spectrometric method, levels of soil contamination with plutonium isotopes have been evaluated and discussed – for 91 locations (67 – surface soil only, 24 – layers: (0-5) cm, (5-10) cm and (10-15) cm). The highest measured ^{137}Cs activity in top soils in 1994 was 740 Bq/kg, in 2001 – 1710 Bq/kg, in 2002 – 2011 Bq/kg, in 2011 – 413 Bq/kg, while the highest estimated (and measured) $^{239+240}\text{Pu}$ in 2011 – 8.3 Bq/kg.

РАДИОАКТИВНОСТ У ОСТАЛИМ УЗОРЦИМА

LIŠAJEVI-BIOINDIKATORI RADIOAKTIVNOG ZAGAĐENJA ŽIVOTNE SREDINE

Ana ČUČULović¹, Rodoljub ČUČULović², Saša NESTORović³
i Dragan VESELINOVIĆ⁴

1) *Univerzitet u Beogradu, INEP, Institut za primenu nuklearne
energije,*

Zemun, Srbija, anas@inep.co.rs

2) *Visoka poslovna škola strukovnih studija, Leskovac, Srbija*

3) *Nacionalni park Đerdap, Donji Milanovac, Srbija*

4) *Univerzitet u Beogradu, Fakultet za fizičku hemiju, Beograd, P.P.47,
Srbija*

Rezime

Tkivo lišajeva odražava elementarni sastav životne sredine, pa su oni dobri bioindikatori i biomonitori zagađenja životne sredine, jer nemaju formiran koren, list, stablo, kutikulu i stome, a vodu i mineralne materije upijaju celom površinom talusa. Nivoi aktivnosti ¹³⁷Cs u lišajevima BiH 1985. godine bili su od 397 do 696 Bq/kg. Srednji nivo aktivnosti ¹³⁷Cs u lišajevima vrste Evernia prunastri u prvoj polovini 1987. godine je bio 10161 Bq/kg, odnosno, 13610 Bq/kg u drugoj polovini iste godine, a u lišajevima vrste Cetraria islandica je u drugoj polovini 1987. godine bio 10392 Bq/kg. U periodu 1986-2015. godina, nivoi aktivnosti ¹³⁷Cs u ispitivanim uzorcima lišajeva opadaju. Srednji nivo aktivnosti ¹³⁷Cs u lišajevima vrste Hypogimnia physodes sakupljenim 2010. godine u NP Đerdap bio je 150 Bq/kg, a 2015. godine 128 Bq/kg. Nivoi aktivnosti ¹³⁷Cs su u nivoima pre akcidenta u Černobilju (1986. god), tj. novih zagađenja ovim izotopom nije bilo.

1. UVOD

U periodima od 1954-1958, 1961-1962. i 1972-1982. godine Sjedinjene Američke Države, Sovjetski Savez i Velika Britanija vršile su intenzivne probe nuklearnog oružja i time doprinele oslobađanju velike količine različitih radionuklida u životnu sredinu. Istraživanja su pokazala da je u periodu od 1945. do 1975. godine izvršeno oko 800 nuklearnih proba i zbog toga su SAD, SSSR i Velika Britanija potpisale 1963. godine, u Moskvi, dogovor o delimičnoj zabrani nuklearnih proba u atmosferi, u okeanima i u vasionom prostoru [1,2].

Zbog zadovoljavanja energetske potrebe čovečanstva izgrađene su nuklearne elektrane, koje bi, pri normalnom radu, vrlo malo doprinosile izloženosti stanovništva radijaciji. Do 1956. godine, SAD i SSSR su imale svoje reaktore zanemarljivo male snage (svega 2,4 MW i 5,0 MW), kada je u rad puštena prva nuklearna elektrana (Kolder Hol, Velika Britanija) snage 50 megavata.

Zbog ljudskog nemara, u periodu od 1945. do 1987. godine, desilo se 28 akcidenata u kojima je došlo do 272 izlaganja ljudi prekomernim dozama zračenja i 35 smrtnih slučajeva. Od 27 akcidenata, pre akcidenta u Černobilju,

samo je u tri slučaja došlo do značajnih ispuštanja radioaktivnih izotopa u okolinu: Kištini - SSSR (29.9.1957), Vindskejl - V. Britanija (8.10.1957), Ostrvo Tri Milje - SAD (28.3.1979). Akcidentom u Kištini (južni Ural) otpušteno je 49×10^{15} Bq ^{144}Ce ; 19×10^{15} Bq ^{95}Zr i ^{95}Nb ; $4,0 \times 10^{15}$ Bq ^{90}Sr ; $2,7 \times 10^{15}$ Bq ^{106}Ru i $0,027 \times 10^{15}$ Bq ^{137}Cs . Smatra se da je u atmosferu ispušteno oko 740×10^{15} Bq radionuklida. Prilikom akcidenta u Vindskejlu zagađena je teritorija Velike Britanije i Evrope. Tom prilikom je ispušteno $0,74 \times 10^{15}$ Bq ^{131}I ; $0,022 \times 10^{15}$ Bq ^{137}Cs ; $0,003 \times 10^{15}$ Bq ^{133}Xe i $0,0088 \times 10^{15}$ Bq ^{210}Pb . Akcidentom u nuklearnoj elektrani na ostrvu Tri Milje (SAD) najviše su ispušteni plemeniti gasovi oko 370×10^{15} Bq (uglavnom ^{133}Xe) i ^{131}I $0,55 \times 10^{15}$ Bq [3-5].

Akcident koji je obeležio 20. vek je akcident u nuklearnoj elektrani Lenjin u Černobilju, tadašnjem Sovjetskom Savezu, danas Ukrajini, na tromeđi sa Belorusijom i Rusijom. Nesreća koja se dogodila 26.04.1986. godine u 01.23 časa je još jednom ukazala na ljudski faktor kao uvek mogući izvor grešaka sa katastrofalnim posledicama. Svojim nestručnim manipulacijama operatori elektrane su doveli do nedovoljnog odvođenja toplote iz jezgra reaktora. Pregrevanje gorivnih elemenata, nagla proizvodnja pare i hemijska eksplozija proizveli su udarni talas čija je snaga bila ravna nekoliko stotina kilograma eksploziva TNT. Kao rezultat akcidenta, visokoenergetski ključajući reaktor, snage 1 milion vati i u čijem ciklusu dolazi do produkcije različitih radionuklida ukupne aktivnosti do $7,4 \times 10^{19}$ Bq različitih radionuklida, bio je uništen, a posledice ovog akcidenta su se osetile na celokupnoj severnoj hemisferi i pogodile milione ljudi. U akcidentu je visoko ozračeno 237 osoba, a 32 je podleglo tokom prvih nedelja od nesreće od posledica ozračivanja. Svi visoko ozračeni bili su članovi interventnih ekipa koje su bile angažovane na hlađenju havarisanog reaktora i gašenju požara u početnoj fazi akcidenta. Interventne ekipe je sačinjavalo pogonsko i vatrogasno osoblje [6]. Sastav ispuštenog materijala iz oštećene elektrane je zavisio od faze u kojoj je bio ispušten. Raznošenje izbačenog materijala, a samim tim i zagađenje teritorija je bilo u najvećoj meri posledica meteoroloških uslova. Akcidentom su zemlje van Sovjetskog Saveza bile izložene većoj količini radiocezijuma nego sam Sovjetski Savez. Od $1,5 \times 10^{17}$ Bq ukupno emitovanog ^{134}Cs i ^{137}Cs u Sovjetskom Savezu je deponovano 45×10^{15} Bq, dok je veći deo ^{90}Sr i transuranskih elemenata zadržan u granicama SSSR-a [7]. Većina radioaktivnih izotopa deponovana je uglavnom u centralnim, severnim i jugoistočnim delovima Evrope i to na rastojanju 2000 km od Černobilja. Prema podacima UNSCEAR-a radioaktivni oblak je zahvatio teritoriju SFRJ u dva talasa. Procenjeno je da je u toku 1986. godine na teritoriju SFRJ deponovano oko 2,4% od ukupno ispuštenih radionuklida (bez inertnih gasova), odnosno oko 5% ^{131}I i oko 10% ^{137}Cs . Aktivnost u padavinama koje su usledile neposredno posle akcidenta u Černobilju, a koja je kontaminirala područje SFRJ bila je od 0,08 do 6,40 $\mu\text{Gy/L}$. Černobiljskim padavinama najviše je bio zagađen severozapadni deo Slovenije (5,11-6,40 $\mu\text{Gy/L}$), a najmanje Centralna Srbija i obala Jadranskog mora (0,08-0,44 $\mu\text{Gy/L}$) [8].

Od sedam radioaktivnih izotopa cezijuma dva su značajna za zagađenje životne sredine: ^{134}Cs ($T_{1/2} = 2,06$ godina) i ^{137}Cs ($T_{1/2} = 30,17$ godina). Oba radionuklida su bila prisutna u gorivnim elementima nuklearnog reaktora iz koga su emisijom dospela u životnu sredinu. Radiocezijum najčešće do biljaka dospeva suvim ili

vlažnim padavinama. Jon cezijuma je hemijski i biohemijski homolog kalijuma i u organizmu prati njegov metabolizam, a može se usvojiti fizičkom i hemijskom sorpcijom ili jonskom izmenom. Potpuno je rastvorljiv u telesnim tečnostima i ravnomerno se raspoređuje u organizmu. Zbog ove osobine za cezijum ne postoji kritičan organ i on predstavlja organotropni radionuklid. Fizičko-hemijske karakteristike su mu takve da se aktivno uključuje u lanac ishrane ljudi i životinja preko biljaka.

Lišajevi

Informacije o prostornoj i vremenskoj podeli i trendovima zagađenja vazduha i okoline radionuklidima, posebno u uslovima nuklearne nesreće i nekontrolisane emisije fisionih produkata mogu se prikupiti pomoću lišajeva. Lišajevi su organizmi adaptirani za preživljavanje ekstremnih uslova. Opstaju u predelima velike vlage i suše, velikih svetlosnih i temperaturnih promena, visokih nivoa radioaktivnosti i visokih koncentracija zagađujućih supstanci. Ahmadijan je definisao lišajeve kao simbiozu dva ili tri organizma: gljive, alge i ređe azotofiksirajuće bakterije, koje zajedno obrazuju organizam sa novim morfološkim i fiziološkim osobinama [9]. Lihenolozi sve više otkrivaju nove vrste lišajeva. Broj do sada ispitanih vrsta lišajeva je različit i smatra se da postoji od 13500 do 26000 vrsta. Na osnovu literature i podataka iz lihenoloških herbara Prirodnjačkog muzeja u Beogradu, za područje Srbije i Crne Gore do 1995. godine registrovano je oko 516 vrsta lišajeva, od tog broja na području Srbije 406 vrsta, na području Crne Gore 284 vrsta, dok su zajedničke 174 vrste [10,11]. U lišajevima je otkriveno i iz njih izdvojeno oko 500 različitih jedinjenja. Lišaji su specifični organizmi u čijem telu se obrazuju jedinjenja nepoznata kod drugih biljaka, samo njima svojstvena i nazvana lišajskim kiselinama. Jedna od kiselina je i usninska koja je našla veliku primenu u medicini, industriji parfema i kozmetičkoj industriji. Pored lišajskih kiselina, lišajevi sadrže i grade jedinjenja kao što su antioksidanti, koji su našli primenu u farmakologiji. Lišajska jedinjenja poseduju antimikrobska, antiparazitološka, antiproliferativna, antioksidativna, antiinflamatorna svojstva. Pre raspada Jugoslavija je izvozila 4900-5200 tona lišajeva godišnje i bila njihov najveći izvoznik. Lišajevi imaju veliku upotrebnu vrednost u medicini i farmaceutskoj industriji, gde su lišajska jedinjenja našla veliku primenu za lečenje različitih bolesti: leukemije, kancera, epilepsije, tuberkuloze, hepatitisa, bolesti respiratornih organa, ekcema, artritisa, bolesti bubrega, urinarnih infekcija i ginekoloških problema. Lišajevi imaju značajnu ulogu u ishrani ljudi i životinja dalekog severa, jer u svom talusu sadrže: celulozu, proteine, karbohidrate, hemicelulozu i mineralne supstance kao što su kalijum, natrijum, kalcijum i magnezijum. Talus lišajeva je često jestiv, bezukusan i sadrži gorke iritirajuće materije, ali ga ljudi iz severnih subarktičkih regiona u vreme oskudice, uz odgovarajuću pripremu, koriste kao dodatni izvor hrane. Neke vrste lišajeva: *Letharia vulpina*, *Vulpicida juniperina*, kada se konzumiraju mogu da budu i otrovne [12]. Lišajevi se smatraju hiperakumulatorima radionuklida, teških metala i pesticida iz životne sredine, što je najverovatnije posledica reaktivnog mehanizma sa organskim kiselinama stvorenim od strane lišaja. Zbog osobine lišajeva da apsorbuju ^{137}Cs iz životne sredine i da ga koncentrišu u svom telu lišajevi su nezaobilazni činoci radioekoloških ispitivanja šumskih

ekosistema, a monitoring životne sredine korišćenjem lišajeva je važan za procenu radijacionog opterećenja organizama koji na tom prostoru žive. Neposredno posle akcidenta u Černobilju počela su obimna istraživanja nivoa aktivnosti radionuklida u lišajevima mnogih zemalja, jer tkivo lišajeva odražava elementarni sastav životne sredine. Lišajevi nemaju formiran koren, list, stablo, nemaju kutikulu, ni stome, a vodu i mineralne materije upijaju celom površinom talusa i time su manje ili više nezavisni od podloge na kojoj se nalaze [13-17]. Talus lišajeva se može smatrati fizičkom površinom na koju dolaze padavine različitih materija. Talus je živo telo, koje sakuplja u sebe materije iz njegove spoljne sredine. Smatra se da je tolerantnost ka radionuklidima pasivna i da nastaje obrazovanjem različitih kompleksnih jedinjenja, kao i da su tolerancija i hiperakumulacija radionuklida u lišajevima posledica genetski nezavisnih svojstava organizma. Nivoi aktivnosti veštački proizvedenih radionuklida u lišajevima su neujednačeni i zavise od mnogo faktora: nadmorske visine, količine padavina, lokacije uzorka, vrste lišaja [18,19]. Specifičnosti lišajeva, na primer: njihova dugovečnost, fiziološka aktivnost u povoljnim uslovima i nezavisno od godišnjeg doba, neodbacivanje starih delova i akumulacija mnogih materija u talusu, čini ih izuzetno pogodnim i jeftinim bioindikatorima i biomonitorima zagađujućih supstanci.

Lišajevi mogu delovati i kao efikasni filtri tako što deponuju radionuklide iz vazduha i predstavljaju njihove prirodne rezervoare, iz kojih se oni mogu periodično osloboditi (sekundarni izvori zagađivanja), na primer, sušenjem njihovih delova, lomljenjem, rasturanjem, šumskim požarima ili zbog ekstrakcije radionuklida sa vodom od padavina (kiša, sneg) i prenosom u okolinu.

Sadržaj ^{137}Cs u lišajevima evropskih zemalja

Pošto je ispuštanje radionuklida iz oštećenog reaktora bilo neujednačeno, izmereni nivo aktivnosti ^{137}Cs u lišajevima su bili različiti što je posledica kontaminacije iz radioaktivnog oblaka i njegovog kretanja. Neposredno posle akcidenta 1986. godine nivo aktivnosti ^{137}Cs u lišajevima tundri u Norveškoj [20] je bio od 7600 do 20800 Bq/kg, a godinu dana kasnije i do 40040 Bq/kg. U lišajevima Finske 1986. godine izmeren je nivo aktivnosti ^{137}Cs od 1000 do 12100 Bq/kg [21,22], Holandije do 6100 Bq/kg [23], severo-zapadne Poljske do 36630 Bq/kg [24] i u lišajevima severne Grčke od 1070 do 14560 Bq/kg [25,26]. Izmereni nivo aktivnosti ^{137}Cs u lišajevima sa područja Francuske 1986. godine je bio znatno niži: od 1,7-155 Bq/kg [27], sa područja Engleske do 260 Bq/kg [28,29], severne Italije do 12100 Bq/kg [30]. U periodu od 1986. do 1988. godine u lišajevima sa područja Švedske, gde je za ^{137}Cs izmereno od 10-200 kBq/m² u vazduhu neposredno posle akcidenta, praćen je nivo aktivnosti $^{134+137}\text{Cs}$ (73 do 140 Bq/kg) i $^{239+240}\text{Pu}$ (0,09-4,08 Bq/kg) u lišajevima i nađeno je da je odnos $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ u lišajevima bio oko 0,5 kao i u gorivnoj smeši [31] što potvrđuje da su lišajevi dobri bioindikator i pokazatelji zagađenja životne sredine.

Do havarije u Černobilju istraživači iz bivše Jugoslavije su se malo ili nikako bavili izučavanjem lišajeva i njihovim usvajanjem radionuklida iz životne sredine. Malobrojni podaci pokazuju da su nivoi aktivnosti ^{137}Cs u suvim lišajevima BiH pre akcidenta u Černobilju bili: 1980. godine od 297 do 853 Bq/kg (srednji nivo 580 Bq/kg) i 1985. godine od 397 do 696 Bq/kg (srednji nivo 613 Bq/kg). Nivoi

aktivnosti ^{137}Cs 1987. godine u suvim lišajevima, sa istog područja, su bili viši nego u prethodnim istraživanjima (391-1800 Bq/kg, srednja vrednost 1315 Bq/kg) što je govorilo da su lišajevi dobri bioindikator i biomonitori zagađenja radioaktivnim izotopima [32,33].

Od 1986. godine u laboratoriji Instituta za primenu nuklearne energije (INEP) prati se aktivnost $^{134+137}\text{Cs}$ u uzorcima lišajeva sakupljenih na teritoriji bivše Jugoslavije (Srbije, Crne Gore, Makedonije, Bosne i Hercegovine). Od 2002. godine prati se i aktivnosti ^{40}K u lišajevima.

2. MATERIJAL I METODE

Uzorci, po dopremanju u laboratoriju su očišćeni od vidljivih nečistoća (zemlje, trave), osušeni i mereni u Marineli posudama zapremine 1L. Masa lišajeva je bila do 100g. Vreme merenja jednog uzorka je bilo od 3600 s do 60000 s.

Gamaspektrometrijska merenja su do 2002. godine vršena na NaI detektoru ORTEC-CANBERRA efikasnosti 8,7% i rezolucije 6,8% za ^{137}Cs . Obrada spektra do 2002. godine je vršena pomoću softverskog paketa GAMMA AT V2.1. Od 2002. godine gamaspektrometrijska merenja su vršenana HPGe ORTEC/Ametek detektoru sa 8192 kanala, rezolucije 1,65 keV-a i relativne efikasnosti od 34% na 1,33 MeV-a za ^{60}Co . Obrada spektra od 2002. godine je vršena pomoću softverskog paketa Gamma Vision 32. Relativna merna nesigurnost pripreme uzorka i merenja je do 10%.

Aktivnost ^{134}Cs je određivana preko γ -linija na energijama od 604 keV-a, 796 keV-a i 802 keV-a, ^{137}Cs preko γ -linije na energiji od 661,6 keV-a, a ^{40}K preko γ -linije na energiji od 1460 keV-a.

3. REZULTATI I DISKUSIJA

U tabeli 1 date su srednje aktivnosti $^{134+137}\text{Cs}$ (Bq/kg) u dve vrste lišajeva: *Cetraria islandica* i *Evernia prunastri* sakupljenim na teritoriji bivše Jugoslavije u periodima ispitivanja od 1986. do 1993. godine. Ovi lišajevi pripadaju grupi žbunastih lišajeva (poseduju najviši stupanj morfološkog diferenciranja tela i imaju heteromeran talus) i imaju veliki značaj za ljudsku i stočnu ishranu, kao i za farmaceutsku i hemijsku industriju. Lišaj *C. islandica* sadrži veliku količinu lihenina i izolihenina (hidrolizom prelaze u glikozu, zatim u skrob od koga se proizvodi hleb), usninsku kiselinu (ima fitocidno dejstvo), sluz, vitamin B12, jod, cetrarsku kiselinu, lihenosterinsku kiselinu, malo etarskog ulja, gumu, gvožđe, šećer, kinone, depside. Lišaj *E. prunastri* se najviše koristi u industriji parfema.

