

Prostorna varijabilnost ^{137}Cs u zemljištu Beograda (Srbija)

Ljiljana J. Janković-Mandić¹, Ranko M. Dragović², Milan M. Đorđević², Maja B. Đolić¹, Antonije E. Onjia¹, Snežana D. Dragović¹, Goran G. Bačić³

¹Univerzitet u Beogradu, Institut za nuklearne nauke Vinča, Beograd, Srbija

²Univerzitet u Nišu, Prirodno–matematički fakultet, Departman za geografiju, Niš, Srbija

³Univerzitet u Beogradu, Fakultet za fizičku hemiju, Beograd, Srbija

Izvod

U radu je gamaspektrometrijski određena specifična aktivnost ^{137}Cs u neobrađivom zemljištu sakupljenom u periodu od 2006. do 2010. godine sa 70 lokacija grada Beograda. Specifične aktivnosti ovog radionuklida varirale su u opsegu od 3 (Senjak) do 87 Bq kg⁻¹ (Kosmaj), sa srednjom vrednošću od 23 Bq kg⁻¹, a jačine doze koja potiče od ^{137}Cs od 0,2 do 5,8 nSv h⁻¹, sa srednjom vrednošću od 1,5 nSv h⁻¹. Velika standardna devijacija i velika razlika između minimalne i maksimalne vrednosti specifičnih aktivnosti ^{137}Cs tipične su za zagađujuće supstancije antropogenog porekla.

Ključne reči: cezijum, zemljište, jačina doze gama zračenja, geografsko mapiranje.

Dostupno na Internetu sa adrese časopisa: <http://www.ache.org.rs/HI/>

Gradske aglomeracije i konurbacije sa više od 1,5 miliona stanovnika predstavljaju generatore globalnih promena na širem prostoru i ugrožavaju živi svet. Promene na lokalnom nivou takođe predstavljaju neposrednu opasnost za stanovništvo grada. Zdravstveni uslovi u velikim gradovima, čak i u razvijenim zemljama, nisu zadovoljavajući, a kod biljnog i životinjskog sveta zapaženi se mutageni procesi, i to posebno kod pojedinih četinara, ptica i insekata. Kontaminacija životne sredine radioaktivnim materijalima postala je jedan od značajnih problema savremene civilizacije. Tehnološka revolucija koja se ostvaruje primenom nuklearne energije u mirnodopske svrhe, bez obzira na veliki napredak koji je u ovoj oblasti postignut u domenu zaštite životne sredine, neposredno vodi daljem povećanju radioaktivne kontaminacije biosfere. Potencijalna opasnost od primene nuklearnog oružja i opasnost od akcidenta na nuklearnim postrojenjima daje ovom problemu još veći značaj.

Pored velikog broja nuklearnih proba (više od 400 u periodu od 1945. do 1980. godine), od početka primene nuklearne energije dogodilo se i više akcidenta na reaktorima i reaktorskim postrojenjima. Najozbiljniji akcident u istoriji nuklearne energije dogodio se 1986. godine u černobiljskoj nuklearnoj elektrani u bivšem Savezu Sovjetskih Socijalističkih Republika (SSSR). Ovaj akcident pokazao je da postoji mogućnost zagađenja ne samo neposredne okoline mesta akcidenta, već mnogo većih prostora. Procenjuje se da je tokom akcidenta i narednih 10 dana u atmosferu oslobođeno 14×10^{18} Bq,

od čega $1,8 \times 10^{18}$ Bq ^{131}I , $8,6 \times 10^{16}$ Bq ^{137}Cs i njegovih drugih izotopa, 1×10^{16} Bq ^{90}Sr i 3×10^{15} Bq plutonijumovih izotopa. Rasejavanje radioaktivnog materijala u najvećoj meri zavisilo je od klimatskih faktora kao što su stalni vetrovi, shema morskih struja, termička i barometarska stratifikacija atmosfere, gustina troposfere, godišnje doba, kao i od pravca pružanja planinskih sistema, pokrivenosti vegetacijom i sl. U vreme prve eksplozije kada je stub izbačenog radioaktivnog materijala dostigao najveću visinu iznad Černobilja su duvali vetrovi različitog smera, tako da se aktivnost prenela i na rastojanja veća od 2000 km od Černobilja. Procenjeno je da je 200000 km² Evrope bilo kontaminirano sa 4×10^4 Bq m⁻² ^{137}Cs . Najveći deo aktivnosti (71%) je deponovan u Ukrajini, Belorusiji i Ruskoj Federaciji [1]. Procenjeno je da je u toku 1986. godine na teritoriji Socijalističke Federativne Republike Jugoslavije (SFRJ) deponovano oko 2,4% od ukupno emitovanih radionuklida iz oštećenog reaktora u Černobilju [2]. Veštački radioaktivni izotopi u zemljištu uključuju se u geološko i biološko kruženje materija u prirodi. Preko vode, vazduha i hrane biljnog i životinjskog porekla radionuklidi dospevaju u organizam čoveka. Nakupljanjem u kostima i drugim tkivima radionuklidi izazivaju dugotrajno ozračenje organizma.

Cezijum (^{137}Cs) je beta–gama emiter sa vremenom poluraspada 30,2 godina. Hemijski je analogan kalijumu i prati njegov metabolizam, nema poseban kritični organ za deponovanje već se distribuira u svim ćelijama organizma (organotropni radionuklid). Biološko vreme poluraspada za čoveka je od 10–110 dana i zavisi od starosnog doba i metabolizma organizma [3,4].

Distribucija veštačkih radionuklida u zemljištu [5] karakteriše se jako izraženom neravnomernošću po dubini profila. U regionima sa umerenom količinom atmosferskih taloga, u zemljištima težeg mehaničkog

NAUČNI RAD

UDK 546.36:539.166:
504.5(497.11Beograd)

Hem. Ind. 68 (4) 449–455 (2014)

doi: 10.2298/HEMIND130124069J

Prepiska: S. Dragović, Univerzitet u Beogradu, Institut za nuklearne nauke Vinča, p.pr. 522, Beograd, Srbija.

E-pošta: sdragovic@vinca.rs

Rad primljen: 24. januar, 2013

Rad prihvaćen: 5. septembar, 2013

sastava, najveći deo antropogenih radionuklida se tokom dužeg perioda zadržava u površinskom sloju (do 10 cm dubine) zemljišta, a u oranicama – u oraničnom horizontu. U lakšim, peskovitim zemljištima, naročito onim s procednim tipom vodnog režima, znatan deo radioaktivnih materija za 10–15 godina migrira do dubine 40–50 cm, ali mogu dospeti i do podzemnih voda i dalje s njima do reka i mora.

Prema stepenu pokretljivosti [5] u zemljištu antropogeni radionuklidi dugog vremena poluraspada mogu se svrstati u sledeći niz: $^{90}\text{Sr} > ^{106}\text{Ru} > ^{137}\text{Cs} > ^{144}\text{Ce} > ^{129}\text{I} > ^{239}\text{Pu}$.

Ispitivanja [6–14] su pokazala da se ^{137}Cs vezuje za površinski sloj zemljišta (do 10 cm dubine), da se iz ovog sloja može jonski izmeniti (13–30%) i da njegova koncentracija opada sa dubinom. Vertikalna migracija ^{137}Cs u zemljištu je spor proces i procenjeno je da iznosi oko 0,1 do 1 cm godišnje. Na migraciju cezijuma osim fizičko-hemijskih karakteristika zemljišta utiče i lokalna konfiguracija terena. U peskovitim zemljištima je veća brzina prodiranja. Na kinetiku transfera ^{137}Cs utiče i oblik u kome se on nalazi. Ako je u anjonskom obliku, zemljište ga veoma slabo apsorbira i može vrlo intenzivno da migrira. Na migracionu sposobnost cezijuma utiče prisustvo kalijuma, kao i stabilnog cezijuma (njihov višak usporava migraciju).

U ovom radu gamaspektrometrijski je određena specifična aktivnost ^{137}Cs u površinskom sloju neobrađivog zemljišta na teritoriji Beograda, izračunata jačina efektivne doze koja potiče od ^{137}Cs i analizirana prostorna distribucija ovog radionuklida metodom geostatističke interpolacije.