Iz table 1 se uočava da je u periodu od 01.07. do 31.12.1987. godine izmerena maksimalna radiokontaminacija lišaja. Srednja aktivnost $^{134+137}\text{Cs}$ za navedeni period u lišaju *C. islandica* je bila 10392 Bq/kg, a u lišaju *E. prunastri* 13610 Bq/kg [34]. Istraživanja Medvedeva Z.A. o višoj kontaminaciji radionuklidima teritorije bivše SFRJ u odnosu na teritoriju Severne Grčke neposredno posle akcidenta u Černobilju su potvrđena i rezultatima prikazanim u tabeli 1 za lišaj *E. prunastri* i time potvrdili da se lišajevi mogu koristiti uspešno kao bioindikator radiozagađenja životne sredine [35].

Tabela 1. Srednje aktivnosti $^{134+137}\text{Cs}$ (Bq/kg) u lišajevima *C. islandica* i *E. prunastri* sakupljenim na teritoriji bivše Jugoslavije u periodima ispitivanja 1986-1993. godine [34]

Vrsta lišaja Period ispitivanja	<i>Cetraria islandica</i>	<i>Evernia prunastri</i>
	(Bq/kg)	
01.01.-31.06.1986.	---	7058
01.01.-31.06.1987.	---	10161
01.07.-31.12.1987.	10392	13610
01.01.-31.06.1988.	8533	6104
01.07.-31.12.1988.	---	3670
01.01.-31.12.1989.	1553	540
01.01.-31.12.1990.	1008	2374
01.01.-31.12.1991.	4081	1994
01.01.-31.12.1992.	2679	2163
01.01.-31.12.1993.	1533	815

Ispitivanja su pokazala da su aktivnosti $^{134+137}\text{Cs}$ (Bq/kg) u lišaju *C. islandica* sakupljenom na teritoriji Crne Gore (Sinjajevina) bile: 1989. od 764 do 2832, 1990. od 668 do 1348, 1992. od 2034 do 3547, a 1993. od 697 do 1215. Visoka aktivnost $^{134+137}\text{Cs}$ u lišaju *C. islandica* je izmerena 1993. godine u lišaju sakupljenom na teritoriji Foče (BiH) (4360 Bq/kg), dok je u lišaju sakupljenom na teritoriji Srbije bila znatno niža (svega 196 Bq/kg). Aktivnost $^{134+137}\text{Cs}$ u lišaju *C. islandica* sakupljene na teritoriji Crne Gore je 1993. godine bila 1215 Bq/kg. Ovo ukazuje i potvrđuje da je kontaminacija radiocezijumom bivše Jugoslavije bila neujednačena.

Aktivnosti $^{134+137}\text{Cs}$ (Bq/kg) u lišaju *E. prunastri* sakupljenom na teritoriji bivše Jugoslavije su bile 1989.godine od 502 (Makedonija) do 577 (Crna Gora). Aktivnosti $^{134+137}\text{Cs}$ (Bq/kg) u lišaju *E. prunastri* sakupljenom na teritoriji Srbije su bile: 1990. godine od 2290 do 2457, 1991. godine od 1363 do 2620, 1992. godine od 507 do 923 i 1993. godine od 231 do 1777. Visoka aktivnost $^{134+137}\text{Cs}$ (Bq/kg), 6489 Bq/kg, je izmerena u lišaju *E. prunastri* sakupljenom na teritoriji Crne Gore (Crno jezero, Durmitor) 1992. godine.

U tabeli 2 su prikazane aktivnosti radiocezijuma u uzorcima lišaja *C. islandica* koji je korišćen za spravljanje čajeva u nativnom mlevenom stanju i koji je prodavan 1992. godine u Biljnoj apoteci Dr Josif Pančić u Beogradu, a čiji je lokalitet branja nepoznat. Visoki nivoi aktivnosti radiocezijuma (od 3808 do 4709 Bq/kg) u ovim uzorcima navode na pretpostavku da je berba ovog lišaja bila neke od prethodnih godina.

Znajući da se čaj od lišaja *C. islandica* preporučuje trudnicama u prvim mesecima trudnoće (smanjuje muku i povraćanje) A. Čučulović je istraživala i pokazala da se tretiranjem lišaja vrelom vodom (do 100°C) u trajanju od 10 i 20 minuta desorbuje 44,6% tj. 42,0% ^{137}Cs od početne vrednosti i da je efekat desorpcije ^{137}Cs vrelom vodom u kratkom vremenu sličan efektu desorpcije vodom sobne temperature u trajanju od 24h, kao i da postoji opasnost od radijacionog opterećenja organizama koji koriste čajeve spravljene na ovakav način [36].

Tabela 2. Izmerene aktivnosti $^{134+137}\text{Cs}$ (Bq/kg) u lišaju *C. islandica*, za pojedine mesece 1992. godine, poreklom iz Biljne apoteke [34]

Godina	Mesec	$^{134+137}\text{Cs}$ (Bq/kg)*
1992.	II	4370
	IV	4709
	VI	3808

*aktivnost pojedinačnog uzorka

U tabeli 3 prikazane su aktivnosti $^{134+137}\text{Cs}$ (Bq/kg) u različitim vrstama lišajeva: *Usnea barbata*, *Pseudo evernia furfuracea*, *Ramalina fraxinea*, *Hypogimnia physodes*, *Peltigera canina*, *Lobaria pulmonaria* i *Cladonia* sa teritorije bivše Jugoslavije u periodima ispitivanja od 1989. do 1993. godine. Lišajske vrste *U. barbata*, *P. furfuracea*, *R. fraxinea*, *L. pulmonaria* i *H. physodes* rastu na drveću i koriste se kao bioindikatori zagađenja životne sredine. Značajne su za ljude jer imaju široku primenu u medicini, farmaciji, industriji parfema i alkoholnih pića. Lišaj *U. barbata* stanovnici Durmitora (Crna Gora) koriste u hladnim zimskim mesecima za prihranjivanje domaćih životinja. Lišajevi *P. canina* i *Cladonia* rastu na tlu, koriste se u medicini, na dalekom severu glavni su izvor hrane irvasa i karibua.

Analizirajući aktivnosti $^{134+137}\text{Cs}$ (Bq/kg) u lišajevima u periodu od 1989. godine do 1992. godine zaključuje se da su lišajevi *H. physodes* i *U. barbata* apsorbirali više radiocezijuma od lišaja *P. furfuracea*. Iz tabele sledi da su aktivnosti u lišaju *U. barbata* sakupljenim na teritoriji i Srbije i Crne Gore približno iste. Aktivnosti $^{134+137}\text{Cs}$ (Bq/kg) su 1993. godine u lišajevima sakupljenim na teritoriji Crne Gore bile od 227 Bq/kg (*R. fraxinea*) do 3696 Bq/kg (*P. canina*). Visoki nivoi aktivnosti su zabeleženi i u lišaju *C. fimbriata* (3337 Bq/kg). Visoke aktivnosti radicezijuma u lišajevima ukazuju na moguće radijaciono opterećenje tela životinja koji lišaj konzumiraju, a time i stanovništva, zbog formiranja lanca ishrane lišaj-životinja-čovjek.

U tabeli 4 prikazane su aktivnosti ^{137}Cs (Bq/kg) u lišaju *E. prunastri* izmerene u periodima ispitivanja od 1991. do 1994. godine. Uzorci lišajeva su sakupljeni na teritoriji Juga Srbije. Iz tabele je evidentno opadanje nivoa aktivnosti radiocezijuma u posmatranom vremenskom periodu.

U tabeli 4 prikazane su izračunate vrednosti za biološko (T_b) i efektivno (T_{eff}) vreme poluraspada ^{137}Cs u lišaju *E. prunastri*.

Znajući da je:

- $T_{1/2}$ vreme poluraspada (vreme za koje se raspadne polovina od broja aktivnih radionuklida),

- T_b biološko vreme poluraspada (vreme u kome se aktivnost posle jednokratnog unošenja (inkorporativna) svede na polovinu putem biološke eliminacije) i

- T_{eff} efektivno vreme poluraspada (vreme koje je potrebno da se aktivnost nekog radioizotopa vezanog u organizmu, kombinovanim delovanjem biološke eliminacije i prirodnim radioaktivnim raspadom, svede na polovinu) korišćenjem jednačine (1) izračunava se biološko (T_b) i efektivno (T_{eff}) vreme poluraspada ^{137}Cs u lišaju *E. prunastri*.

$$A_t = A_0 \exp - (\lambda + \lambda_b) \times t \quad (1)$$

У једначини (1):

A_0 је активност узорка за $t=0$,

A_t је активност узорка за $t \neq 0$,

λ је константа (израчунава се $\ln 2/T_{1/2}$) и износи $0,023 \text{ god}^{-1}$,

λ_b је константа (израчунава се $\ln 2/T_b$),

t је време праћења активности у лишaju од 3,5 година.

Вредности T_b и T_{eff} зависе од хемијског облика радionуclidа, pH средине, температуре, врсте лишaja и неких спољних параметара.

Добijене вредности за T_b и T_{eff} ^{137}Cs у лишaju *E. prunastri* су и до 4 ipo пута мање у односу на физичко време полураспада ^{137}Cs . Израчуната времена су била у опсегу израчунатих времена од стране других истраживача [34].

Табела 3. Средње активности $^{134+137}\text{Cs}$ у лишajевима сакупљеним на територији бивше Југославије у периодима испитивања 1989-1993. године [34]

Godina	Teritorija sakupljanja	Vrsta lišaja	$^{134+137}\text{Cs}$ (Bq/kg)*
1989.	Srbija	<i>P. furfuracea</i>	944
		<i>R. fraxinea</i>	1064
		<i>U. barbata</i>	2181
1990.	Srbija	<i>U. barbata</i>	2559
1991.	Srbija	<i>U. barbata</i>	2302
1992.	Srbija	<i>H. physodes</i>	1912
		<i>P. furfuracea</i>	966
	Crna Gora	<i>U. barbata</i>	2421
		<i>H. physodes</i>	2954
		<i>L. pulmonaria</i>	1322
1993.	Crna Gora	<i>R. fraxinea</i>	227
		<i>P. furfuracea</i>	1443
			1750
			2740
			1277
			1160
			1738
			2049
			656
		<i>P. canina</i>	1615
			2452
			1664
			3696
		<i>U. barbata</i>	333
			555
			942
716			
<i>C. fimbriata</i>	3337		

*aktivnost pojedinačnog uzorka

Tabela 4. Aktivnosti ^{137}Cs (Bq/kg) u lišaju *E. prunastri* sakupljenim na teritoriji Juga Srbije u periodima ispitivanja 1991-1994. godine [34]

Red. br.	1991.	1992.	1993.	1994.	λ_b (god^{-1})	T_b (god)	T_{eff} (god)
1.	2531	2122	2005	1760	0,08	8,6	6,7
2.	1363	1364	869	813	0,17	8,3	6,5
3.	2621	2307	2077	1902	0,07	10,1	7,5

U periodu 1997-1999. godine u laboratoriji INEP-a praćene su aktivnosti ^{137}Cs u lišajevima sakupljenim na teritoriji Nacionalnog parka Đerdap (Srbija). Aktivnosti ^{137}Cs u lišajevima NP Đerdap su 1997. godine bile od 69 do 252 Bq/kg, a 1998. od 248 do 275 Bq/kg [38]. U lišaju *H. physodes* sakupljenom na teritoriji NP Đerdap 1999. godine aktivnost ^{137}Cs je bila 1613 Bq/kg, a 2003. godine 663 Bq/kg [39].

^{137}Cs i ^{40}K imaju slične hemijske osobine i pripadaju istoj grupi u periodnom sistemu. ^{40}K je esencijalni radionuklid, prirodnog porekla, fizičkog vremena poluraspada od $1,25 \times 10^9$ godina, izotopne obilnosti od 0,0119% od ukupnog kalijuma u prirodi. Kalijum ima značajnu ulogu u procesu disanja, fotosinteze, sinteze, transporta i metabolizma ugljenih hidrata, kao i u obrazovanju složenih organskih jedinjenja (belančevina, enzimskih sistema i vitamina). Kalijum ima jak uticaj na protoplazmu ćelije, povećava otpornost biljaka prema niskim temperaturama, suši i bolestima [40-43].

U tabeli 5 prikazane su aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K u različitim vrstama lišajeva (*Pseudo evernia furfuracea*, *Ramalina fastigiata*, *Parmelia sulcata*, *Lobaria pulmonaria*, *Evernia prunastri*, *Ramalina fraxinea*, *Cladonia rangiformis*, *Cladonia furcata*, *Cladonia pyxidata*) koji su sakupljeni na teritoriji Crne Gore (Bjelasice i Komova) 2002. godine. Srednja aktivnost ^{137}Cs i ^{40}K u uzorcima lišajeva (13) je 697 Bq/kg, odnosno 226 Bq/kg. Odnos $^{137}\text{Cs}/^{40}\text{K}$ u lišajevima je bio od 0,6 (*R. fraxinea*) do 10,0 (*C. pyxidata*). Analiziranjem odnosa aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K u lišajevima Crne Gore dobija se negativna korelacija sa Pirsonovim koeficijentom ($P = - 0,314$) koji upućuje na zaključak da postoji relativno slaba korelacija između ova dva radionuklida. Iz prikazanih rezultata zaključuje se da aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K u ispitivanim lišajevima ne pokazuju bilo kakav konkurentan odnos i da različiti lišajevi različito usvajaju ^{137}Cs i ^{40}K iz spoljašnje sredine.

Aktivnost radiocezijuma u lišaju *Hypogymnia physodes* sakupljenim u banjama Istočne Srbije 2006. godine je bila od 2,7 do 57 Bq/kg [38].

U tabeli 6 prikazane su aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K u lišaju *H. physodes* sakupljenom 2010. i 2015. godine na teritoriji NP Đerdap. Godine 2010. sakupljeno je 14 uzoraka lišaja, a 2015. 16 uzoraka. Srednja aktivnost ^{137}Cs u lišaju *H. physodes* sakupljenom 2010. godine u NP Đerdap je bila 124 Bq/kg, a 2015. godine 130 Bq/kg. Srednja aktivnost ^{40}K u lišaju *H. physodes* sakupljenom 2010. godine u NP Đerdap je bila 106 Bq/kg, a 2015. godine 70 Bq/kg. Odnos ^{137}Cs i ^{40}K 2010. godine je bio od 0,06 do 4,56, a 2015. godine od 0,20 do 4,85. Iz podataka prikazanih u tabeli 6 za aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K u lišaju *H. physodes* sakupljenih

2010. godine izračunava se negativna korelacija sa Pirsonovim koeficijentom $P = -0,743$ koji govori o srednje jakoj korelaciji između ova dva radionuklida. Dobijena vrednost Pirsonovog koeficijenta ukazuje da ^{137}Cs i ^{40}K mogu da imaju obrnuto proporcionalne odnose i da prisustvo jednog od njih može da otežava apsorpciju i uzimanje drugog. Ovi podaci se slažu i sa istraživanjima nekih istraživača [45]. Analiziranjem aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K u lišaju *H. physodes* sakupljenih 2015. godine iz tabele 6 dobija se pozitivna korelacija sa Pirsonovim koeficijentom $P = 0,108$ koji govori o neznačajnoj korelaciji između ova dva radionuklida. Na osnovu prikazanih rezultata zaključuje se da usvajanje ^{137}Cs i ^{40}K iz spoljašnje sredine od strane lišaja *H. physodes* zavisi od biotopa u kome lišaj raste.

Tabela 5. Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) i njihov odnos u različitim vrstama lišajeva sa teritorije Bjelasice i Komova, izmerene 2002. godine* [44]

Lokalitet	Vrsta lišaja	^{137}Cs	^{40}K	$^{137}\text{Cs}/^{40}\text{K}$
Crvena stena	<i>P. furfuracea</i>	592	217	2,7
	<i>R. fastigiata</i>	216	245	0,9
	<i>P. sulcata</i>	891	265	3,4
	<i>L. pulmonaria</i>	986	182	5,4
Jelovica	<i>P. furfuracea</i>	582	197	3,0
	<i>E. prunastri</i>	373	281	1,3
Studenica	<i>P. furfuracea</i>	352	194	1,8
	<i>R. fraxinea</i>	90	160	0,6
Previja	<i>C. rangiformis</i>	455	199	2,3
	<i>C. furcata</i>	722	299	2,4
Tusta	<i>L. pulmonaria</i>	266	339	0,8
	<i>P. sulcata</i>	1682	178	9,4
	<i>C. pyxidata</i>	1850	185	10,0

*aktivnost pojedinačnog uzorka

Svi rezultati, prikazani u ovom radu ukazuju da su lišajevi dobri bioindikatori zagađenja životne sredine radiocezijumom i da su nivoi aktivnosti ovog radioaktivnog izotopa od akcidenta u Černobilju do 2015. godine znatno opali, kao i da su u nivoima pre akcidenta u Černobilju. Takođe, rezultati ukazuju i da novih zagađenja ovim izotopom nije bilo.

Istraživanja A. Čučulović su pokazala da se ^{137}Cs prisutan u lišaju *Cetraria islandica* može desorbovati destilovanom vodom, kišnicom i rastvorima koje imitiraju kisele kiše najviše do 72,2% u odnosu na početni sadržaj u lišaju, kao i da se prvom desorpcijom (bez obzira na vreme trajanja desorpcije) najviše desorbuje ovaj radionuklid. Pokazano je i da je lišaj izvor sekundarne kontaminacije životne sredine radiocezijumom [36].

Tabela 6. Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u lišajevima vrste *Hypogimnia physodes* sakupljenih 2010. i 2015. godine na teritoriji NP Đerdap*

Redni broj	Lokalitet, odeljenje	^{137}Cs	^{40}K	^{137}Cs	^{40}K
		2010. g.		2015. g.	
1	GJ** Kožica, 26a	60	115	96	97
2	GJ Kožica, 63a	79	117	115	74
3	GJ Čezava, 46b	43	121	13,5	68
4	GJ Čezava, 40a	39	111	---	---
5	GJ Čezava, 75c	75	121	---	---
6	GJ Desna reka, 72a	8,0	137	---	---
7	GJ Desna reka, 73a	7,9	137	---	---
8	GJ Porečke šume, 44	204	100	66	55
9	GJ Porečke šume, 60	133	160	91	54
10	GJ Porečke šume, 45	152	85	---	---
11	GJ Zlatica, 87b	247	58	---	---
12	GJ Zlatica, 72a	233	62	---	---
13	Brnjička reka	228	50	---	---
14	Brnjička reka	232	104	---	---
15	GJ Leva reka 27a	---	---	108	109
16	GJ Leva reka, 29a	---	---	45	71
17	GJ Desna reka, 52a	---	---	35	33
18	GJ Đerdap, 8a	---	---	140	77
19	GJ Đerdap, 25a	---	---	58	41
20	GJ Đerdap, 41a	---	---	182	71
21	Tekija, Brzujka	---	---	66	89
22	GJ Đerdap, 48b	---	---	287	69
23	GJ Đerdap, 67i	---	---	229	93
24	GJ Đerdap 75b	---	---	267	55
25	GJ Đerdap, 78f	---	---	277	60

*podaci za 2010. godinu objavljeni su u literaturi [46], ** GJ – gazdinska jedinica

4. ZAKLJUČAK

U laboratoriji INEP-a su od 1986. godine praćeni nivoi aktivnosti $^{137+134}\text{Cs}$ u lišajevima sakupljenim na teritoriji bivše Jugoslavije. Srednji nivo aktivnosti $^{134+137}\text{Cs}$ u lišajevima sakupljenim 1987. godine u lišaju *E. prunastri* je bio 10161 Bq/kg (I polovina 1987. god.), 13610 Bq/kg (II polovina 1987. god.), a u lišaju *C. islandica* 10392 Bq/kg (II polovina 1987. god.). Nivoi aktivnosti $^{137+134}\text{Cs}$ u lišajevima sakupljenim na teritoriji Crne Gore su bili viši nego u lišajevima sakupljenim u Srbiji. Srednji nivo aktivnosti ^{137}Cs u lišaju *H. physodes* sakupljenom 2010. godine u NP Đerdap je bio 150 Bq/kg, a 2015. godine 128 Bq/kg. Prikazani rezultati ukazuju da su lišajevi dobri bioindikator zagađenja životne sredine radioaktivnim izotopom (^{137}Cs), da su nivoi aktivnosti ovog

radioaktivnog izotopa u nivoima pre akcidenta u Černobilju i da novih загађења ovim izotopom nije bilo.