EKSPERIMENTALNI DEO

Istraživani prostor i sakupljanje uzoraka

Beograd se nalazi u peripanonskom pojasu Srbije (φN 44°49'14" i λE 20°27'44"), na ušću Save u Dunav, prosečne nadmorske visine 132 m. U obimu, teritorija Beograda zauzima 427 km, sa najvećom dužinom od 93 km i širinom od 68 km. Površina uže teritorije grada iznosi 3223 km², a užeg gradskog područja 360 km². Poljoprivredno zemljište zauzima 2235 km², od čega oranice i bašte 1807 km², voćnjaci 154 km², vinogradi 33 km², pašnjaci 113 km², trstici i bare 18 km², ribnjaci 3,25 km². Prema Generalnom urbanističkom planu građevinsko zemljište zauzima 457 km² [15].

Beograd je važno saobraćajno čvorište, jer preko njegove teritorije prolaze međunarodni putevi koji povezuju centralnu Evropu sa Mediteranom i Bliskim istokom. Beograd je tačka ukrštanja koridora IV i X evropskog značaja i geografski važno međunarodno rečno i vazdušno pristanište. Dužina magistralnih puteva iznosi 66 km, regionalnih 326 km, a lokalnih 32 km. Na teritoriji Beograda šume zauzimaju 13135 km²,

a parkovi u užem gradskom području 521 km². Na teritoriji grada ima 5517 ulica od toga u prigradskim opštinama 2288 [15].

Beograd se sastoji od 17 opština, 10 gradskih (Čukarica, Novi Beograd, Palilula, Rakovica, Savski Venac, Stari grad, Voždovac, Vračar, Zemun i Zvezdara) i 7 prigradskih (Barajevo, Grocka, Lazarevac, Mladonovac, Obrenovac, Sopot i Surčin).

Po popisu iz 2011. godine, Beograd ima 1,7 miliona stanovnika, od čega u užoj gradskoj zoni živi više od 1,3 miliona stanovnika [16].

Uzorci neobrađivog zemljišta ($n = 250$) su sakupljeni sa 70 lokacija u Beogradu u periodu 2006–2010. godine, primenom metode sistematskog slučajnog uzorkovanja. Sa svake lokacije, sa površine od 1 m×1 m, do dubine od 10 cm, uzorkovano je 3–4 uzorka u skladu sa preporukama Međunarodne agencije za atomsku energiju [17].

Gamaspektrometrijska analiza

Uzorci zemljišta su očišćeni od mehaničkih nečistoća, uglavnom kamenčića i delova biljnog materijala, zatim su sušeni na 105 °C do konstantne mase, homogenizovani i prosejani kroz sito sa otvorima prečnika 2 mm i zapakovani u Marineli posude. Specifična aktivnost ^{137}Cs određena je korišćenjem gamaspektrometra ORTEC-AMETEK sa 8192 kanala, rezolucije 1,85 i relativne efikasnosti 34% na 1,33 MeV za ^{60}Co , na osnovu gama linije 661,66 keV. Za obradu spektara korišćen je softver Gamma Vision-32 [18].

Izračunavanje jačine efektivne doze koja potiče od ^{137}Cs

Jačina efektivne doze usled spoljašnjeg izlaganja koja potiče od ^{137}Cs (D_{Cs}) u zemljištu na 1 m iznad tla izračunata je uz pretpostavku da je zemljište polu-beskonačna, glatka i ravna površina i da je element mekog tkiva pod konstantnim uticajem fotonskog fluksa koji potiče od ^{137}Cs iz zemljišta, uzimajući u obzir da verovatnoća za emisiju gama zračenja na energiji od 661,6 keV iznosi 85,12%, prema jednačini [19–22]:

$$D_{\text{Cs}}(\text{nSv/h}) = 0,576E\Phi(E) \left(\frac{\mu\alpha(E)}{\rho} \right) \quad (1)$$

gde je E energija fotona (MeV), $\Phi(E)$ srednji fluks fotona za datu energiju u elementu zapremine mekog tkiva i $(\mu\alpha(E)/\rho)$ maseni apsorpcioni koeficijent za zapreminski mali element mekog tkiva (cm² g⁻¹).