Zahvalnica

Ovaj rad finansiralo je Ministarstvo prosvete, nauke i tehnološkog razvoja Republike Srbije (Projekat broj: III 43009)

5. LITERATURA

- [1] M. Jovanović. Ionizujuća zračenja i životna sredina. 1983. Vojnoizdavački zavod. Beograd.
- [2] IAEA Bulletin. 39(1) (1997).
- [3] B.G. Bennett. Exposures from worldwide releases of radionuclides, Environmental Impact of Radioactive Releases. IAEA. Proceedings of a symposium.3-12. Vienna. 1995.
- [4] R. Kirchmann. Historical overview of radioecology in the world. Preceedings of International Meeting on Influence of Climatic Characteristics upon Behavior of Radioactive Elements.3-10. Rokkasho, Aomori, Japan, 1997. Editors Ohmomo Y., Sakurai N. Institute for Environmental Sciences. Japan.
- [5] S.M. Wirght, B.J. Howard, P. Strand, T. Nylén and Sickel M.A.K. Prediction of ¹³⁷Cs deposition from atmospheric nuclear weapons tests within the Arctic.*Environ. Pollut.* 104 (1999) 131-143.
- [6] N. Xavkes, G. Lean, D. Leigh, R. McKie, P. Pringle and Wilson A. Najgora nesreća na svijetu, Černobil: kraj nuklearnog sna. 1987. Globus. Zagreb.
- [7] A. Aakrog. The radiological impact of Chernobyl debris compared with from nuclear weapons fallout.*J. Environ. Radioact.* 6 (1988) 151-162.
- [8] Savezni komitet za rad, zdravstvo i socijalnu zaštitu, Nivo radioaktivne kontaminacije čovekove sredine i ozračenost stanovništva Jugoslavije 1986. godine usled havarije nuklearne elektrane u Černobilju, Beograd, 1987.
- [9] V. Ahmadjian. The lichen symbiosis. 1993. New York: John Wiley & Sons, Inc.
- [10] M. Murati. Flora lišajeva Jugoslavije 1.1992. Univerzitet u Prištini. Priština.
- [11] S. Savić. Diverzitet lišajeva (Lichens) Jugoslavije sa pregledom vrsta od međunarodnog značaja, 1995. Beograd.- *In: Stevanović, V., Vasić, V. (eds.): Biodiverzitet Jugoslavije sa pregledom vrsta od međunarodnog značaja. Ecolibri. Beograd. Biološki fakultet. Beograd.*
- [12] S. Hunec and Yoshimura I. Identification of lichen substances. 1996. Springer. Berlin Heidelberg.
- [13] P.A. Thomas and Gates T.E. Radionuclides in the lichen-caribou-human food chain near uranium operations in northern Saskatchewan, Canada.*Environ. Health Perspec.* 107 (1999) 527-537.

- [14] G. Jia, D. Desideri, F. Guerra, M.A. Meli and Testa C. Concentration and vertical distribution of plutonium and americium in Italian mosses and lichens. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 253(3) (1997) 395-406.
- [15] M. Dowdall, J.P. Gwynn, C. Moran, J. O'Dea, C. Davids and Lind B. Uptake of radionuclides by vegetation at a High Arctic location. *Environ. Pollut.* 133 (2005) 327-332.
- [16] A.V. Golubev, V.N. Golubeva, N.G. Krylov, V.F. Kuznetsova, S.V. Mavrin, Y.A. Aleinikov, W.G. Hoppes and Surano K.A. On monitoring antropogenic airborne uranium concentrations and $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ isotopic ratio by lichen - bio-indicator technique. *J. Environ. Radioact.* 84(3) (2005) 333-342.
- [17] G. Kirchner and Daillat O. The potential of lichens as long-term biomonitors of natural and artificial radionuclides. *Environ. Pollut.* 120 (2002) 145-150.
- [18] M.T. Berg and Shuman L.J. A three-dimensional stochastic model of the behavior of radionuclides in forests I. *Ecol. Monitoring.* 83 (1995) 359-372.
- [19] E.J. Sloof. Environmental lichenology: Biomonitoring Trace-Element air Pollution. *Doctoral thesis.* 1993. Technical Universty. Delft. The Netherlands.
- [20] H. Staaland, T.H. Garmo, K. Hove and Pedersen Ø. Feed selection and radiocesium intake by reindeer, sheep and goats grazing alpine summer habitats in southern Norway. *J. Environ. Radioact.* 29(1) (1995) 39-56.
- [21] G.B. Feige, L. Niemann and Jahnke S. Lichens and mosses - silent chronists of the Chernobyl accident, Contributions to Lichenology in Honour of A. Henssen. H.M. Jahns. ed. J. Cramer. 1990. Berlin-Stuttgart.
- [22] J.W. Mietelski, P. Gaca and Olech M.A.: Radioactive contamination of lichens and mosses collected in South Shetlands and Antarctic Peninsula. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 245(3) (2004) 527-537.
- [23] J.E. Sloof and Wolterbeek B.T. Lichens as biomonitors for radiocesium following the Chernobyl accident. *J. Environ. Radioact.* 16(3) (1992) 229-242.
- [24] M.R.D. Seaward, J.A. Heslop, D. Green and Bylińska E.A. Recent levels of radionuclides in lichens from southwest Poland with particular reference to cesium-134 and cesium-137. *J. Environ. Radioact.* 7(2) (1988) 123-130.
- [25] C. Papastefanou, M. Manolopoulou and Sawidis T. Lichens and mosses: biological monitors of radioactive fallout from the Chernobyl reactor accident. *J. Environ. Radioact.* 9 (1989) 199-207.
- [26] Sawidis T., Heinrich G. and Chettri M.K., Cesium-137 monitoring using lichens from Macedonia, northern Greece. *Can. J. Bot.* 75(12) (1997) 2216-2223.
- [27] G. Kirchner and Daillat O. The potential of lichens as long-term biomonitors of natural and artificial radionuclides. *Environ. Pollut.* 120 (2002) 145-150.

- [28] E.I. Hamilton, B. Zou and Clifton R.J. The Chernobyl accident-radionuclide fallout in S.W. England. *Sci. Total Environ.* 57 (1986) 231-251.
- [29] S. Topcuoglu, A.M. Van Dawen and Gungor N. The natural depuration rate of ^{137}Cs radionuclides in a lichen and moss species. *J. Environ. Radioact.* 29(2) (1995) 157-162.
- [30] E. Baldini, M.B. Bettoli and Tubertini O. Measurements on Chernobyl fallout in forest vegetation. *Inorg. Chim. Acta.* 140 (1987) 331-333.
- [31] P. Lindahl, P. Roos, M. Eriksson and Holm E. Distribution of Np and Pu in Swedish lichen samples (*Cladonia stellaris*) contaminated by atmospheric fallout. *J. Environ. Radioact.* 73 (2004) 73-85.
- [32] R. Kljajić. Prilog istraživanju bioindikatora radioaktivne kontaminacije fisionim produktima (Cs-137 i Sr-90). *Magistarski rad.* 1981. Veterinarski fakultet. Univerzitet u Sarajevu. Sarajevo.
- [33] L. Saračević, R. Kljajić, A. Mihajl i Milošević Z. Komparativni prikaz nivoa radioaktivnosti lišaja i mahovine u lovištima BiH prije i poslije havarije u Černobilju. *XV Jugoslovenski simpozijum za zaštitu od zračenja.* 3-6. Priština. 1989. Institut za nuklearne nauke Vinča. Jugoslovensko društvo za zaštitu od zračenja.
- [34] A. Stanković. Nivoi aktivnosti Cs-134 i Cs-137 u lišajima, u post-černobiljskom periodu. *Magistarski rad.* 1994. Fakultet za fizičku hemiju. Univerzitet u Beogradu. Beograd.
- [35] Z.A. Medvedev. Černobiljskie radionuklidi za predelami SSSR-a, Evropeiskii kontinent. *Radiobiologia.* 31(6)(1991) 771-793.
- [36] A. Čučulović. Desorpcija ^{137}Cs i drugih metala iz lišaja *Cetraria islandica* kiselim rastvorima. *Doktorska disertacija.* 2007. Fakultet za fizičku hemiju. Univerzitet u Beogradu, Beograd.
- [37] A. Stanković i Stanković S. Zagađivanje visokoplaninskih ekosistema cezijumom-137,134. *Ecologica.* 2(2) (1995) 16-19. Jugoslovensko društvo za širenje i primenu nauke i prakse u zaštiti životne sredine – ECOLOGICA.
- [38] A. Čučulović, D. Popović, R. Čučulović i Ajtić J. Natural radionuclides and ^{137}Cs in moss and lichen in Eastern Serbia. *Nucl. Technol. Radiat. Protect.* Belgrade. 27(1) (2012) 44-51.
- [39] A. Čučulović, D. Veselinović i Miljanić Š. Akumulacija radionuklida u bioindikatorima NP Đerdap, Ekološka istina. Zbornik radova Eko Ist 05. 105-108. Borsko jezero. 2005. Tehnički fakultet u Boru. Univerzitet u Beogradu.
- [40] S. Gombert, J. Asta and Seaward M.R.D. The use of autecological and environmental parameters for establishing the status of lichen vegetation in a baseline study for a long term monitoring survey. *Environ. Pollut.* 135 (2005) 501-514.
- [41] R. Goyal and Seaward M.R.D. Metal uptake in terricolous lichens. III. Translocation in the thallus of *Peltigera canina*. *New Phytol.* 90(1) (1982) 85-98.

- [42] J. Garty, Y. Steinberger and Harel Y. Spatial and temporal changes in the concentration of K, Na, Mg, and Ca in epilithic and in decomposing detached thall of the lichen *Ramalina maciformis* and its potential role in the cycling of these elements in the Negev desert. *Environ. Exp. Bot.* 36(1) (1996) 83-97.
- [43] M. Schnull and Hauck M. Extraction methods for assessing the availability of cations for epiphytic lichens from bark. *Environ. Exp. Bot.* 49(3) (2003) 273-283.
- [44] S. Stanković, A. Stanković, S. Dragović i Novović I. Komparativno ispitivanje radioaktivnosti bioindikatora Srbije i Crne Gore. Ekološka istina. Zbornik radova Eko Ist 04.32-37. Borsko jezero. 2004. Tehnički fakultet u Boru, Univerzitet u Beogradu.
- [45] U. Cevik and Celik N. Ecological half-life of ^{137}Cs in mosses and lichens in the Ordu province, Turkey. *J. Environ. Radioact.* 100 (2009) 23–28.
- [46] A. Čučulović, R. Čučulović, S. Nestorović i Veselinović D. Levels of activity of ^{40}K and ^{137}Cs in samples bioindicators from the national park Djerdap. Ecological truth. Proceedings Eko Ist 11.18-23. Bor. 2011. Technical faculty Bor. University of Belgrade. Serbia.

LICHEN – BIOINDICATORS OF RADIOACTIVE POLLUTION OF THE ENVIRONMENT

**Ana ČUČULović¹, Rodoljub ČUČULović²,
Saša NESTORović³ and Dragan VESELINOVIĆ⁴**

¹University of Belgrade, Institute for the Application of Nuclear Energy – INEP, Zemun, Serbia, e-mail: anas@inep.co.rs

²Higher Business school in Leskovac, Leskovac, Serbia

³National Park Djerdap, Donji Milanovac, Serbia

⁴University of Belgrade, Faculty of Physical Chemistry, Belgrade, Serbia

Lichen tissue reflects the elementary composition of the environment. They are good bioindicators and biomonitors of environment pollution as they do not have a formed root, leaves, trunk, cuticula and stoma and they absorb water and minerals with the whole thallus surface. The activity levels of ^{137}Cs in lichen in BiH in 1985 were from 397 to 696 Bq/kg. The average activity level of $^{134+137}\text{Cs}$ in lichen of the *Evernia prunastri* species in the first half of 1987 was 10161 Bq/kg, and 13610 Bq/kg in the second half of the same year. In lichen of the *Cetraria islandica* species in the second half of 1987 the activity level was 10392 Bq/kg. In the period 1986-2015 the activity levels of ^{137}Cs in investigated lichen samples decreased. The average activity level of ^{137}Cs in *Hypogimnia physodes* lichen species collected in 2010 in NP Djerdap was 150 Bq/kg, while in 2015 it was 128 Bq/kg. Activity levels of ^{137}Cs have dropped to levels before the Chernobyl accident so no new pollutions with this isotope have occurred.

ODREDJIVANJE TRANSFER FAKTORA ^{137}Cs IZ TLA U BILJKE KOJE SE KORISTE U TRADICIONALNOJ MEDICINI

Dragana KRSTIĆ¹, Gorica DJELIĆ¹, Marina TOPUZOVIĆ¹, Biljana MILENKOVIĆ¹, Jelena STAJIĆ¹, Dragoslav NIKEZIĆ¹, Milan STANKOVIĆ¹, Tijana ZEREMSKI², Dragana KOSTIĆ¹ i Dušica VUČIĆ³

1) *Univerzitet u Kragujevcu, Prirodno-matematički fakultet, Kragujevac, Srbija, dragana@kg.ac.rs*

2) *Institut za ratarstvo i povrtarstvo, Novi Sad, Serbia, tijana.zeremski@ifycns.ns.ac.rs*

3) *Zavod za zdravstvenu zaštitu radnika "NIS", Niš, vucicdusica@yahoo.com*

Rezime

U ovom radu su određeni transfer faktori ^{137}Cs iz tla u biljke koje se koriste u tradicionalnoj medicini na teritoriji centralne Srbije. Transfer faktori (TF) su računati kao odnos aktivnosti suvog biljnog uzorka i aktivnosti suvog uzorka zemlje. Specifične aktivnosti ^{137}Cs u uzorcima su merene gama spektrometrijskom metodom koristeći koaksijalni germanijumski detektor. Absalom model je primenjen za teorijsko predviđanje količine ^{137}Cs koja prelazi u biljke na osnovu određenih karakteristika tla: pH vrednost, sadržaj kalijuma, humusa i gline. Vrednosti transfer faktora dobijene pomoću Absalom modela su u opsegu od 0,011 do 0,307, gde je srednja vrednost 0,071. Eksperimentalno određena srednja vrednost je 0,069, pri čemu je uočeno dobro slaganje sa teorijski predviđenom vrednošću. Prisustvo ^{137}Cs u biljkama je u najvećoj meri posledica akcidenta u Černobilju, pri čemu se sadašnje izračunate vrednosti transfer faktora mogu koristiti za eventualnu procenu koncentracije aktivnosti ^{137}Cs u lekovitim biljkama u vreme akcidenta u Černobilju.

1. UVOD

Prirodni dugoživeći radionuklidi ^{238}U , ^{232}Th i ^{40}K postoje na nivou traga u svim formacijama stena/zemljišta i oni predstavljaju glavni izvor spoljašnjeg ozračivanja za stanovništvo [1]. Oni takođe daju značajan doprinos unutrašnjem izlaganja zbog potrošnje hrane i vode. S druge strane, veštački radionuklidi se javljaju u prirodi kao posledica aktivnosti kao što su nuklearne probe i nuklearni akcidenti. Najveći akcident je bio u Černobilju 1986. godine kada je velika količina radioaktivnih elemenata izbačena u atmosferu i potom deponovana na vegetaciju i tlo. Radionuklidi u biljke dospevaju apsorpcijom iz zemlje preko korena, kao i direktnim taloženjem radioaktivnih čestica iz atmosfere na nadzemnim delovima biljaka [2]. Apsorpcija preko korena zavisi od mnogo faktora, kao što su koncentracija radionuklida u zemljištu, fizičko-hemijskih osobina, karakteristika tla i vrste biljaka [3]. Sadržaj prirodnih i veštačkih radionuklida u različitim jestivim biljkama je istraživan širom sveta [4-5].

Lekovite biljke obično nisu bile uključene u ove studije, jer se unošenje radioaktivnosti kroz njihovu potrošnju smatralo beznačajnim. Međutim, lekovito bilje se koristi više stotina godina i 70-80% svetske populacije i dalje se oslanja na medicinu u lečenju raznih bolesti. Osim toga, istraživanja lekovitog bilja imaju značaj, zbog široke primene u industriji medicinskih proizvoda [6].

Cilj ovog rada je da se procene faktori prenosa prirodnih radionuklida i ^{137}Cs iz zemlje u neke lekovite biljke, koje se obično koriste u srpskoj tradicionalnoj medicini.

2. MATERIJAL I METODE

2.1. Oblast studije, uzorkovanje i priprema

Različite vrste biljaka koje se koriste u tradicionalnoj medicini i farmaceutskoj industriji su uzorkovane iz centralne Srbije u toku jula meseca, 2011. godine, slika 1. Izabrane lekovite biljne vrste su okarakterisane različitim oblikom života, udaljenošću lokacije, tipa staništa, vegetacije i tipa zemljišta. Spisak prikupljenih biljnih vrsta sa relevantnim podacima dat je u Tabeli 1, gde je jedna biljna vrsta uzorkovana sa jednog mesta.



Slika 1. Mapa ispitivane oblasti centralne Srbije

Uzorci su uzeti sa 28 lokacija tokom perioda cvetanja ili najreprezentativnijeg perioda za vrste drvet:

- zeljaste biljke (Hemicriptophyta, Terophyta, Geophyta), uzete su u potpunosti (podzemni i nadzemni deo biljke);
- nadzemni delovi žbunja (Hamephyta) odvojeni su cvetovi i listovi;
- sa drveća (Phanerophyta, Nanophanerophyta) grančice od 2 - 3 godine i 30 cm dužine su uzete sa cvetovima i listovima.

Analizirane su biljne vrste koje imaju veliku upotrebnu vrednost i u narodnoj ali i oficijalnoj medicini. Vrste *Prunus spinosa* L., *Sambucus nigra* L. i *Galium verum*

L. koriste se kao diuretici i laksativi. Kao spazmolitik, stomahik i hologog koriste se *Achillea millefolium* L., *Mentha piperita* L., *M. longifolia* (L.) Hudson., *Chelidonium majus* L., *Artemisia lobeli* All., *Teucrium montanum* L.; u dermatologiji se koriste *Fagus sylvestris* L., *Hedera helix* L., *Hypericum perforatum* L.; kao antipiretik *Salix caprea* L.; kao antirahitik *Rumex obtusifolius* L.; kao antiparazitik *Veratrum album* L., a kao antioksidans *Xeranthemum annuum* L.

Lokaliteti su odabrani na osnovu upotrebe zemljišta (agrarni, ruralni, prirodni ekosistem – vlažna, plitka skeletoidna, bogata humusom zemljišta) i tipa geološke podloge. Nalaze se u centralnoj (Kragujevac: N 44,017384, E 20,910351), zapadnoj (Čačak: N 43,893620, E 20,349791), predeo izuzetnih odlika „Ovčarsko-kablarska klisura”: N 43,895156, E 20,182637), jugozapadnoj (Goč: N 43,548675, E 20,834310) i južnoj Srbiji (Vranje: N 42,546566, E 21,900587).

Uzorci zemljišta su prikupljeni u skladu sa IAEA uputstvima sa 1 m² površine do dubine od 10 cm, primenom metoda [7]. Uzorci zemljišta su uzimani u zoni korena svake vrste, s tim što su ukoliko je bilo više biljnih vrsta na jednom lokalitetu, uzorci zemljišta pomešani i analiziran je kompozitni uzorak tla.

Nakon procesa uzorkovanja, biljni materijali su osušeni na vazduhu u periodu od 7 dana, zatim drobljeni i čuvani za analizu. Kamenje i biljni koreni su uklonjeni iz zemljišta pre tretmana. Uzorci zemljišta su sušeni na 105°C tokom 24 sata, mleveni, prosejani kroz sito i pripremljeni za gama spektrometriju i određivanje glavnih fizičkih i hemijskih osobina.

2.2 Određivanje radioaktivnosti u zemljištu i biljkama

Uzorci tla i biljaka su hermetički zatvoreni u Marineli posude zapremine 450 ml i ostali po strani oko mesec dana da se osigura radioaktivna ravnoteža između Ra i njegovih potomaka. Koncentracije aktivnosti u uzorcima tla i biljaka su merene gama spektrometrijom korišćenjem germanijum detektora (HPGe - GC2518, Kanbera Inc.). Sistem ima relativnu efikasnost 26,7% , energetska rezoluciju (FVHM) od 1,90 keV na 1,33 MeV (⁶⁰C) i odnos 56,2 peak-to-Compton. Računarski softver Genie-2000 je primenjen za analizu dobijenih spektara. Kalibracija detektora je izvršena pomoću MBSS 2 izvora za kalibraciju, koji sadrži devet radionuklida: ²⁴¹Am, ¹⁰⁹Cd, ¹³⁹Ce, ⁵⁷Co, ⁶⁰Co, ¹³⁷Cs, ¹¹³Sn , ⁸⁵Sr i ⁸⁸I (Czech Metrological Institute).

Koncentracija aktivnosti za veštački radionuklid ¹³⁷Cs je procenjena iz gama linije energije 661,6 keV, pri čemu je izvršena korekcija na raspad na dan uzorkovanja (jula, 2011). Vreme merenja uzoraka zemljišta i biljaka bilo je 18000 i 86400 s, respektivno.

2.3 Određivanje glavnih fizičko-hemijskih osobina zemljišta

Ph vrednost u 1:5 (V/V) vodene suspenzije zemljišta i 1M KCl korišćenjem staklene elektrode je merena ISO metodom 10390 : 1994. Sadržaj organske materije je određen oksidacijom korišćenjem sulfochromic metode oksidacije ISO 14235 : 1998.

Raspodela veličina čestica se procenjuje metodom pipetiranja. Frakcije veličine su definisane kao krupni pesak (200-2000 μm), sitni pesak (20-200 μm), mulj (20

μm) i glina ($2 \mu\text{m}$) prema klasifikaciji teksture zemljišta ISSS. Kapacitet razmene katjona (CEC) i sadržaj izmenjivih katjona (Ca, Mg, K, Na) u zemljištu su određeni prema standardu ISO 11260 : 1994.

3. REZULTATI I DISKUSIJA

Rezultati aktivnosne koncentracije ^{137}Cs (Bq kg^{-1}) u biljkama i zemljištu predstavljani su u Tabeli 1. Osnovne opisne statističke vrednosti za koncentracije merene aktivnosti u biljkama i zemljištu i transfer faktora prikazane su u tabelama 2 i 3, respektivno.

Prosečna vrednost aktivnosne koncentracije sušenog uzorka (DW) ^{137}Cs je 72 Bq kg^{-1} i veća je od vrednosti prethodno izmerenih u drugim regionima Srbije od $48,3 \text{ Bq kg}^{-1}$ [8], $36,4 \text{ Bq kg}^{-1}$ [9] i $40,2 \text{ Bq kg}^{-1}$ [10]. Tri uzorka tla imala su koncentraciju aktivnosti ^{137}Cs iznad 100 Bq kg^{-1} sa najvećom vrednošću od 236 Bq kg^{-1} u uzorku br. 20 prikupljenog sa planine Goč.

Tabela 1. Vrste lekovitih biljaka, koncentracija aktivnosti ^{137}Cs u biljkama i tlu, transfer faktori i diskriminacioni faktor

Broj uzorka	Biljka	^{137}Cs (Bq kg^{-1}) za biljke	^{137}Cs (Bq kg^{-1}) za zemlju	TF_{Cs}	TF_{Abs}	DF (Cs)
1	<i>Bršljen</i> <i>Hedera helix</i> L.	$2,2 \pm 0,5$	45,0	0,049	0,079	0,045
2	<i>Bukva</i> <i>Fagus sylvestris</i> L.	$5,3 \pm 0,2$	59,0	0,090	0,041	0,096
3	<i>Vrba Iva</i> <i>Salix caprea</i> L.	$3,5 \pm 0,2$	72,0	0,049	0,026	0,051
4	<i>Breza</i> <i>Betula pendula</i> Roth.	< MDC	46,6	–	–	–
5	<i>Hajdučka trava</i> <i>Achillea millefolium</i> L.	$2,7 \pm 0,2$	39,2	0,069	0,069	0,065
6	<i>Kopriva</i> <i>Urtica dioica</i> L.	$3,1 \pm 0,9$	52,0	0,060	0,058	0,049
7	<i>Zdravac</i> <i>Geranium macrorrhizum</i> L.	21 ± 3	96,0	0,216	0,050	0,131
8	<i>Maslačak</i> <i>Taraxacum officinalis</i> Web.	$1,8 \pm 0,2$	96,0	0,019	0,050	0,005
9	<i>Beli slez</i> <i>Althaea officinalis</i> L.	$0,7 \pm 0,1$	22,4	0,031	0,055	0,021
10	<i>Rusa</i> <i>Chelidonium majus</i> L.	13 ± 2	96,0	0,138	0,050	0,062

Tabela 1. Nastavak

11	Kantarion <i>Hypericum perforatum</i> L.	1,0 ± 0,1	28,0	0,036	0,035	0,061
12	Gavez <i>Symphytum officinale</i> L.	1,7 ± 0,2	96,0	0,018	0,050	0,004
13	Zelje <i>Rumex obtusifolius</i> L.	4,7 ± 0,2	15,5	0,303	0,307	0,063
14	Trnjina <i>Prunus spinosa</i> L.	< MDC	46,6	–	–	–
15	Šipurak <i>Rosa canina</i> L.	0,13 ± 0,06	46,6	0,003	0,041	0,003
16	Kupina <i>Rubus caesius</i> L.	< MDC	69,0	–	–	–
17	Pasdren <i>Cornus sanguinea</i> L.	< MDC	46,6	–	–	–
18	Glog <i>Crataegus</i> sp.	0,22 ± 0,06	69,0	0,003	0,114	0,006
19	Zova <i>Sambucusnigra</i> L.	2,9 ± 0,2	61,0	0,048	0,026	0,015
20	Pelin <i>Artemisia lobeli</i> All.	5,9 ± 0,2	236	0,025	0,039	0,013
21	Trava Iva <i>Teucrium montanum</i> L.	24 ± 3	118	0,203	0, 238	0,086
22	Kamilica <i>Matricaria chamomilla</i> L.	1,2 ± 0,1	51,3	0,023	0,108	0,012
23	Neven <i>Xeranthemum annuum</i> L.	< MDC	20,5	–	–	–
24	Peršun <i>Pertoselinum crispum</i> (Mill.) Nym.	< MDC	52,0	–	–	–
25	Nana <i>Mentha piperita</i> L.	1,3 ± 0,1	57,8	0,022	0,042	0,011
26	Ivanjsko cveće <i>Galium verum</i> L.	0,75 ± 0,09	28,0	0,027	0,025	0,041
27	Divlja nana <i>Mentha longifolia</i> (L.) Hudson	3,7 ± 0,8	96,0	0,039	0,050	0,023
28	Bela čemerika <i>Veratrum album</i> L.	10,8 ± 0,4	206	0,052	0,011	0,020

< MDC (minimalna detektabilna koncentracija)

Tabela 2. Deskriptivna statistika koncentracije aktivnosti ^{137}Cs , transfer faktora i diskriminacionog faktora za Cs

	^{137}Cs (Bq kg ⁻¹)	TF _{Cs}	TF _{Abs}	DF (Cs)
Minimum	< MDC	0,003	0,011	0,003
Maksimum	24,0	0,303	0,307	0,131
Srednja vrednost	3,98	0,069	0,071	0,401
SD	6,10	0,078	0,070	0,034
Mediana	1,75	0,044	0,050	0,032
GS	2,49	0,040	0,053	0,034
GSD	3,73	3,19	2,08	2,36

SD – standardna devijacija; GS – geometrijska srednja vrednost;
GSD – geometrijska standardna devijacija

Tabela 3. Deskriptivna statistika koncentracije aktivnosti ^{137}Cs i fizičko-hemijskih osobina tla

	Minimum	Maksimum	Srednja vrednost	SD	Mediana
^{137}Cs (Bq kg ⁻¹)	15,5	236	72,0	60,0	54,9
pH (in KCl)	4,06	7,29	6,02	0,96	6,29
pH (in H ₂ O)	4,97	8,01	6,86	0,81	7,07
OM (%)	1,7	10,9	4,80	2,0	4,6
Clay (%)	3,4	43,3	17,5	13,6	10,4
Silt (%)	8,5	38,7	25,8	8,8	26,4
Sand (%)	23,5	87,6	56,7	20,1	58,8
CEC (cmol+ kg ⁻¹)	7,89	35,8	23,1	8,8	23,8
Mg ^e (cmol+ kg ⁻¹)	< MDC	22,0	8,73	6,47	6,69
Ca ^e (cmol+ kg ⁻¹)	5,19	131	38,4	35,2	24,1
Na ^e (cmol+ kg ⁻¹)	< MDC	4,44	0,38	1,04	0,07
K ^e (cmol+ kg ⁻¹)	0,82	10,7	4,16	3,08	3,30

^e – razmena

SD – standardna devijacija

OM – organske materije

CEC – kapacitet razmene katjona

Koristeći koncentracije aktivnosti ^{137}Cs radionuklida u biljkama i zemljištu, transfer factor (TF) je izračunat na sledeći način:

$$TF = A_{plant} / A_{soil} \quad (1)$$

gde su A_{plant} i A_{soil} koncentracije aktivnosti radionuklida u biljkama i tlu, respektivno. Transfer faktor za ^{137}Cs varira u rasponu od 0,003 do 0,303 sa srednjom vrednošću od 0,069. Uzorak broj 13 (Zelje, latinski naziv, *Rumex obtusifolius* L.) imao je maksimalnu vrednost faktora transfera (tabela 1). U Tabeli 1 se vidi da su najveće vrednosti transfer faktora (TF_{Cs}) dobijene za biljke koje su po tipu životne forme hamefite i hemikriptofite. To pokazuje da biljke sa

razvijenim korenovim sistemom i velikom površinom lišća imaju najveći afinitet za usvajanje ^{137}Cs iz podloge. Analiza pokazuje da fanerofite, biljke forme drveća, koje su u evolutivnom smislu najstariji i najprimitivniji oblik života, imaju najniže vrednosti TF_{Cs} . Od drvenastih vrsta, vrste sa površina serpentina bogatih metalima (bukva, *Fagus sylvatica* L. i vrba iva, *Salix caprea* L.), imaju mnogo veću vrednost transfer faktora od biljaka uzetih sa ostalih podloga (breza, *Betula pendula* Roth.). Sličan rezultat je nađen u literaturi [11].

Cezijum ulazi u biljke uglavnom preko transportnog sistema Kalijuma. Biljke tokom usvajanja ne prave razliku između ^{40}K i ^{137}Cs jer ovi elementi imaju slične hemijske osobine i pripadaju istoj grupi u periodnom sistemu. Ovo može da se odredi korišćenjem faktora diskriminacije (DF), definisanog kao:

$$DF = \text{TF}_{\text{Cs}} / \text{TF}_{\text{K}} \quad (2)$$

Ako je vrednost DF manja od jedinice, to znači da se ^{40}K lakše apsorbuje od ^{137}Cs [2]. Absalom model [12] je primenjen za predviđanje transfer faktora Cs na osnovu sledećih fizičko-hemijskih osobina tla: pH vrednosti, izmenljivog kalijuma, sadržaja organskih materija i gline. Transfer faktor se izračunava prema formuli datoj u prethodnom radu [13]:

$$TF = \frac{10^{k_1 - k_2 \log(m_k)}}{\left(10^{-k_8(\theta_{\text{humus}}/\theta_{\text{clay}})^{k_9}} \cdot \theta_{\text{clay}} / m_k\right) + \left(0.01 \cdot \theta_{\text{humus}} \cdot K_x^{\text{humus}} / m_k\right)} \quad (3)$$

gde su θ_{humus} i θ_{clay} sadržaj organskih materija i gline, respektivno, m_k je odgovarajuća koncentracija jona K^+ u rastvoru i K_x^{humus} je sadržaj izmenljivog K^+ u humusu u ($\text{cmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$). Konstante k_1 , k_2 , k_8 i k_9 su fitovane na osnovu relevantnih osobina tla i uzete su iz rada [12].

Merene TF_{Cs} i izračunate TF_{Abs} (vrednost TR računata po Absalom modelu) vrednosti transfer faktora su date u Tabeli 1. Neke TF_{Abs} vrednosti su u dobroj saglasnosti sa izmerenim vrednostima, dok se ostale značajno razlikuju. Vrednosti TF_{Abs} su u rasponu od 0,011 do 0,307 sa aritmetičkom sredinom 0,071, medijanom 0,050, geometrijskom sredinom 0,053 i geometrijskom standardnom devijacijom od 2,080. Eksperimentalna srednja vrednost TF_{Cs} je 0,069. Slične vrednosti TF_{Cs} (0,01 do 0,43) u Srbiji su potvrđene u radu [14].

Empirijske parametre u Absalom modelu potrebno je preračunati za različite biljne vrste i zemljišta, kao i za specifične klimatske regione [15-17].

4. ZAKLJUČAK

Prisustvo radionuklida u biljkama predstavlja metabolički put za njihovu migraciju i preko lanaca hrane dospevaju u telo čoveka. Proučavanje koncentracije radionuklida u lekovitim biljkama koje se koriste u tradicionalnoj medicini ima značaj zbog široke primene u lečenju raznih bolesti.

Absalom model je primenjen za određivanje sadržaja ^{137}Cs koji je prešao iz zemlje za biljke na osnovu karakteristika tla. Transfer faktori su izračunati u *Bq*

kg^{-1} suve biljke po $Bq\ kg^{-1}$ suvog tla. Izračunate vrednosti transfer faktora prema Absalom modelu su u opsegu od 0,011 do 0,307, sa srednjom vrednošću 0,071. Eksperimentalna srednja vrednost je 0,069, što potvrđuje slaganje sa primenjenim modelom. Neke izračunate vrednosti korišćenjem modela su u dobroj saglasnosti sa izmerenim vrednostima, dok se ostale značajno razlikuju. Empirijske parametre u Absalom modelu potrebno je preračunati za različite biljne vrste i zemljišta, kao i za specifične klimatske regione.

Prisustvo ^{137}Cs u biljkama je u najvećoj meri posledica akcidenta u Černobilju. Tada je najveća količina radioaktivnog cezijuma iz atmosfere dospela na površinu tla i vegetacije.

Rezultati ovog rada mogu se povezati sa akcidentom u Černobilju. Ako po sadašnjim merenjima znamo koliki je TF, a možemo i da ga izračunamo na osnovu modela, to znači da, znajući vrednosti koncentracije ^{137}Cs u zemljištu u vreme akcidenta u Černobilju, možemo da procenimo koliki je bio sadržaj ^{137}Cs u lekovitim biljkama. To se direktno odražava na dozu putem ingestije.

Zahvalnica

Ovaj rad je sproveden uz podršku Ministarstva za prosvetu, nauku i tehnološki razvoj Republike Srbije, u okviru projekta OI 171021.

5. LITERATURA

- [1] UNSCEAR, 2000. Sources and effects of Ionizing Radiation, Report to General Assembly, with Scientific Annexes, United Nations, New York.
- [2] N. Karunakara, C. Rao, P. Ujwal, I. Yashodhara, S. Kumara, P.M. Ravi.. Soil to rice transfer factors for ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb , ^{40}K and ^{137}Cs , a study on rice grown in India. *J. Environ. Radioact.* 118 (2013) 80-92.
- [3] Kh. Asaduzzaman, M.U. Khandaker, Y.M. Amin, D.A. Bradley, R.H. Mahat, R.M. Nor. Soil-to-root vegetable transfer factors for ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , and ^{88}Y in Malaysia. *J. Environ. Radioact.* 135 (2014) 120-127.
- [4] M.S. Al-Masri, B. Al-Akel, A. Nashawani, Y.Amin, K.H., Khalifa, F. Al-Ain. Transfer of ^{40}K , ^{238}U , ^{210}Pb , and ^{210}Po from soil to plant in various locations in south of Syria. *J. Environ. Radioact.* 99 (2008) 322-331.
- [5] S.K. Jha, S. Gothankar, P.S. Iongwai, B. Kharbuli, S.A. War, V.D. Puranik. Intake of ^{238}U and ^{232}Th through the consumption of foodstuffs by tribal populations practicing slash and burn agriculture in an extremely high rainfall area. *J. Environ. Radioact.* 103 (2012) 1-6.
- [6] M. Rakic, M. Karaman, S. Forkapic, J. Hansman, M. Kebert, K. Bikit, D. Mrdja. Radionuclides in some edible and medicinal macrofungal species from Tara Mountain, Serbia. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 21 (2014) 11283–11292.
- [7] IAEA, 2004. Soil sampling for environmental contaminants. IAEA-TECDOC-1415, IAEA Vienna.
- [8] S. Dragovic, A. Onjia. Classification of soil samples according to their geographic origin using gamma-ray spectrometry and principal component analysis. *J. Environ. Radioact.* 89 (2006) 50–158.
- [9] G. Dugalic, D. Krstic, M. Jelic, D. Nikezic, B. Milenkovic, M. Pucarevic, T. Zeremski-Skoric. Heavy metals, organics and radioactivity in soil of western Serbia. *J. Hazard. Mater.* 177 (2010) 697–702.
- [10] B. Milenkovic, J.M. Stajic, Lj. Gulan, T. Zeremski, D. Nikezic. Radioactivity levels and heavy metals in the urban soil of Central Serbia. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22 (2015) 16732-16741.

- [11] N.J. Willey. Phylogeny can be used to make useful predictions of soil-to-plant transfer factors for radionuclides. *Radiat. Environ. Biophys.* 49 (2010) 613-623.
- [12] J.P. Absalom, S.D. Young, N.M.J. Crout, A. Sanchez, S.M. Wright, E. Smolders, A.F. Nisbet, A.G. Gillet., Predicting the transfer of radiocaesium from organic soils to plants using soil characteristics. *J. Environ. Radioact.* 52 (2001) 31-43.
- [13] D. Krstic, N. Stevanovic, J. Milivojevic, D. Nikezic. Determination of the soil-to-grass transfer of ^{137}Cs and its relation to several soil properties at various locations in Serbia. *Isotopes Environ. Health. Stud.* 43 (2007) 65-73.
- [14] N. Sarap, M. Jankovic, Z. Dolijanovic, D. Kovacevic, M. Rajacic, J. Nikolic, D. Todorovic. Soil-to-plant transfer factor for ^{90}Sr and ^{137}Cs . *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 303 (2015) 2523-2527.
- [15] T. Thammavech, T. Veerapaspong. Soil-to-Plant Transfer of Radiocaesium in Thailand. *Kasetsart J. (Nat. Sci.)* 41 (2007) 274 – 281.
- [16] Y.-G. Zhu, E. Smolders. Plant uptake of radiocaesium, a review of mechanisms, regulation and application. *J. Exp. Bot.* 51 (2000) 1635-1645.
- [17] IAEA, 2010. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Technical reports series No. 472, IAEA Vienna.