Za procenu maksimalne doze koja potiče od zračenja sa površine tla fluks fotona za datu energiju izračunava se prema jednačini:

$$\Phi(E) = \frac{\gamma A_{\text{Cs}}}{2(\mu\text{s}(E)/\rho)_{\text{zemljište}}} \quad (2)$$

gde su γ frakciona zastupljenost gama zračenja, A_{Cs} specifična aktivnost ^{137}Cs (Bq/kg) i $(\mu\text{s}(E)/\rho)_{\text{zemljište}}$ mase-

ni atenuacioni koeficijent za zemljište za E od 661,6 keV ($\text{cm}^2 \text{g}^{-1}$).

Maseni atenuacioni koeficijent varira sa sadržajem vode u zemljištu i energijom gama fotona. Maseni atenuacioni koeficijent za tipično zemljište gustine $1,625 \text{ g cm}^{-3}$, koje sadrži 30% vode i 20% vazduha, za energiju od 661,6 keV iznosi $0,0780 \text{ cm}^2 \text{g}^{-1}$. Maseni apsorpcioni koeficijent za zapreminski element mekog tkiva malih dimenzija, koji se koristi za procenu efektivne doze u uslovima konstantnog fluksa fotona sa površine tla za energiju od 661,6 keV iznosi $0,0316 \text{ cm}^2 \text{g}^{-1}$ [19,23,24].

Geografsko mapiranje aktivnosti ¹³⁷Cs

Modelovanje geoprostornih podataka urađeno je u softverskom paketu ArcGIS (ESRI, 2009) i njegovom dodatku *Geostatistical Analyst* [25]. Interpolaciona metoda koja je korišćena za prikazivanje prostorne distribucije je kriging. Ona kreće od pretpostavke da udaljenost ili pravac pružanja aktivnosti ili koncentracije nekog elementa odražavaju prostornu korelaciju kojom bi se moglo objasniti prostiranje neke pojave. Ova metoda kvantifikuje međusobne odnose svih parova tačaka, nakon čega na podatke automatski primenjuje najpogodniji model i vrši predikciju vrednosti na neispitanim lokacijama u okviru proučavane oblasti. Brojne studije su pokazale da je, među geostatističkim metodama, *kriging* najpouzdanija interpolaciona metoda za izučavanje prostorne distribucije antropogenih radionuklida [26,27]. Metoda je rezistentna na efekat netipičnih vrednosti i preporučuje se za obradu nehomogenih podataka, što je upravo slučaj sa podacima o kontaminaciji životne sredine [26].

REZULTATI I DISKUSIJA

U tabeli 1 prikazana je deskriptivna statistika specifične aktivnosti ¹³⁷Cs u uzorcima zemljišta sakupljenog sa teritorije grada Beograda u periodu 2006–2010. godina i njoj odgovarajuća jačine doze.

Na osnovu dobijenih rezultata uočava se izražena varijabilnost specifičnih aktivnosti, a time i jačine doze ¹³⁷Cs u ispitivanim uzorcima zemljišta. Specifične aktivnosti ovog radionuklida varirale su u opsegu od 3 do 87 Bq kg⁻¹, a srednja vrednost iznosila je 23 Bq kg^{-1} , a jačine doze koja potiče od ¹³⁷Cs od 0,2 do 5,8 nSv h⁻¹, sa srednjom vrednošću od $1,5 \text{ nSv h}^{-1}$. Velika standardna devijacija i velika razlika između minimalne i maksimalne vrednosti tipične su za zagađujuće supstancije antropogenog porekla [28]. Na slici 1 prikazana je prostorna distribucija specifičnih aktivnosti ¹³⁷Cs u analiziranim uzorcima zemljišta.