TRANSFER FACTORS OF ^{137}CS FROM SOIL TO PLANTS USED IN TRADITIONAL MEDICINE IN CENTRAL SERBIA

Dragana KRSTIĆ¹, Gorica DJELIĆ¹, Marina TOPUZOVIĆ¹, Biljana MILENKOVIĆ¹, Jelena STAJIĆ¹, Dragoslav NIKEZIĆ¹, Milan STANKOVIĆ¹, Tijana ZEREMSKI², Dragana KOSTIĆ¹ i Dušica VUČIĆ³

1) *University of Kragujevac, Faculty of Science, R. Domanovic 12, 34000*

Kragujevac, Serbia, dragana@kg.ac.rs

2) *Institute of Field & Vegetable Crops, Novi Sad, Maksima Gorkog 30, Novi Sad 21000, Serbia, tijana.zeremski@ifvcns.ns.ac.rs*

3) *Institute on Occupational Health Protection "NIS" Vojislava Ilića bb, Niš 18000, Serbia, yucicdusica@yahoo.com*

Transfer factors ^{137}Cs from soil to plants used in traditional medicine were determined. The transfer factors (TF) were calculated as Bq kg^{-1} of dry plant per Bq kg^{-1} of dry soil. Mass activity concentrations of ^{137}Cs in soil and plant samples were measured with high purity germanium detector (HPGe). The Absalom model was used for determination of the amount of ^{137}Cs transferred from soil to plant based on soil characteristics such as pH, exchangeable potassium, humus and clay contents. The estimated transfer factors were in the range from 0.011 to 0.307 with an arithmetic mean of 0.071, median of 0.050, geometric mean of 0.053 and GSD of 2.08. This value agreed well with that calculated from the measurements of 0.069.

CEZIJUM-137 U BIOTSKIM I ABIOTSKIM UZORCIMA SA TERITORIJE NOVOG PAZARA

Ivanka ANTOVIĆ¹, Dalibor STOJANOVIĆ¹, Nikola SVRKOTA², Ranka ŽIŽIĆ² i Mirzeta HADŽIBRAHIMOVIĆ¹

1) *Departman za biomedicinske nauke, Državni univerzitet u Novom Pazaru, Novi Pazar, Srbija, ivanka_antovic@yahoo.com*

2) *Centar za ekotoksikološka ispitivanja, Podgorica, Crna Gora, nikola.svrkota@ceti.co.me*

Rezime

U radu su predstavljeni rezultati merenja ¹³⁷Cs u uzorcima sa teritorije Novog Pazara (gradsko jezgro, Novopazarska Banja, Izbice) izvršenih u periodu 2013-2016 – u zemljištu (11 lokacija), 11 jedinki stonoge (Scolopendra cingulata), u povrću (beli krompir, crni luk), voću (jabuka ajdared), kao i u belom boru i kiselom drvetu. Procenjeni su koncentracioni/transfer faktori za životinjske i biljne vrste, kao i odgovarajuće doze zračenja uslovljene ¹³⁷Cs, te njegov doprinos ukupnoj dozi.

1. UVOD

Černobiljski akcident doveo je do konzervacionih posledica [1,2], pošto su njime pogođene i neke retke vrste (kao prioritete u razmatranju očuvanja biodiverziteta). Uticaj jonizujućeg zračenja na biotu, tj. nasledni efekti, smanjenje reproduktivne sposobnosti, povećana smrtnost, itd. [3], a koji se procenjuje u prvom redu preko doza zračenja kojima su vrste izložene, značajan je za konzervaciju i očuvanje biodiverziteta [2,4]. To je, istovremeno, uz zaštitu habitata, od suštinske važnosti za primenu principa održivog razvoja.

S druge strane, kako to naglašava međunarodna profesionalna organizacija *Society for Conservation Biology* [5], najbolji način očuvanja biodiverziteta jeste zaštita i očuvanje svake vrste, ne samo retkih/ugroženih ili endemičnih vrsta. I savremeni trendovi u radioekologiji [6] podrazumevaju biocentrični pristup, tj. razmatranje i procenu rizika za što veći broj divljih biljnih i životinjskih vrsta – u cilju zaštite biodiverziteta.

U ovom radu predstavljeni su rezultati radioekoloških analiza biotskih uzoraka i zemljišta sa teritorije Novog Pazara, s fokusom na nivoe aktivnosti ¹³⁷Cs. Pregled literature pokazuje da je danas prisutni ¹³⁷Cs dominantno černobiljskog porekla, imajući u vidu njegov period poluraspada (30,1 god.) i vreme proteklo od atmosferskog testiranja nuklearnog oružja, a koje je na našim prostorima bilo njegov osnovni izvor pre 26. aprila 1986. godine.

Novi Pazar, sa površinom teritorije 742 km² i 100 410 stanovnika (prema popisu iz 2011. godine [7]), smešten je u dolini pet reka na jugozapadu Republike Srbije (Raški okrug), i okružen planinama Golijom, Rogoznom i Peštarskom visoravni. Njegovo područje karakteriše bogata flora i fauna. Oko 3 km od grada (u dolini

Izbičke reke) nalazi se Novopazarska Banja sa izvorima termalnih i mineralnih voda koje se primenjuju u rehabilitaciji i lečenju.

Prema našim saznanjima, detaljnija radioekološka istraživanja ovog područja ranije nisu rađena.

S ciljem dobijanja radioekološke slike grada i okoline, istraživanja su započeta 2012. godine kada su sakupljeni i gama-spektrometrijski analizirani određeni biotski uzorci.

Uzorkovanje zemljišta 2013. godine sa 11 mernih tačaka (u gradskom jezgru, Novopazarskoj Banji i Izbicama) i merenje dominantno prisutnih prirodnih radionuklida (^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K) i ^{137}Cs , poslužilo je da se prethodno procene jačina apsorbovane doze i odgovarajuća godišnja efektivna doza, a zatim i rizik po zdravlje ljudi usled spoljašnjeg terestrijalnog zračenja (*outdoors*) (videti [8,9]). Terenskim istraživanjem 2012. godine, kako je prethodno pomenuto, i dodatnim uzorkovanjem izvršenim u naredne dve godine, sakupljeni su i gama-spektrometrijski mereni izabrani biotski uzorci [8-10].

Naime, za uzorke faune površinskih slojeva zemljišta izabrana je najkrupnija hilopoda u Srbiji, stonoga *Scolopendra cingulata* Latreille, 1829.

Drvenasta invazivna vrsta biljke „kiselo drvo“ (*Ailanthus altissima* Swingle, 1916) koja ima široko rasprostranjenje u Srbiji i koja je prepoznata kao visokotolerantna na zagađenje zemljišta, vode i vazduha, takođe je izabrana za analizu, kao i beli bor, *Pinus sylvestris* Linnaeus, 1753 – imajući u vidu da je stablo bora referentni organizam prema izveštaju UNSCEAR [11].

U novim istraživanjima s početka 2016. godine, uključeni su i uzorci povrća (beli krompir i crni luk) i voća (jabuka ajdared), veoma zastupljeni u ljudskoj ishrani, a koji će, uz druge biotske i abiotske uzorke, biti predmet i daljih istraživanja.

2. MATERIJAL I METODE

U standardnoj proceduri [12], sa površine (25x25) cm² i dubine (0-5) cm uzorkovano je nekultivisano zemljište sa 11 lokacija. Na gradsko jezgro odnosi se 9 tačaka, 1 tačka odnosi se na Izbičke, a 1 je u Novopazarskoj Banji, na kojoj je uzorkovano zemljište sa tri dubine: površinski sloj (0-5 cm), (5-10) cm i (10-15) cm.



Slika 1. Gama-spektrometrijski sistem u Centru za ekotoksikološka ispitivanja, Podgorica

Merenja koncentracije aktivnosti ^{137}Cs , nakon standardne pripreme uzoraka koja je uključivala sušenje, prosejavanje, merenje mase, hermetizaciju u Marineli posudama zapremine 0,5 L, izvršena su u *Centru za ekotoksikološka ispitivanja* u Podgorici korišćenjem ORTEC HPGe spektrometrijskog sistema (40190 – relativne efikasnosti 40%, FWHM – 1,80 keV na 1,33 MeV, FWHM – 840 eV na 122 keV; i 30185-S – relativne efikasnosti 35%, FWHM – 1,72 keV na 1,33 MeV, FWHM – 700 eV na 122 keV) koji je prikazan na slici 1. Kalibracija spektrometara urađena je pomoću standarda (matriks silikonska smola) u 0,5 L Marineli posudi (*Czech Metrology Institute*), koji sadrži miks različitih radionuklida.

Marineli posude zatvarane su pomoću silikonskog lepila. Merenja su uglavnom vršena nakon ne manje od 35 dana (s ciljem uspostavljanja ravnoteže između ^{226}Ra i njegovih produkata raspada), a u slučaju kada su spektri snimljeni odmah nakon pakovanja (na primer, Izbice i Novopazarska Banja) u procenama doze podrazumevano je da je aktivnost ^{226}Ra u datom uzorku ne više od 30% veća od aktivnosti ^{214}Bi . Kasnije su i ovi uzorci ponovo snimani, nakon ne manje od 35 dana.

Masa svakog od uzoraka iz gradskog jezgra bila je 0,5 kg, i svaki od njih je meren po 10000 s živog vremena. Uzorak iz Izbica imao je masu 0,519 kg i meren je 76350 s živog vremena, dok su tri uzorka sa lokacije u Novopazarskoj Banji imali mase: 0,531 kg (0-5 cm), 0,535 kg (5-10 cm), 0,554 kg (10-15 cm), i mereni su 87815 s, 79916 s i 68781 s živog vremena, respektivno.

Iz snimljenih spektara (softver *Gamma Vision 32*), određena je koncentracija aktivnosti ^{137}Cs pomoću:

$$A_k = \frac{N/t}{\epsilon I m} \quad (1)$$

gde je N/t – neto brzina brojanja pod pikom totalne apsorpcije 662 keV, ϵ – (foto)efikasnost, I – intenzitet gama zraka (0,851), m – masa uzorka. Ista procedura korišćena je i za određivanje koncentracija aktivnosti prirodnih radionuklida ^{40}K , produkata raspada ^{226}Ra i ^{232}Th (analizom pikova na energijama 1461 keV, 609 keV i 911 keV, respektivno) [9].

Jačina apsorbovane doze u vazduhu, na 1 m visine iznad tla, a na osnovu koncentracija aktivnosti radionuklida u površinskom sloju zemljišta, procenjena je pomoću:

$$D = A_k(^{226}\text{Ra}) \cdot 0,462 + A_k(^{232}\text{Th}) \cdot 0,604 + A_k(^{40}\text{K}) \cdot 0,0417 + A_k(^{137}\text{Cs}) \cdot 0,1243 \quad (2)$$

gde su $A_k(^{226}\text{Ra})$, $A_k(^{232}\text{Th})$, $A_k(^{40}\text{K})$ i $A_k(^{137}\text{Cs})$ koncentracije aktivnosti (u Bq kg^{-1}) datih radionuklida u uzorku zemljišta, dok su, prema preporukama UNSCEAR, odgovarajući konverzioni koeficijenti: $0,462 \text{ nGy h}^{-1}/(\text{Bq kg}^{-1})$, $0,604 \text{ nGy h}^{-1}/(\text{Bq kg}^{-1})$, $0,0417 \text{ nGy h}^{-1}/(\text{Bq kg}^{-1})$ i $0,1243 \text{ nGy h}^{-1}/(\text{Bq kg}^{-1})$ [13,14], respektivno.

Na osnovu određene D , procenjena je i godišnja efektivna doza, kao:

$$E = D(\text{nGy h}^{-1}) \cdot 8760 \text{ h god}^{-1} \cdot 0,2 \cdot 0,7 \text{ Sv Gy}^{-1} \quad (3)$$

gde je 8760 h god^{-1} vreme izlaganja, $0,2$ je faktor spoljašnjeg izlaganja, dok je $0,7$

Sv Gy⁻¹ dozni konverzioni koeficijent. Predmet ovog rada je procena doprinosa ¹³⁷Cs dozi koja dolazi od spoljašnjeg terestrijalnog gama zračenja, zbog čega je najpre određena ukupna doza (uslovljena zračenjem koje dolazi od dominantno zastupljenih radionuklida, uz napomenu da određeni doprinos daju i ostali radionuklidi), a zatim i doprinos ¹³⁷Cs toj, procenjenoj ukupnoj dozi.

Uz uzorke zemljišta, predmet istraživanja bili su i biotski uzorci, homogenizovani i mereni istim gama-spektrometrijskim sistemom, u istoj proceduri određivanja nivoa ¹³⁷Cs, i uz odgovarajuće kalibracije sistema pomoću standarda (*Czech Metrology Institute*) u plastičnim cilindričnim posudama zapremine 50 mL i 250 mL. U tabeli 2 navedene su mase i živa vremena merenja ovih uzoraka.

Jedinke (11) vrste *S. cingulata* (slika 2a): 7 ženki (♀) i 4 mužjaka (♂), sakupljene su prilikom terenskog istraživanja 2012. godine, determinisane upotrebom binokularne lupe *ZEISS Discovery V8 stereomicroscope* i dijagnostičkih karakteristika [15], kao i morfoloških karakteristika polnog segmenta.

S ciljem dobijanja što tačnije procene nivoa aktivnosti ispitivanih radionuklida, tj. dobijanja što niže minimalne detektibilne aktivnosti, urađena su test merenja tokom različitih živih vremena.

Minimalna detektibilna aktivnost određena je primenom 3MDA metoda [16], uz korišćenje formule:

$$A_{\min} = 4,5 \frac{1 + \sqrt{1 + 0,888F}}{tI\varepsilon} \quad (4)$$

gde F predstavlja fonske odbroje u piku totalne apsorpcije, t – živo vreme merenja, I – intenzitet gama zraka, a ε – (foto)efikasnost.

Test merenja rađena su na udaljenosti 10 cm od detektora, te sa uzorkom na samom detektoru [10], i za finalne (i ovde u daljem tekstu predstavljene) rezultate uzeti su oni dobijeni za uzorak na samom detektoru.

Razmatrani uzorak stabla „kiselog drveta“ (*A. altissima*) (slika 2b) uzet je sa jedinke visine ~3,5 m, koja je oko 2 m udaljena od mesta uzorkovanja zemljišta, i oko 100 m od naseljenog dela lokacije Novopazarska Banja. Pepeo mase 10,2 g dobijen spaljivanjem celokupnog uzorka, čija je masa bila 350,4 g, meren je u cilindričnoj plastičnoj posudi zapremine 50 mL [8].

Uzorak lista (iglica) belog bora (*P. sylvestris*) uzet je sa stabla (slika 2c) koje je od mesta uzorkovanja zemljišta na lokaciji NP₃ udaljeno 1,5-2 m.

Uzorci belog krompira, crnog luka i jabuke kupljeni su kod lokalnog stanovništva, homogenizovani i mereni u plastičnim cilindričnim posudama zapremine 250 mL. Na osnovu izmerenih koncentracija aktivnosti ¹³⁷Cs procenjeni su njegovi transfer faktori iz zemljišta u uzorke ispitivanih biljnih (*A. altissima* i *P. sylvestris*) i životinjskih (*S. cingulata*) vrsta kao:

$$TF = A_k (\text{biotski uzorak}) / A_k (\text{uzorak zemljišta}) \quad (5)$$

pri čemu je za beli bor i stonogu korišćena koncentracija aktivnosti ¹³⁷Cs u površinskom sloju zemljišta (0-5) cm, a za „kiselu drvo“ njena srednja vrednost za tri sloja (0-15) cm.



a)



b)



c)

Slika 2. *S. cingulata* sa lokacije Izbice (a), *A. altissima* sa lokacije Novopazarska Banja (b), *P. sylvestris* sa lokacije NP₃ (c) (tabela 2)

U skladu sa izveštajem UNSCEAR [11] u vezi sa efektima jonizujućeg zračenja na nehumanu biotu, a podrazumevajući da je za terestričnu biotu ozračivanje najdominantnije iz zemljišta, i podrazumevajući homogenu distribuciju aktivnosti radionuklida u organizmu, jačina doze za stonogu (kao terestričnu životinju) i beli bor i „kiselo drvo“ (kao terestrične biljke) procenjena je korišćenjem izraza:

$$D = \sum_r \left| DKK_{spolj,r} \cdot A_{zemlj,r} + DKK_{unut,r} \cdot A_{biota,r} \right| \quad (6)$$

gde su $A_{zemlj,r}$ i $A_{biota,r}$ (u Bq kg⁻¹) – koncentracije aktivnosti radionuklida r u zemljištu i bioti, respektivno; a $DKK_{spolj,r}$ i $DKK_{unut,r}$ su dozni konverzioni koeficijenti za radionuklid r ; i to za spoljašnje i za unutrašnje izlaganje, respektivno.

Vrednosti pomenutih koeficijenata su, shodno izveštaju UNSCEAR [11] (za r : ¹³⁷Cs, ²²⁶Ra i ²³²Th) i dostupnoj literaturi (za r : ⁴⁰K, na primer [17,18]), navedene u tabeli 1. Dozni konverzioni koeficijenti (za ¹³⁷Cs, ²²⁶Ra i ²³²Th [11]) za referentnu biljku, tj. stablo bora [11], primenjeni su u ovom radu za beli bor i kiselo drvo, a za ⁴⁰K – oni koji se mogu naći u literaturi, a odnose se na terestrične biljke [17,18]. Takođe, pri analizi izloženosti *S. cingulata*, primenjeni su koeficijenti za kišnu glistu, kao referentni organizam za faunu površinskih slojeva zemljišta [11,17,18]. S obzirom da se radi o procenama, podrazumevan je nivo aktivnosti ²²⁶Ra i ²³²Th, a na osnovu aktivnosti radionuklida – njihovih potomaka.

U ovako procenjenoj jačini apsorbovane doze, usled spoljašnjeg i unutrašnjeg izlaganja zračenju navedenih radionuklida, moguće je proceniti i gornju granicu doprinosa ^{137}Cs .

Tabela 1. Dozni konverzioni koeficijenti (spoljašnje i unutrašnje izlaganje) [11,17,18]

	$DKK_{spolj}, \mu\text{Gy h}^{-1}/(\text{Bq kg}^{-1})$		$DKK_{unut}, \mu\text{Gy h}^{-1}/(\text{Bq kg}^{-1})$	
	Stablo bora	Kišna glista	Stablo bora	Kišna glista
^{137}Cs	$1,1 \cdot 10^{-4}$	$3 \cdot 10^{-4}$	$3,5 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$
^{226}Ra	$3,4 \cdot 10^{-4}$	$9 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-1}$	$1,3 \cdot 10^{-1}$
^{232}Th	$4,3 \cdot 10^{-8}$	$1,4 \cdot 10^{-7}$	$2,3 \cdot 10^{-2}$	$2,3 \cdot 10^{-2}$
^{40}K	$2,9 \cdot 10^{-4}$	$2,6 \cdot 10^{-6(1)}$	$3,9 \cdot 10^{-4}$	$3,4 \cdot 10^{-6(1)}$

3. REZULTATI I DISKUSIJA

3.1. Zemljište

Rezultati merenja koncentracija aktivnosti ^{137}Cs u uzorcima zemljišta sa teritorije Novog Pazara predstavljeni su u tabeli 2.