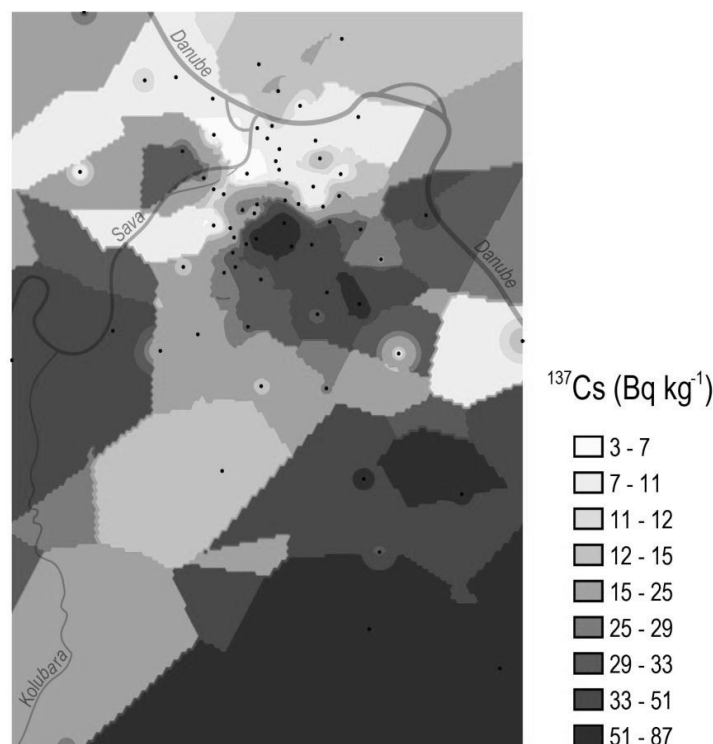
Izražena varijabilnost specifičnih aktivnosti ¹³⁷Cs posledica je topografskih razlika i nehomogene površinske kontaminacije zemljišta posle černobiljskog akcidenta. Znatno veće specifične aktivnosti ¹³⁷Cs izmerene su u zemljištima južnog dela istraživanog prostora (oko Kos-

maja i Avale) u odnosu na one u severozapadnom delu grada (Bežanija, Novi Beograd, Surčin). Uočena prostorna varijabilnost specifičnih aktivnosti ¹³⁷Cs može biti posledica prostornih razlika u fizičko-hemijskim i biološkim osobinama zemljišta, tipu zemljišta i biljnom pokrivaču. U ranijim studijama na istom prostoru pokazana je značajna korelacija između aktivnosti ¹³⁷Cs i sadržaja organskih materija u zemljištu [29,30]. Poznato je da depozicija ¹³⁷Cs varira sa nadmorskom visinom i količinom padavina, ali to nije slučaj sa prostorom istraživanim u ovom radu, jer ne postoje značajne razlike u nadmorskoj visini i količini padavina među lokacijama uzorkovanja. Varijabilnost specifičnih aktivnosti ¹³⁷Cs može takođe biti objašnjena uticajima mikro- i mezotopografije u kontrolisanju redistribucije ovog radionuklida procesima erozije ili akumulacije. Prostorna varijabilnost distribucije ¹³⁷Cs na relativnom malim prostorima dokumentovana je brojnim studijama. Navas i Walling su uočenu varijabilnost aktivnosti ¹³⁷Cs u malom drenažnom basenu u severnoj Španiji objasnili procesima erozije i akumulacije [31]. Velika prostorna varijabilnost aktivnosti ovog radionuklida na malom prostoru na Tajvanu protumačena je kao posledica slučajne distribucije fizičkih i hemijskih osobina zemljišnih horizonata i pluvijalne erozije i akumulacije [32].

Tabela 1. Deskriptivna statistika specifične aktivnosti ¹³⁷Cs u uzorcima zemljišta sakupljenog sa teritorije grada Beograda u periodu 2006–2010. godina i njoj odgovarajuća jačine doze
Table 1. Descriptive statistics of specific activities of ¹³⁷Cs in soils collected from the territory of Belgrade during 2006–2010 and corresponding gamma dose rate

Parametar	¹³⁷ Cs (Bq kg ⁻¹)	$D_{Cs} / \text{nSv h}^{-1}$
Srednja vrednost	23	1,5
Standardna devijacija	20	1,2
Medijana	15	1,0
Opseg	84	56
Mod	11	0,6
Minimum	3	0,2
Maksimum	87	5,8