Minimalna koncentracija aktivnosti ^{137}Cs izmerena je u uzorku zemljišta iz Ul. Vuka Karadžića (NP₉) – $2,21 \text{ Bq kg}^{-1}$, dok je maksimalni nivo izmeren u uzorku zemljišta iz Novopazarske Banje – $40,9 \text{ Bq kg}^{-1}$, neznatno iznad, na primer, onog izmerenog u zemljištu Lazarevca – $38,1 \text{ Bq kg}^{-1}$ [19], ali i mnogo niži od onog u površinskom sloju zemljišta Rožaja, kao graničnog područja susedne Crne Gore – 322 Bq kg^{-1} [9].

Prosečna koncentracija aktivnosti ^{137}Cs iznosi $17,7 \text{ Bq kg}^{-1}$, sa standardnom devijacijom $9,31 \text{ Bq kg}^{-1}$ i medijanom $17,8 \text{ Bq kg}^{-1}$.

Koristeći i izmerene koncentracije aktivnosti ^{226}Ra , ^{232}Th i ^{40}K [9], jačina apsorbovane doze u vazduhu, na 1 m visine iznad tla, koja potiče od ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K i ^{137}Cs , izračunata pomoću formule (2), pokazala je minimum, maksimum, srednju vrednost, standardnu devijaciju i medijanu u iznosu $47,2$, $84,5$, $65,6$, $10,8$ i $68,2 \text{ nGy h}^{-1}$, respektivno. Dobijena srednja vrednost jačine apsorbovane doze uporediva je sa srednjom vrednošću jačine apsorbovane doze koja potiče od terestrijalnog gama zračenja za 7 zemalja južne Evrope (62 nGy h^{-1} [13]), kao i sa vrednošću koja je dobijana za Beograd u iznosu od $60,5 \text{ nGy h}^{-1}$ [20].

Jačina apsorbovane doze koja potiče samo od ^{137}Cs (u nGy h^{-1}), pokazuje minimum, maksimum, srednju vrednost, standardnu devijaciju i medijanu u iznosu $0,27$, $5,08$, $2,2$, $1,16$ i $2,21$, respektivno.

Na slici 3a predstavljena je jačina apsorbovane doze (*outdoor*) na svakoj od mernih tačaka, a koja potiče od ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K i ^{137}Cs , uz naznačeni doprinos koji daje ^{137}Cs . Najveći procentualni doprinos ^{137}Cs ukupnoj dozi uočen je na lokaciji NP₁₀ (slika 3b), a procene efektivnih godišnjih doza (formula (3)), jednako tretirane (ukupno: od ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , ^{137}Cs ; i posebno: od ^{137}Cs) date su na slici 3c.

⁽¹⁾ u ($\text{Gy y}^{-1}/(\text{Bq kg}^{-1})$)

Tabela 2. Koncentracija aktivnosti i jačina apsorbovane doze od ^{137}Cs u površinskom sloju zemljišta sa teritorije Novog Pazara

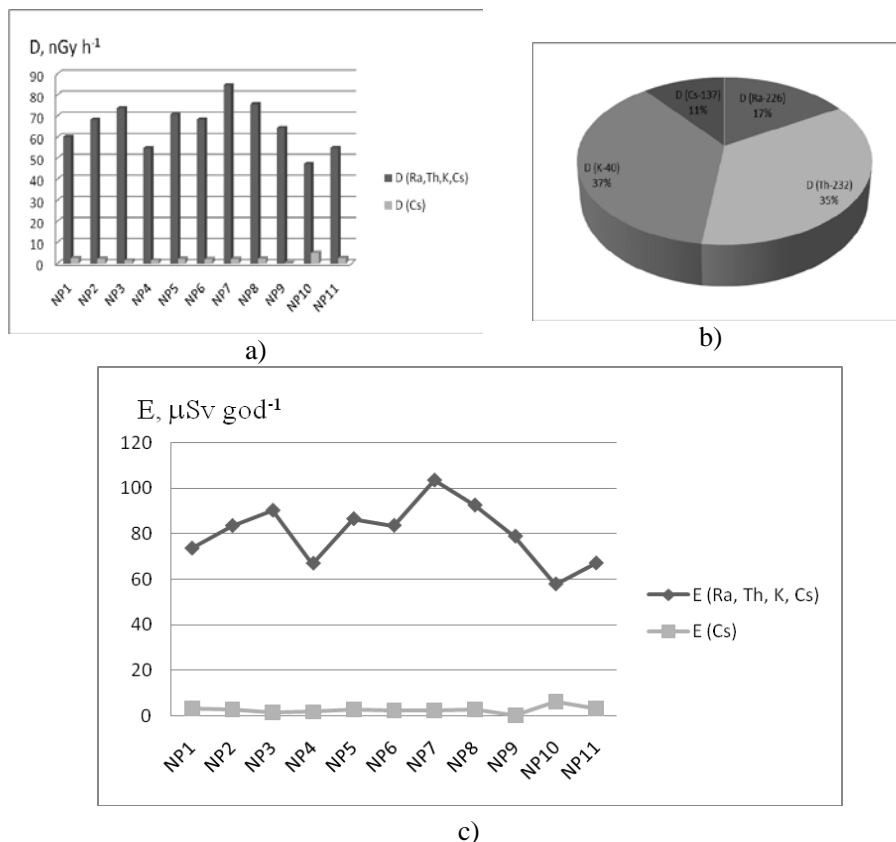
Lokacija uzorkovanog zemljišta (NP ₁ do NP ₁₁)	Koordinate	$A_k(^{137}\text{Cs})$, Bq kg ⁻¹	D, nGy h ⁻¹
Ul. generala Živkovića	N 43°08'03,87" E 20°30'40,66"	20,3 ± 0,9	2,52 ± 0,11
Ul. Mihaila Pupina	N 43°09'16,89" E 20°31'40,34"	17,8 ± 0,8	2,21 ± 0,10
Ul. Miodraga Jovanovića	N 43°08'54,37" E 20°31'07,03"	11,5 ± 0,7	1,43 ± 0,09
Ul. Relje Krilatice	N 43°08'46,85" E 20°31'06,36"	11,9 ± 0,6	1,48 ± 0,07
Ul. Gojka Bačanina	N 43°08'33,96" E 20°31'04,19"	17,8 ± 0,8	2,21 ± 0,10
Ul. Ramiza Koče	N 43°08'24,35" E 20°30'50,45"	16,6 ± 0,8	2,06 ± 0,10
Centar Mladost	N 43°08'19,41" E 20°30'48,82"	17,2 ± 0,8	2,14 ± 0,10
Gradski park	N 43°08'20,13" E 20°31'02,48"	18,3 ± 0,8	2,27 ± 0,10
Ul. Vuka Karadžića	N 43°08'18,32" E 20°31'14,91"	2,21 ± 0,39	0,27 ± 0,05
Novopazarska Banja	N 43°09'26,99" E 20°33'13,06"	40,9 ± 1,3	5,08 ± 0,16
Izbice	N 43°07'33,26" E 20°34'35,37"	20,6 ± 0,8	2,56 ± 0,10

Srednja godišnja efektivna doza (uslovljena ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , ^{137}Cs) procenjena na 80,5 $\mu\text{Sv god}^{-1}$ (u opsegu od 57,9 do 104 $\mu\text{Sv god}^{-1}$, sa standardnom devijacijom i medijanom 13,2 i 83,6 $\mu\text{Sv god}^{-1}$, respektivno) gotovo je identična sa onom procenjenom za teritoriju Mojkovca u Crnoj Gori [21], i neznatno je iznad srednje efektivne doze na svetskom nivou (0,07 mSv [13]) koja se odnosi na izlaganje spoljašnjem prirodnom terestrijalnom zračenju *outdoors*.

3.2. Biotski uzorci

U tabeli 3 navedene su maksimalne koncentracije aktivnosti ^{137}Cs u biotskim uzorcima sa teritorije Novog Pazara, kao i procenjeni nivoi transfer faktora (formula (5)).

Kao što se može videti, koncentracije aktivnosti manje su od minimalne detektibilne aktivnosti, osim u slučaju jedne jedinke stonoge sa lokacije Izbice (9♂), gde je izmerena aktivnost bila na nivou MDA.



Slika 3. Jačine apsorbovanih doza na mernim lokacijama na teritoriji Novog Pazara (a), doprinos ¹³⁷Cs ukupnoj dozi na lokaciji NP₁₀ (b), godišnja efektivna doza (c)

Iako se radi o niskim aktivnostima ¹³⁷Cs u jedinkama stonoge *S. cingulata* procenjeni transfer faktori iz površinskog sloja zemljišta bi možda mogli biti veći od nominalnih vrednosti transfer faktora za referentni organizam, tj. kišnu glistu (0,09) [11], što zahteva dodatna istraživanja.

Jačina doze kojoj su izložene razmatrane biljne i životinjske jedinke, a koja potiče od ¹³⁷Cs (uz primenu doznih konverzionih koeficijenta za dati radionuklid), takođe je data u tabeli 3. Ovoj dozi dominantno doprinosi spoljašnje ozračivanje, dok je interno ozračivanje značajno manje.

Nivoi jačine doze za jedinke *S. cingulata*, koja potiče od spoljašnjeg i unutrašnjeg ozračivanja usled prirodnih radionuklida (²²⁶Ra, ²³²Th, ⁴⁰K) i ¹³⁷Cs, procenjeni primenom formule (6), predstavljeni su na slici 4. Opseg (≤) ovih doza je od 1,43 do 14,4 μGy h⁻¹, srednja vrednost 5,37 μGy h⁻¹, uz standardnu devijaciju od 4,03 μGy h⁻¹. Iz navedenog sledi da je doprinos ¹³⁷Cs dozi kojoj su izložene razmatrane jedinke znatno niži od doprinosa prirodnih radionuklida. Naime, doprinos ¹³⁷Cs ne prelazi 0,9 %, a u slučaju jedinke 9♂ to je 0,2 %. Za tu jedinku, doza koja potiče od ¹³⁷Cs je na nivou 15,3 nGy h⁻¹, a ukupna doza (²²⁶Ra, ²³²Th, ⁴⁰K i ¹³⁷Cs) ne može biti veća od 7,46 μGy h⁻¹. Ovo znači (ukupnu) dozu koja ne

prelazi $0,18 \text{ mGy d}^{-1}$, što je skoro šest puta niže od praga doze za terestrične životinje (1 mGy d^{-1} [18]). Uzimajući da ukupna doza koja potiče od razmatranih terestrijalnih radionuklida ne može preći $14,4 \mu\text{Gy h}^{-1}$, tj. $0,35 \text{ mGy d}^{-1}$, te da je životni vek *S. cingulata* u prirodnim uslovima oko 4 godine, celoživotna doza koju ova vrsta prima usled hroničnog izlaganja terestrijalnom zračenju manja je od 511 mGy .

Koncentracije aktivnosti ^{137}Cs u uzorcima sa lokacije NP₁₀ (Novopazarska Banja), iz srednjeg i najdubljeg sloja zemljišta, bile su $(41,6 \pm 1,4) \text{ Bq kg}^{-1}$ i $(34 \pm 1,1) \text{ Bq kg}^{-1}$, respektivno, dok je u „kiselom drvetu“ ona bila ispod minimalne detektibilne aktivnosti [8]. Doza koja potiče od ovog radionuklida (ispod $4,3 \text{ nGy h}^{-1}$), dominantno je uslovljena spoljašnjim ozračivanjem (iz zemljišta) – $4,27 \text{ nGy h}^{-1}$. S obzirom na izmerene nivoe ^{226}Ra , ^{232}Th i ^{40}K u uzorku stabla – $<0,35$, $0,76$ i 153 Bq kg^{-1} , respektivno (u zemljištu, srednje vrednosti za dubinu 0-15 cm – $17,7$, $29,3$ i 439 Bq kg^{-1} , respektivno), ukupna doza od navedenih prirodnih radionuklida i ^{137}Cs ne prelazi $0,264 \mu\text{Gy h}^{-1}$, tj. $0,006 \text{ mGy d}^{-1}$.

Kao što se vidi iz tabele 3, procenjeni transfer faktor ^{137}Cs iz zemljišta u lišće/iglice belog bora (*P. sylvestris*) sa gradskog područja Novog Pazara je $<0,03$, što je značajno ispod njegove nominalne vrednosti za referentnu biljku (stablo bora) – $0,2$ [11]; dok je, na primer, opseg (agregatnih) transfer faktora (biljka (Bq kg^{-1})/zemljište (Bq m^{-2})) ^{137}Cs za iglice vrsta bora (*Pinus sp.*) $0,001$ - $0,04$, a za iglice vrsta smreke (*Picea sp.*) $0,0006$ - $0,02$ [11]. Generalno, opseg transfer faktora zemljište-biljka, dat u izveštaju UNSCEAR 2008 [11] kreće se od $0,001$ do $0,1$.

Doza koja potiče od ^{137}Cs (manje od $1,38 \text{ nGy h}^{-1}$), dominantno je uslovljena spoljašnjim ozračivanjem – $1,26 \text{ nGy h}^{-1}$, a imajući u vidu izmerene nivoe ^{226}Ra , ^{232}Th i ^{40}K u uzorku *P. sylvestris* i zemljištu [9], ukupna doza od navedenih prirodnih radionuklida i ^{137}Cs ne prelazi $0,666 \mu\text{Gy h}^{-1}$, tj. $0,016 \text{ mGy d}^{-1}$.

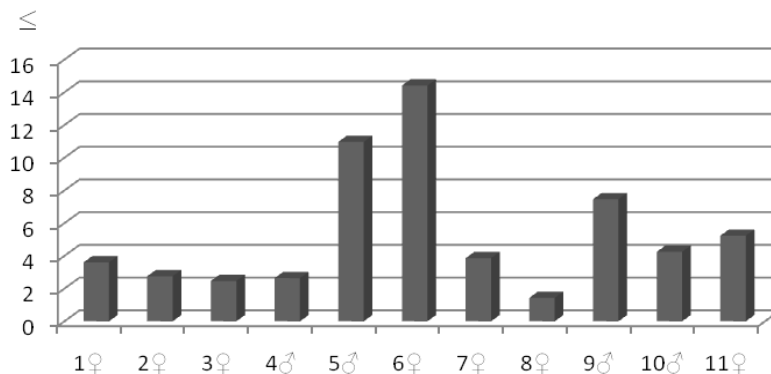
Prethodno navedeni nivoui jačina doza za stablo „kiselog drveta“ i lišće belog bora, značajno su ispod praga doze za terestrične biljke (10 mGy d^{-1} [18]), što znači da za date biljne vrste nema opasnosti od efekata koji se mogu javiti pri dozama iznad praga. Procenjeni nivoui doza na stotine puta su manji i od $2,5 \text{ mGy d}^{-1}$, tj. vrednosti koja se u novije vreme navodi kao prag doze za efekte usled hroničnog ozračivanja biljaka [6], a iznad koje (pa do 25 mGy d^{-1}) efekti mogu biti redukcija rasta, morfološke promene i sl.

Konačno, u uzorcima povrća i voća sa teritorije Novog Pazara, aktivnost ^{137}Cs ispod je minimalne detektibilne aktivnosti. Koncentracije prirodnih radionuklida ^{226}Ra , ^{232}Th i ^{40}K , takođe razmatrane u istim uzorcima, bile su: $<0,7$, $<1,19$ i $(28,6 \pm 1,9) \text{ Bq kg}^{-1}$, respektivno (jabuka), $<0,53$, $(1,37 \pm 0,42)$ i $(89,3 \pm 3,8) \text{ Bq kg}^{-1}$, respektivno (beli krompir), $<0,57$, $(1,04 \pm 0,45)$ i $(65,6 \pm 3,0) \text{ Bq kg}^{-1}$, respektivno (crni luk).

Tabela 3. Koncentracije aktivnosti ^{137}Cs u biotskim uzorcima i površinskom sloju zemljišta sa područja Novog Pazara i Izbica, i gornji nivoi transfer faktora i jačine doze od ^{137}Cs

Uzorak	Masa uzorka	Vreme merenja (s)	$A_k(^{137}\text{Cs})$, (Bq kg ⁻¹)	Transfer faktor (TF)	D (^{137}Cs), (nGy h ⁻¹)
Novi Pazar					
Zemljište – Novopazarska Banja, NP ₁₀	0,531 kg	87 815	40,9±0,7	-	-
<i>A. altissima</i> [8]	10,2 g	155 655	<0,10	<0,003 ⁽²⁾	<4,3
<i>S. cingulata</i> [8,10]					
1♀	1,99 g	95 732	<10	<0,25	<13,8
2♀	2,13 g	86 333	<9,39	<0,24	<13,7
3♀	2,31 g	87 290	<8,66	<0,22	<13,6
4♂	2,43 g	91 327	<8,23	<0,20	<13,5
5♂	1,04 g	95 403	<19,2	<0,48	<15,2
6♀	1,76 g	85 805	<11,4	<0,28	<14
7♀	1,97 g	65 700	<10,2	<0,25	<13,8
Zemljište – gradsko jezgro, NP ₃	0,5 kg	10 000	11,5 ± 0,7	-	-
<i>P. sylvestris</i> [9]	181,17 g	53 842	<0,34	<0,03	<1,38
Povrće i voće					
Beli krompir	0,265 kg	86 676	<0,26	-	-
Crni luk	0,259 kg	78 540	<0,30	-	-
Jabuka ajdared	0,230 kg	76 633	<0,30	-	-
Izbice					
Zemljište – NP ₁₁	0,519 kg	76 350	20,6±0,4	-	-
<i>S. cingulata</i> [10]					
8♀	2,86 g	169 863	<3,5	<0,17	<12,8
9♂	0,49 g	147 953	≤20,4	≤0,1	≤15,3
10♂	1,70 g	89 873	<11,8	<0,57	<14
11♀	2,71 g	80 937	<7,38	<0,36	<13,4

⁽²⁾Za srednju vrednost koncentracije aktivnosti za tri sloja zemljišta, tj. za zemljište (0-15) cm (38,8 Bq kg⁻¹).

D (Ra, Th, K, Cs), $\mu\text{Gy h}^{-1}$ Slika 4. Jačina doze (*S. cingulata*) – spoljašnje i unutrašnje ozračivanje

4. ZAKLJUČAK

Prva detaljnija radioekološka istraživanja teritorije Novog Pazara ukazuju na relativno nizak nivo aktivnosti ^{137}Cs u zemljištu i ispitivanim biotskim uzorcima – *S. cingulata*, *A. altissima*, *P. sylvestris*, beli krompir, crni luk i jabuka ajdared.

Doprinos ^{137}Cs ukupnoj jačini apsorbovane doze u vazduhu, koja potiče od terestrijalnog gama zračenja, na 1 m visine iznad tla na 11 mernih lokacija ne prelazi 11%.

Srednja godišnja efektivna doza uslovljena gama zračenjem iz raspada ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K i ^{137}Cs procenjena na $\sim 0,08 \text{ mSv god}^{-1}$ neznatno je iznad srednje efektivne doze na svetskom nivou koja se odnosi na izlaganje spoljašnjem prirodnom terestrijalnom zračenju *outdoors*.

Procenjeni transfer faktori ^{137}Cs za beli bor (*P. sylvestris*) i naročito za „kiselo drvo“ (*A. altissima*) značajno su ispod nominalne vrednosti transfer faktora za referentnu biljku (stablo bora). Ipak, ovde navedeni rezultati ne mogu biti korišćeni za cele jednike, s obzirom da i ostali njihovi delovi (koren, plod...) akumuliraju radionuklide. U slučaju stonoge (*S. cingulata*) transfer faktori bi možda mogli biti veći od njihovih nominalnih vrednosti za referentni organizam (kišnu glistu), što zahteva dalja istraživanja.

Jačina doze koja potiče od ^{137}Cs , a kojoj su izložene analizirane biljne i životinjske vrste, dominantno je uslovljena spoljašnjim ozračivanjem (iz zemljišta), dok je unutrašnje ozračivanje značajno manje. Doprinos prirodnih radionuklida dozi kojoj su hronično izložene razmatrane vrste mnogostruko je veći od doprinosa ^{137}Cs .

5. LITERATURA

- [1] A. P. Moller, T. A. Mousseau. Biological consequences of Chernobyl: 20 years on. Trends Ecol. Evol. 21/4 (2006) 200-207.
- [2] A. P. Moller, T. A. Mousseau. Conservation consequences of Chernobyl and other nuclear accidents. Biol. Conserv. 144/12 (2011) 2787-2798.

- [3] IAEA (International Atomic Energy Agency). Ethical Considerations in Protecting the Environment from the Effects of Ionizing Radiation. IAEA-TECDOC-1270 (2002).
- [4] C. A. Robinson. Development of an international framework for the protection of the environment from the effects of ionizing radiation. In: Proc. 3rd Int. Symp. on the Protection of the Environment from Ionising Radiation (SPEIR 3), Darwin, Australia, 22-26 July, 2002. IAEA-CPS-17 (2003) 110-118.
- [5] <http://www.conbio.org>
- [6] IUR (International Union of Radioecology). Radioecology in 2014 – Current research directions and trends for the future (2014). (http://www.iur-uir.org/upload/About%20IUR/radioecology_oslo_presentation2014.pdf)
- [7] www.novipazar.rs
- [8] Ivanka Antović, Dalibor Stojanović, Nikola Svrkota, Ranka Žižić, Mirzeta Hadžibrahimović. Početna radioekološka istraživanja u Novom Pazaru – područje Novopazarska Banja. Zbornik radova XXVII simpozijuma Društva za zaštitu od zračenja Srbije i Crne Gore, str. 72-75, Vrnjačka Banja, Srbija, 2-4. oktobar 2013.
- [9] Ivanka Antović, Nikola Svrkota, Dalibor Stojanović, Mirzeta Hadžibrahimović, Ranka Žižić, Gordana Laštovička-Medin. Soil and vegetation from Novi Pazar (Serbia) and Rožaje (Montenegro): radioactivity impact assessment. In: Proc. 3rd Int. Conf. on Radiation and Applications in Various Fields of Research, pp. 263-266, Budva, Montenegro, 8-12 June 2015.
- [10] I. Antović, D. Stojanović, N. Svrkota, R. Žižić, D. Antić, N. M. Antović. Radionuclides and trace elements in centipede species Scolopendra cingulata from Serbia. J. Radioanal. Nucl. Chem. 302/2 (2014) 791-795.
- [11] UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the effect of Atomic Radiation). UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annexes Sources and effects of ionizing radiation. Annex E: Effects of ionizing radiation on non-human biota. United Nations, New York (2011).
- [12] HASL-300. EML Procedures Manual. Environmental Measurements Laboratory, U. S. Department of Energy, 28 Edition (1997).
- [13] UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the effect of Atomic Radiation). Sources and Effects of Ionizing Radiation. Annex B: Exposure from natural radiation sources. United Nations, New York (2000).
- [14] E. Kapdan, A. Varinlioglu, G. Karahan. Radioactivity levels and health risks due to radionuclides in the soil of Yalova, northwestern Turkey. Int. J. Environ. Res. 5/4 (2011) 837-846.
- [15] J. G. E. Lewis. A key and annotated list of the Scolopendra species of the Old World with a reappraisal of Arthrorhabdus (Chilopoda: Scolopendromorpha: Scolopendridae). Int. J. Myriapodol. 3/1 (2010) 83-122.
- [16] ORTEC. Gamma-vision 32. Gamma-ray spectrum analysis NCA emulator for Microsoft (2003).
- [17] B. D. Amiro. Radiological dose conversion factors for generic non-human biota used for screening potential ecological impacts. J. Environ. Radioactiv. 35/1 (1997) 37-51.
- [18] R. K. Singhal, K. Ajay, N. Usha, A. V. Reddy. Evaluation of doses from ionizing radiation to non-human species at Tromay, Mumbai, India. Radiat. Prot. Dosim. 133/4 (2009) 214-222.
- [19] S. S. Nenadović, M. T. Nenadović, I. S. Vukanac, M. O. Omerašević, Lj. M. Kljajević. Radiological hazards of ¹³⁷Cs in cultivated and undisturbed areas. Nucl. Technol. Radiat. Prot. 26/2 (2011) 115-118.
- [20] Lj. Jankovic Mandic, S. Dragovic. Assessment of terrestrial gamma exposure to the population of Belgrade (Serbia). Radiat. Prot. Dosim. 140/4 (2010) 369-377.
- [21] Nevenka M. Antović, Danilo S. Bošković, Nikola R. Svrkota and Ivanka M. Antović. Radioactivity in soil from Mojkovac, Montenegro, and assessment of radiological and cancer risk. Nucl. Technol. Radiat. Prot. 27/1 (2012) 57-63.

CESIUM-137 IN BIOTIC AND ABIOTIC SAMPLES FROM THE TERRITORY OF NOVI PAZAR

Ivanka ANTOVIĆ¹, Dalibor STOJANOVIĆ¹, Nikola SVRKOTA², Ranka ŽIŽIĆ² and Mirzeta HADŽIBRAHIMOVIĆ¹

1) Department for biomedical sciences, State University of Novi Pazar, Novi Pazar, Serbia, ivanka_antovic@yahoo.com

2) Centre for ecotoxicological research, Podgorica, Montenegro, nikola.svrkota@ceti.co.me

This paper deals with ¹³⁷Cs activity concentrations in samples from the territory of Novi Pazar (town core, Novopazarska Banja, Izbice). The measurements have been performed in 2013-2016 using standard gamma spectrometry (HPGe) procedures, and included samples of soil (11 locations), 11 individuals of centipede (*Scolopendra cingulata*), vegetables (potato, onion), fruit (apple), as well as “tree of heaven” *Ailanthus altissima* and pine *Pinus sylvestris*. The levels of concentration/transfer factors for animal and plant species were evaluated, together with corresponding radiation dose rate caused by ¹³⁷Cs, and its contribution to the total dose rate. All the samples showed relatively low level of ¹³⁷Cs. Its contribution to the total external terrestrial gamma absorbed dose rate at 1 m in air at 11 measuring points did not exceed 11%, while the annual effective dose caused by gamma radiation of ²²⁶Ra, ²³²Th, ⁴⁰K and ¹³⁷Cs found to be with an average of ~0.08 mSv y⁻¹, i.e., slightly higher than the global average annual effective dose from natural radiation sources – external terrestrial radiation, *outdoors*. The external irradiation of the considered animal and plant species by the activity in soil was found to be dominant, and significantly higher than internal exposure to incorporated ²²⁶Ra, ²³²Th, ⁴⁰K and ¹³⁷Cs. A contribution of natural radionuclides to the total dose rate is many folds higher than that of ¹³⁷Cs. At the same time, upper levels of the total dose rates (external and internal exposure) of *S. cingulata*, *A. altissima* and *P. sylvestris* to the terrestrial radionuclides, are significantly below the threshold doses for terrestrial animals and plants (1 and 10 mGy d⁻¹, respectively).

OSNOVI KOINCIDENTNOG METODA MJERENJA CEZIJUMA-134

Nikola SVRKOTA¹, Nevenka M. ANTOVIĆ², Tomislav ANĐELIĆ¹

¹Centar za Ekotoksikološka ispitivanja Podgorica

²Prirodno matematički fakultet, Univerzitet Crne Gore, Podgorica

Rezime

Odnosom $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ u nekom uzorku utvrđuje se porijeklo ^{137}Cs , globalni fallout ili reaktorski akcident. Njihova detekcija i razdvajanje NaI(Tl) detektorom otežana je bliskim energijama zraka (605 keV i 662 keV), kao i zracima bliskih energija iz prirodnih radionuklida, zbog čega se nameće potreba razvoja koincidentnog metoda mjerenja. Koristeći 2 detektora spektrometra PRIPJAT (~180°) izvor ^{134}Cs razmatran je u integralnom, nekoincidentnom i režimu dvostrukih koincidencija.

1. UVOD

Porijeklo ^{137}Cs , odnosno način na koji je dospio u životnu sredinu, da li preko globalnog *fallout-a* ili kao reaktorski (černobiljski) akcident, vrši se kroz procjenu njegovog odnosa sa ^{134}Cs [1]. ^{134}Cs je vještački radionuklid, nastaje u reaktorima nuklearnih elektrana, sa vremenom poluraspada od 2 godine. Nakon nuklearne nesreće u Černobilju 1986. godine u Crnoj Gori nisu objavljeni podaci o aktivnosti ^{134}Cs , tako da ne postoji podatak o odnosu između ta dva radionuklida, a danas njegova detekcija u životnoj sredini u Crnoj Gori nije moguća. U ovom radu predstavljeni su rezultati početnih istraživanja za uspostavljanje koincidentne metode detekcije i određivanja aktivnosti vještačkog radionuklida ^{134}Cs u uzorcima iz životne sredine [2, 3, 4].

2. RAZMATRANJE ŠEMA RASPADA ^{134}CS

Kao što je poznato ^{134}Cs nastaje u reakciji $^{133}\text{Cs}(n,\gamma)^{134}\text{Cs}$ i raspada se preko β^- prelaza u ^{134}Ba , a preko EC u ^{134}Xe . ^{134}Cs ima 13 gama linija koje prate njegov raspad u ^{134}Ba ili ^{134}Xe , od kojih 8 gama zraka ima relativni intenzitet prelaza veći od 1%, a tri su veća od 10%. Dominantna su dva gama zraka na energijama 604,721 keV i 795,864 keV čiji su relativni intenziteti prelaza 97,62% i 85,53% [5]. U tabeli 1 dat je pregled gama zraka koji se odnose na raspad ^{134}Cs , a na slici 1 prikazana je šema raspada ^{134}Cs i ^{137}Cs [6].

Razmatranje šeme raspada ^{134}Cs pokazalo je da su moguće koincidencije do reda 5, mada su 3 gama zraka koji čine tu kaskadu veoma niskog relativnog intenziteta prelaza.

Dvostruke kaskade čine γ zraci sa energijama:

795 keV i **604** keV; 1038 keV i **604** keV; 1365 keV i **604** keV; 563 keV i **604** keV;

232 keV i 563 keV; 475 keV i 563 keV; 801 keV i 563 keV;

232 keV i **1167** keV; 475 keV i **1167** keV; 801 keV i **1167** keV;

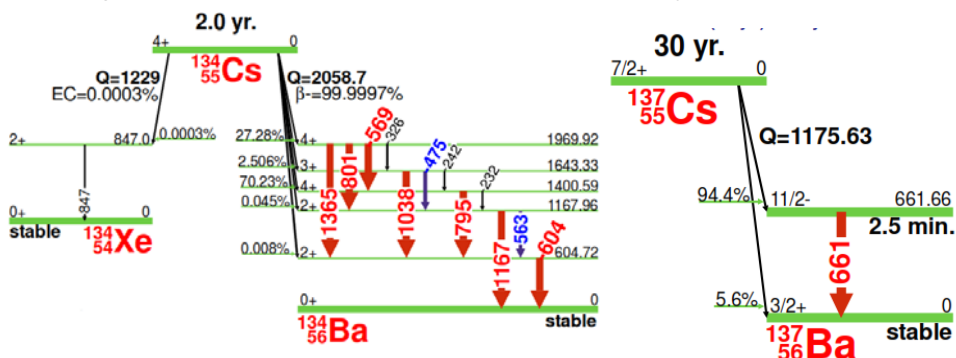
242 keV i 232 keV; 569 keV i 232 keV;
 242 keV i 795 keV; 569 keV i 795 keV;
 326 keV i 242 keV;
 326 keV i 475 keV;
 326 keV i 1038 keV;
 Trostruki kaskadni prelazi su:
 232 keV, 563 keV i **604 keV**; 475 keV, 563 keV i **604 keV**; 801 keV, 563 keV i **604 keV**; 242 keV, 795 keV i 604 keV; 569 keV, 795 i 604 keV;
 242 keV, 232 keV i 563 keV; 569 keV, 232 keV i 563 keV; 326 keV, 475 keV i 563 keV;
 242 keV, 232 keV i 1167 keV; 569 keV, 232 keV i 1167 keV; 326 keV, 475 keV i 1167 keV;
 326 keV, 242 keV i 232 keV;
 326 keV, 242 keV i 795 keV;
 Četvorostruki kaskadni gama prelazi su:
 242 keV, 232 keV, 563 keV i **604 keV**; 569 keV, 232 keV, 563 keV i **604 keV**;
 326 keV, 475 keV, 563 keV i **604 keV**;
 326 keV, 242 keV, 232 keV i **563 keV**;
 Petostruki – samo jedna kaskada:
 326 keV, 242 keV, 232 keV, 563 keV i **604 keV**.

Tabela 1. Spisak gama linija koje prate raspad ¹³⁴Cs

	E _g (keV)	I _g (%)	Prelaz
1	232,6	<0,0011	b ⁻
2	242,738	0,027	b ⁻
3	326,589	0,0162	b ⁻
4	475,365	1,486	b ⁻
5	563,246	8,35	b ⁻
6	569,331	15,38	b ⁻
7	604,721	97,62	b ⁻
8	795,864	85,53	b ⁻
9	801,953	8,69	b ⁻
10	847,025	0,00030	e+b ⁺
11	1038,610	0,988	b ⁻
12	1167,968	1,789	b ⁻
13	1365,185	3,014	b ⁻

Pregledom tabele 1 i šeme raspada (Slika 1) vidi se da su gama linije na energijama od 604 keV i 795 keV od najvećeg značaja za detekciju ¹³⁴Cs. Gama foton energije 604 keV pored toga što ima najveći relativni intenzitet prelaza (I_γ=97,62%) ima i najveći broj koincidentnih gama zraka. On čini četiri dvostruka kaskadna prelaza, pet trostrukih, tri četvorostruka kao i jedan petostruki kaskadni prelaz. S tim u vezi, kao i u slučaju ispitivanja pomoću jednog detektora, analiza spektra će biti usmjerena na fotopik ove energije. Glavni izazov kod rješavanja

ovog zadatka biće kako razdvojiti fotopik koji se odnosi na ^{134}Cs od fotopikova prirodnih radionuklida, a koji se odnose na radionuklide koji pripadaju ^{238}U i ^{232}Th nizovima (na primjer, gama zraci koji prate raspad ^{214}Bi na 609 keV i ^{208}Tl na 583 keV) [7]. Ovdje se može iskoristiti γ foton energije od 795 keV koji predstavlja drugi najintenzivniji gama zrak ($I_\gamma=85,53\%$). On se, takođe, javlja u integralnom, nekoincidentnom i režimu dvostrukih koincidencija rada spektrometra, što će biti objašnjeno u tekstu koji slijedi, jer čini dvostruku kaskadu sa γ zracima od 242 keV ($I_\gamma=0,027\%$) i 563 keV ($I_\gamma=15,38\%$). Što se tiče preklapanja fotopikova dva izotopa cezijuma – rješenje je vrlo jednostavno, s obzirom da je raspad ^{137}Cs praćen emisijom jednog gama zraka [8, 9] on se ne može registrovati u režimu dvostrukih (ili više) koincidencija.



Slika 1. Šema raspada ^{134}Cs i ^{137}Cs

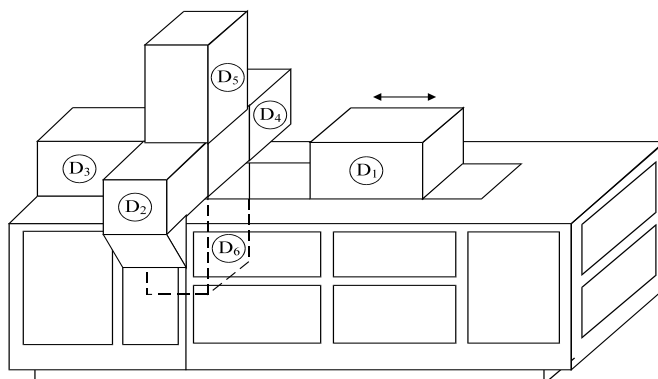
3. MJERNA OPREMA

Za istraživanje prezentovano u ovom radu koristio se višedetektorski spektrometrijski sistem PRIPJAT, tačnije njegova dva detektora označena brojevima 5 i 6.

Višedetektorski sistem PRIPJAT-2M se sastoji od šest detektora koji čine 4π sistem. Geometrijska efikasnost registracije spektrometra je $\sim 0,7 \cdot 4\pi$ sr, energetska rezolucija iznosi 10,5% za γ -liniju ^{137}Cs na energiji 662 keV, a vrijeme rezolucije je 40 ns. Mrtvo vrijeme mjerenja fona ne prelazi 1%. Spoljašnje dimenzije spektrometra su: 250 cm x 145 cm x 186 cm, dok je njegova ukupna masa 4200 kg. Da bi se umanjio stepen uticaja fona kod spektrometara tipa PRIPJAT upotrijebljena je pasivna, olovna i čelična, zaštita detektora, a njegovi djelovi su izgrađeni od niskofonskih materijala. S druge strane, u ovako koncipiranom detekcionom sistemu, osnovno i veoma efikasno sredstvo smanjenja brzine brojanja fona jeste rad u koincidentnom režimu [10].

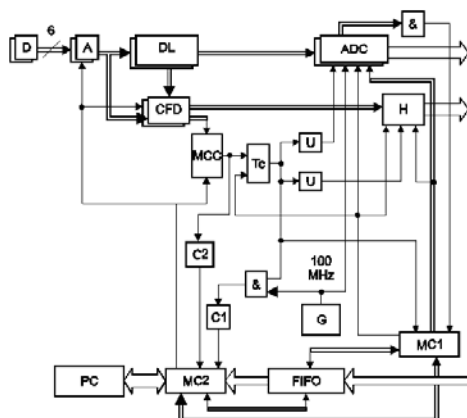
Signali koji dolaze sa fotomultiplikatora se pojačavaju (A) i analiziraju pomoću CFD (*constant fraction discriminator*) i ADC (*analog-to-digital converter*). CFD signali idu u MCC (*majority coincidence circuit*), tj. koincidentno kolo koje radi po principu *preklapanja* impulsa, te se proizvode ulazni impulsi za ADC i hodoskop (H) – koji registruje istovremeni rad detektora (tj. vrši vremensku analizu događaja). Prilikom koincidentnog događaja određene višestrukosti,

hodoskop identifikuje detektore koji su ovu koincidenciju registrovali. ADC, kojih ima 6, i svaki po 256 kanala, vrše analizu amplitude, sa ciljem da se odredi energija detektovanih fotona. Kada se konverzija završi i svi konverteri daju signale, kontrolni programi u mikrokontrolerima (procesorima) MC1 i MC2 prenose podatke u *buffer* memoriju (FIFO) i kompjuterski program. Prvi od njih, procesor MC1, provjerava prisustvo podataka, tj. snima podatke vezane za događaje koji su registrovani u hodoskopu iz ADC u FIFO memoriju, dok drugi procesor MC2 prenosi ove podatke iz FIFO u kompjuterski program. Dakle, informacija o svakom registrovanom događaju dolazi do kompjutera u vidu broja i višestrukosti detektora koji su ga registrovali, kao i amplituda signala – energija fotona [11].



Slika 2. PRIPJAT-2M

Na slici 3 prikazana je šema rada višedetektorskog spektrometra.



Slika 3. Princip rada spektrometra tipa PRIPJAT

4. METODE MJERENJA

Za razvoj koincidentnog metoda mjerenja vještačkog radionuklida ^{134}Cs korišćen je tečni kalibracioni izvor ^{134}Cs proizveden od strane češkog metrološkog instituta

oznake 9031 – OL – 471/06, aktivnosti 542,4 kBq na dan 25.08.2006.