Geostatističke metode su se pokazale pouzdanim u proceni distribucije ¹³⁷Cs emitovanom posle nuklearnog akcidenta u Černobilju na lokacijama sa kojih nisu sakupljeni uzorci na osnovu aktivnosti na obližnjim lokacijama. Atlas depozicije ¹³⁷Cs u Evropi posle akcidenta u Černobilju, izrađen je na osnovu podataka prikupljenih u više od 30 evropskih zemalja, transformisanih u mape korišćenjem interpolacionih tehnika i geografskog informacionog sistema [33]. Geostatističke metode pružaju realnu procenu distribucije ¹³⁷Cs na neuzorkovanim lokacijama širom sveta [34–37]. Dosađnja istraživanja su pokazala da je tačnost procene nivoa radioaktivnosti na neuzorkovanim lokacijama u



Slika 1. Prostorna distribucija specifičnih aktivnosti ^{137}Cs u zemljištu Beograda.
Figure 1. Spatial distribution of specific activities of ^{137}Cs in soils of Belgrade region.

direktnoj vezi sa brojem podataka na lokacijama koje ih okružuju i validnošću strategije uzorkovanja [27].

Do 1986. godine specifična aktivnost ^{137}Cs u zemljištu u Srbiji [38] bila je manja od 5 Bq kg^{-1} , a u najvećem broju biljaka, sem mahovina i lišajeva, cezijum se nije mogao detektovati. Neposredno posle černobiljskog akcidenta u pojedinim vrstama biljaka, izmerene su aktivnosti ^{137}Cs i do 3 kBq kg^{-1} , a površinska kontaminacija tla bila je veoma nehomogena. U okviru sistematskog ispitivanja sadržaja radionuklida u toku 2007. godine u Beogradu [15] analizirani su uzorci neobrađivog zemljišta sa 5 lokacija (Dunavac, Jabučki rit, Zeleno brdo, Lazarevac i Obrenovac), srednja vrednost specifične aktivnosti ^{137}Cs iznosila je 27 Bq kg^{-1} , a varirala je u opsegu od 4 (Dunavac) do 52 Bq kg^{-1} (Zeleno brdo). U istraživanjima sprovedenim 2005. godine u Beogradu [39] u uzorcima sa istih lokacija, srednja vrednost specifične aktivnosti ^{137}Cs bila je 35 Bq kg^{-1} i varirala je u opsegu od 7 (Jabučki rit) do 78 Bq kg^{-1} (Zeleno brdo). Na osnovu ovih podataka srednja vrednost specifična aktivnosti je opala sa 35 na 27 Bq kg^{-1} , za dve godine, dok bi očekivana specifična aktivnost, prema zakonu radioaktivnog raspada, iznosila bi 33 Bq kg^{-1} . Na osnovu eksperimentalnih podataka specifična aktivnost ^{137}Cs za dve godine opala je za 8 Bq kg^{-1} , a ne za očekivanih 2 Bq kg^{-1} , što ukazuje na difuziju cezijuma u zemljištu.

U 2002. godini u uzorcima neobrađivog zemljišta sa teritorije Beograda [40] (Dunavac i Jabučki rit) srednja vrednost specifične aktivnosti ^{137}Cs bila je 13 Bq kg^{-1} i varirala je u opsegu od 6 (Jabučki rit) do 23 Bq kg^{-1} (Dunavac).

Rezultati sistematskog ispitivanja sadržaja radionuklida u toku 2002. godine u Republici Srbiji [40] u uzorcima neobrađivog zemljišta sa 6 lokacija, pokazali su da srednja vrednost specifične aktivnosti ^{137}Cs iznosi 33 Bq kg^{-1} . Najveći sadržaj ^{137}Cs izmeren je u zemljištima sakupljenim na Zlatiboru (109 Bq kg^{-1}), a najmanji u onim sakupljenom u Novom Sadu (6 Bq kg^{-1}).

Uporedni prikaz vrednosti specifičnih aktivnosti ^{137}Cs dobijene u ovom radu sa vrednostima specifičnih aktivnosti u gradovima različitih regiona sveta dat je u tabeli 2.

Na osnovu podataka iz literature može se uočiti da su vrednosti specifičnih aktivnosti ^{137}Cs znatno veće na prostorima izloženim radioaktivnom oblaku iz Černobilja (Republika Srpska [43], Turska [44], Makedonija [54] i Srbija), dok su znatno niže vrednosti u ostalim delovima sveta, gde su verovatno posledica nadzemnih nuklearnih eksplozija i proba. Uočava se, takođe, da su specifične aktivnosti ^{137}Cs manje na peskovitim tere-nima [42].