Softver spektrometra (PRIP), osim kalibracije, akvizicije, prikazivanja i čuvanja podataka, omogućava da se izabere opseg višestrukosti koincidencija i energetski opseg koji se želi razmatrati, te da se u svim režimima rada dobiju pojedinačni spektri sa svih detektora, te odgovarajući sumarni spektri, kao i svi potrebni podaci vezani za registrovanu energiju, brzinu brojanja u fotopiku, širinu fotopika (u keV), itd. Nadalje, softver omogućava da se identifikuju izotopi (na osnovu postojeće radne biblioteke), i izračunaju aktivnosti ili koncentracije aktivnosti.

Modifikacija spektrometra i softvera PRIP omogućila je režime rada u kojima spektrometar registruje koincidencije višestrukosti od 2 do 6, ali razdvojene. Odnosno, omogućeni su režimi mjerenja u integralnom režimu (detektori registruju sve događaje, oznaka [1-6]), nekoincidentnom režimu, kada detektori registruju samo nekoincidentne događaje (oznaka [1-1]), kao i režimima dvostrukih (registruje se događaj kada se u okviru vremena rezolucije detektuju fotoni iz dvostrukih kaskada), trostrukih, četvorostrukih, petostrutih i šestostrutih koincidencija (oznake prethodno pomenutih režima su: [2-2], [3-3], [4-4], [5-5], [6-6], respektivno) uz mogućnost odabira opsega koincidencija. Tako, na primjer, ako je izabrana višestrukost 4 to znači da je spektrometarski sistem može da detektuje koincidentne događaje do višestrukosti 4 (režim [4-4]), pri čemu se dobijaju spektri za svaki pojedinačni detektor, ali i sumarno nekoincidentni spektri, spektri dvostrukih, trostrukih i četvorostrukih koincidencija.

Kalibracija spektrometra PRIPJAT-2M urađena je pomoću kalibracionih izvora ^{137}Cs i ^{40}K , proizvedeni u VNIIM im. D. I. Mendeleeva – Sankt Peterburg, koji su pakovani u cilindrične plastične posude spoljašnjeg dijametra 10,7 cm (debljina zida je 1,0 mm) i visine 8 cm. Izvor ^{137}Cs (OMASN No72/94-2, smola mase 0,486 kg) imao je 01.01.1994. godine aktivnost 870 Bq, određenu sa greškom od 3% na nivou povjerenja 95%, a izvor ^{40}K (OMASN No103/92, kalijum-hlorid mase 0,550 kg) imao je 01.08.1992. godine aktivnost $9,0 \cdot 10^3$ Bq, određenu sa greškom od 5% na nivou povjerenja 95%.

Na osnovu snimljenih spektara navedenih izvora, upotrebom softvera PRIP, dobijaju se uobičajene zavisnosti: energija (keV) – broj kanala; širina pika na poluvisini (izražena brojem kanala) – energija (keV); kao i fotoefikasnost – energija (keV) i totalna efikasnost – energija (keV).

Mjerenja koja su vršena prilikom početnog istraživanja za koincidentno određivanje aktivnosti ^{134}Cs na višedetektorskom spektrometru PRIPJAT-2M, obavljena su u integralnom [1-6] režimu rada, nekoincidentnom [1-1], kao i u koincidentnim režimima: [2-2], [3-3], [4-4], [5-5]. Dobijeni spektri pokazuju jasne fotopikove čak i u režimima četvorostukih koincidencija, dok se petostruke koincidencije nisu registrovale.

Zbog popravke i započete modifikacije nijesu svi detektori u funkciji tako da sistem nije koristio svih 6 detektora. Za početna istraživanja i razvoj koincidentnog metoda korišćena su dva NaI(Tl) detektora. Analizirani su spektri dobijeni detektorima pod rednim brojevima 5 i 6 koji se nalaze jedan naspram drugog tj. čine ugao od 180° . Izvor ^{134}Cs je sniman 1000 s realnog vremena, odnosno 191 s, 194 s živog vremena. Zbog velikog mrtvog vremena (oko 81%) živa vremena snimanja su relativno kratka. U nastavku istraživanja koristiće se izvori ^{134}Cs manje aktivnosti s obzirom na veliku osjetljivost spektrometra. U

prikazanim spektrima jasno se uočavaju fotopikovi gama zraka energija 604 keV ($I_\gamma=97,62\%$) i 795 keV ($I_\gamma=85,53\%$) za pojedinačne detektore 5 i 6, koji su bili u koincidentnom režimu sa ostalih 4 detektora, te njihovi sumarni spektri.

Na slici 4 prikazani su spektri u integralnom [1-6] režimu.

U integralnom režimu za detektor 5 broj impulsa u regionu pika energije 604 keV (prvi pik sa lijeve strane spektra) iznosio je 147052 imp, a za energiju od 795 keV 83570 imp. Za detektor broj 6 situacija je sledeća: broj impulsa za energiju 604 keV iznosi 307211 imp, dok je za pik energije 795 keV iznosio 184778 imp. Primijetan je veći broj impulsa kod detektora broj 6. To je zbog činjenice da je detektor broj 6 donji detektor, te da uzorci stoje na njemu i da je on najbliži ispitivanim izvorima (uzorcima). Brojevi impulsa za sumarni spektar ova dva detektora za fotopikove na energijama 604 keV i 795 keV su 445681 imp i 272894 imp. Dakle, nakon jednostavnog računa dobijene vrijednosti za efikasnost detekcije su:

1. za detektor 5 $\varepsilon_{604}=0,035$ i $\varepsilon_{795}=0,023$;
2. za detektor 6 $\varepsilon_{604}=0,073$ i $\varepsilon_{795}=0,05$ (integralni režim),
3. dok su efikasnosti za njihove sumarne spektre $\varepsilon_{604}=0,106$ i $\varepsilon_{795}=0,074$.

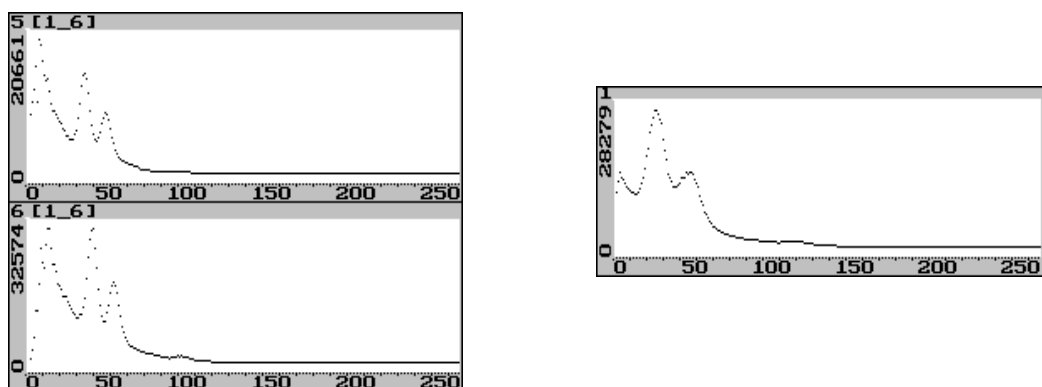
U slučaju nekoincidentnog režima rada brojevi impulsa za fotopikove na energijama 604 keV i 795 keV preko detektora 5 su bili: 79350 imp i 51893 imp. Za detektor 6 brojanje je dalo sledeći rezultat: 177339 imp i 124432 imp. Broj impulsa u sumarnom spektru je 286319 i 129660. Dobijene su sledeće efikasnosti:

1. za detektor 5 su $\varepsilon_{604}=0,019$ i $\varepsilon_{795}=0,014$;
2. za detektor 6 $\varepsilon_{604}=0,041$ i $\varepsilon_{795}=0,033$.

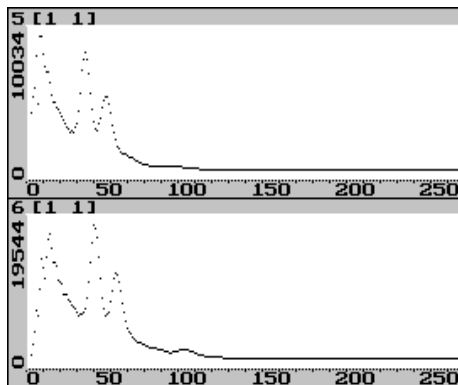
Efikasnosti za sumarni spektar dva naspramna detektora u [1-1] režimu iznose $\varepsilon_{604}=0,067$ i $\varepsilon_{795}=0,035$.

Režim dvostrukih koincidencija ima sledeće efikasnosti:

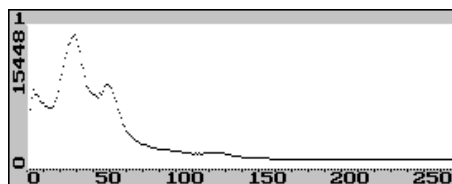
1. za detektor 5 $\varepsilon_{604}=0,014$ i $\varepsilon_{795}=0,009$;
2. za detektor 6 $\varepsilon_{604}=0,024$ i $\varepsilon_{795}=0,016$;
3. efikasnosti za sumarni spektar su $\varepsilon_{604}=0,042$ i $\varepsilon_{795}=0,018$.



a) b)
Slika 4. Spektri ^{134}Cs u integralnom [1-6] režimu, a) Spektri pojedinačnih detektora 5 i 6, b) Sumarni spektar

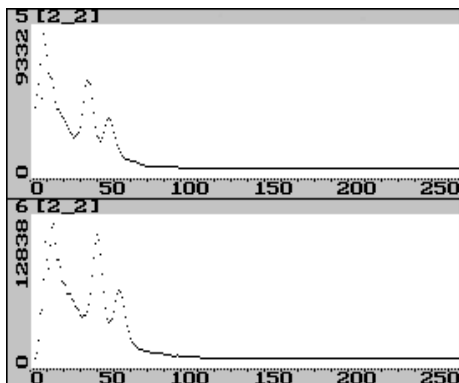


a)

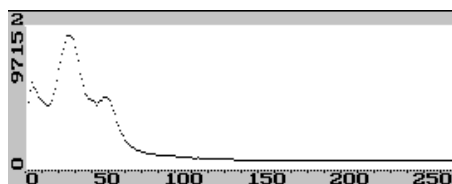


b)

Slika 5. Spektri ^{134}Cs u nekoicidentnom [1-1] režimu, a) Spektri pojedinačnih detektora 5 i 6, b) Sumarni spektar



a)



b)

Slika 6. Spektri ^{134}Cs u koicidentnom [2-2] režimu, a) Spektri pojedinačnih detektora 5 i 6, b) Sumarni spektar

5. DISKUSIJA

Prilikom snimanja spektra ^{134}Cs uočavaju se dominantni fotopikovi na energijama 604 keV i 795 keV. Zbog karakteristika NaI(Tl) detektora (rezolucija 10,5% na energiji 662 keV) u slučajevima kada se u uzorku nalaze i drugi radionuklidi (prirodni radionuklidi iz nizova ^{238}U i ^{232}Th ili ^{40}K) nemoguće je razdvojiti fotopikove na energijama 583 keV, 604 keV, 609 keV i 662 keV. U tom slučaju iz spektra dvostrukih koincidencija aktivnost ^{134}Cs dobija se preko pika 795 keV, zbog toga što na energiji 604 keV dolazi do preklapanja pikova ^{226}Ra , ^{208}Tl i ^{134}Cs . Takođe, u spektru dvostrukih koincidencija, aktivnost torijuma treba odrediti pomoću fotopika na energiji od 2615 keV, tako da je nakon toga moguće odrediti doprinos γ -zraka energije 583 keV zajedničkom radijum-cezijum-torijum (583 keV + 604 keV + 609 keV) fotopiku, i tada (nakon korekcija na doprinos fotona

583 keV i 604 keV) odrediti aktivnost radijuma.

Na isti način, kao i u slučaju detekcije ^{137}Cs , i ^{40}K ima jednu γ liniju (na energiji 1460 keV) i može se detektovati u integralnom i nekoincidentnom režimu mjerenja. Suma fotona ^{134}Cs na energijama 795 keV i 604 keV iznosi 1400,6 keV, te se mora vršiti korekcija prilikom određivanja ^{40}K u uzorku na koincidentno sumiranje.

Razvoj koincidentnog metoda mjerenja ^{134}Cs trebalo bi da obezbijedi značajne prednosti u odnosu na standardne metode koji se trenutno koriste (jednodetektorsku poluprovodničku γ -spektrometriju, na primjer), i to: veću efikasnost registracije γ -zraka i nižu minimalnu detektibilnu aktivnost radionuklida, kraće vrijeme mjerenja, kao i mogućnost mjerenja uzoraka relativno velike zapremine, proizvoljnog oblika i prirode, bez prethodne specifične pripreme i kalibracionih mjerenja za njihove različite geometrije.

6. ZAKLJUČAK

Na osnovu pažljivog razmatranja literature, šema raspada ^{134}Cs , selektovanja kaskadnih gama prelaza koji prate njegov raspad u ^{134}Ba , te karakteristika višedetektorskog sistema koji čine NaI(Tl) detektori, zaključuje se da je koincidentni metod mjerenja ^{134}Cs moguć. Početna mjerenja kalibracionog tečnog standarda su pokazala da se detekcija cezijuma može uraditi čak i u četvorostrukom koincidentnom režimu.

U daljem istraživanju, efikasnosti koje su dobijene eksperimentalno iz fotopikova za pojedinačne detektore kao i za sumarni spektar biće upoređene sa teoretskim proračunima.

Jednovremena detekcija i određivanje aktivnosti dva cezijumska izotopa ne predstavlja problem, jer se koriste dva različita režima mjerenja (na primjer nekoincidentni i režim dvostrukih koincidencija). Takvo rješenje je već primijenjeno prilikom razvoja metoda za analizu prirodnih radionuklida i ^{137}Cs (istovremeno određivanje ^{226}Ra , ^{40}K , ^{233}Th i ^{137}Cs).

Zadatak koji je potrebno riješiti jeste razdvajanje pikova koji se odnose na region od 604 keV, odnosno 609 keV, jer se u ovom energetsom dijelu spektra preklapaju fotopikovi koji potiču iz prirodnog uranijumovog niza, tačnije gama zraci koji prate raspad ^{214}Bi i vještačkog radionuklida ^{134}Cs . Režim dvostrukih koincidencija, kada se koriste dva detektora ne može obezbijediti sigurno razdvajanje pikova, ali se na osnovu korišćenja dva režima rada spektrometra mogu dobiti informacije o pojedinačnim aktivnostima ispitivanih radionuklida.

7. LITERATURA

- [1] J. Moleroa, J.A. Sanchez-Cabezaa, J. Merinoa, P.I. Mitchellb, A. Vidal-Quadrasa, „Impact of ^{134}Cs and ^{137}Cs from the Chernobyl reactor accident on the Spanish Mediterranean marine environment“, *Journal of Environmental Radioactivity*, Volume 43, Issue 3, May 1999, Pages 357–370.
- [2] Yasuhiro Unnoa, Toshiya Sanamib, Masayuki Hagiwarab, Shinichi Sasaki, and Akira Yunokia, “Application of beta coincidence to nuclide identification of radioactive samples contaminated by the accident at the Fukushima Nuclear Power Plant”, *Progress in Nuclear Science and Technology*, Volume 4 (2014) pp. 90-93

- [3] Tetsuya HIRADE, Atsushi KATAYAMA, Nobuyuki MASAKI, "Measurement Method for ^{134}Cs in Environment by Use of the Coincidence Method", *RADIOISOTOPES* Vol. 64 (2015) No. 5 p. 311-318.
- [4] Yasuhiro Unno, Toshiya Sasamib, Masayuki Hagiwarab, Shinichi Sasaki & Akira Yunokita, "Radioactivity measurement of Sr/Y-90 mixed with Cs-134 and Cs-137 using large solid angle detectors without chemical separation", *Journal of Nuclear Science and Technology*, Volume 51, Issue 3, 2014, pages 376-384.
- [5] <http://nucleardata.nuclear.lu.se/toi/nucSearch.asp>
- [6] http://www4vip.inl.gov/gammaray/catalogs/ge/catalog_ge.shtml
- [7] Nevenka M. Antović and Nikola Svrkota, "Detection efficiencies of ^{226}Ra and ^{232}Th in different modes of counting of the PRIPYAT-2M spectrometer", *Nuclear Technology & Radiation Protection* (ISSN 1451-3994), 2009, XXIV(2), 109-118.
- [8] Nevenka M. Antović, Vladimir Popović, Nikola Svrkota, Perko Vukotić, "Detekcija ^{137}Cs i ^{40}K spektrometrom PRIPYAT-2M", *XXV simpozijum Društva za zaštitu od zračenja Srbije i Crne Gore*, Kopaonik – Srbija, 30.09 – 02. 10. 2009, str. 269-273.
- [9] N. M. Antovic, V. Popovic, I. Antovic, N. Svrkota, P. Vukotic, "Measuring ^{137}Cs , ^{40}K and decay products of ^{226}Ra and ^{232}Th in samples of different nature by a multidetector spectrometer", *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* (ISSN 0236-5731), 2011, 290(1), 81-88.
- [10] Гольданский В. И., Куценко А. В., Подгорецкий М. И., 1959. Статистика отсчетов при регистрации ядерных частиц. Физмат. Москва.
- [11] Андрухович С. К., Берестов А. В., Гаркуша С. Н., Рудак Э. А., Хильманович А. М., Узунбаджаков А. С., Зязюля Ф. Е., Антович Н., 2007. Расширение возможностей 4π-гамма-спектрометров ПРИПЯТЬ. *Ядерна физика та енергетика (Nuclear Physics and Atomic Energy)*, 2(20), 140.

BASIC RESEARCH FOR COINCIDENCE METHOD OF CS-134 MEASUREMENT

Nikola SVRKOTA¹, Nevenka M. ANTOVIĆ², Tomislav ANĐELIĆ¹

¹Centre for ecotoxicological research, Podgorica, Montenegro

²Faculty of Natural Sciences and Mathematics, Podgorica, Montenegro

The origin of ^{137}Cs , whether it was generated as a global fallout or reactor (Chernobyl) accident, is determined with assessment its relationship with ^{134}Cs . ^{134}Cs is artificial radionuclide, produced in nuclear power reactors, with a half-life of 2.1 years. Since the data on ^{134}Cs activity in Montenegro weren't publish after the Chernobyl disaster in 1986, there is no information about relation between these two radionuclides and therefore its detection in the Montenegro's environment is not possible nowadays. Their detection (^{134}Cs and ^{137}Cs) and separation with NaI (TI) detector is aggravated with close energies of gamma rays (605 keV and 662 keV), as well as with rays of close energies from natural radionuclides, causing a need for the development of coincidence measurement method. Using 2 detectors of spectrometer Pripyat ($\sim 180^\circ$), ^{134}Cs source is analyzed in an integrated, non-coincidence and the mode of double coincidences. This paper presents the results of the initial research for the establishment of coincident detection methods and determination of artificial radionuclide ^{134}Cs activity in samples from the environment.

CIP - Каталогизација у публикацији –
Народна библиотека Србије, Београд

614.876(082)

621.311.25(477.41)(082)

504.5:539.16(497.11)(082)

ЧЕРНОБИЉ : 30 година после : монографија / уредник
Гордана Пантелић. - Београд : Институт за нуклеарне науке
"Винча", Лабораторија за заштиту од зрачења и заштиту
животне средине "Заштита" : Друштво за заштиту од зрачења
Србије и Црне Горе, 2016 (Београд : Институт за нуклеарне
науке "Винча"). - 286 стр. : илустр. ; 25 cm

Тираж 150. - Библиографија уз сваки рад. - Summaries.

ISBN 978-86-7306-138-2 ("Винча")

1. Пантелић, Гордана [уредник]

а) Нуклеарна електрана "Чернобил" - Хаварија - Зборници

б) Животна средина - Загађење радиоактивним материјама

- Србија - Зборници с) Несреће у нуклеарним електранама

- Последице - Зборници д) Јонизујуће зрачење - Штетно

дејство - Србија - Зборници

COBISS.SR-ID 226685452