Tabela 2. Pregled specifičnih aktivnosti ¹³⁷Cs u različitim gradovima sveta (Bq kg⁻¹)
 Table 2. The summary of specific activities of ¹³⁷Cs in cities from different parts of the world (Bq kg⁻¹)

Lokacija	Vrednost
Adana/Turska [41]	7 (0–28)
Alkharije /Saudijska Arabija [42]	0–3
Banja Luka/Republika Srpska [43]	26 (2–68)
Bursa/Turska [44]	5 (0–15)
Faisalabad/Pakistan [45]	4
Kairo/Egipat [46]	2–19
Istanbul/Turska [47]	2–81
Kalakam/Indija [48]	<0,1–3
Kirklareli/Turska [49]	8
Marmara/Turska [50]	27 (1–153)
Svat/Pakistan [51]	34
Tajvan/Kina [52]	7 (1–6,4)
Trombaj/Indija [53]	0,5–10
Veles/Makedonija [54]	71 (2–358)
Beograd (ovaj rad)	23 (3–87)

ZAKLJUČAK

Uticao životne sredine na zdravlje odnosi se na sve fizičke, biološke i hemijske spoljašnje faktore koji utiču na ljude i životinje. Kontaminacija životne sredine radioaktivnim materijalima postala je jedan od značajnih problema savremene civilizacije i bez obzira na veliki napredak koji je u ovoj oblasti učinjen u pogledu zaštite životne sredine, tehnološka revolucija neposredno vodi daljem povećanju radioaktivne kontaminacije biosfere.

U svim uzorcima neobradivog zemljišta sa teritorije grada Beograda, utvrđeno je prisustvo ¹³⁷Cs. Specifične aktivnosti ovog radionuklida, kao i jačina doze koja potiče od njega varirale su u širokom opsegu vrednosti. Velika standardna devijacija i velika razlika između minimalne i maksimalne vrednosti tipične su za zagađujuće supstance antropogenog porekla. Izražena varijabilnost specifičnih aktivnosti ¹³⁷Cs posledica je topografskih razlika i nehomogene površinske kontaminacije zemljišta posle černobiljskog akcidenta. Uočena prostorna varijabilnost specifičnih aktivnosti ¹³⁷Cs može biti posledica prostornih razlika u fizičko-hemijskim i biološkim osobinama zemljišta, tipu zemljišta i biljnom pokrivaču.

Zahvalnica

Rad je finansiran sredstvima Ministarstva prosvete, nauke i tehnološkog razvoja Republike Srbije, ugovor broj III 43009.

LITERATURA

[1] International Atomic Energy Agency (IAEA), Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and

Remediation: Twenty Years of Experience, Report of the Chernobyl Form Expert Group Environment, STI/PUB/1239, 2006.

- [2] Nivoi radioaktivne kontaminacije čovekove sredine i ozračenost stanovništva Jugoslavije 1986. godine usled havarije nuklearne elektrane u Černobilju, Savezni komitet za rad, zdravstvo i socijalnu zaštitu, Beograd, 1987.
- [3] R.L. Kathren, Radioactivity in the Environment: Sources, Distribution and Surveillance, Harwood Academic Publishers, Amsterdam, 1984.
- [4] J. Magill, J. Galy, Radioactivity, Radionuclides, Radiation, Springer, Berlin, 2005.
- [5] B. Gajić, Fizika zemljišta, Univerzitet u Beogradu, Poljoprivredni fakultet, Beograd, 2006.
- [6] D. Krstić, D. Nikezić, N. Stevanović, M. Jelić, Vertical profile of ¹³⁷Cs in soil, Appl. Radiat. Isot. **61** (2004) 1487–1492.
- [7] K. Bunzl, Migration of fallout-radionuclides in the soil. Effects of non-uniformity of sorption properties on the activity-depth profiles, Radiat. Environ. Biophys. **40** (2001) 237–241.
- [8] M. Isaksson, B. Erlandsson, S. Mattsson, 10-year study of the ¹³⁷Cs distribution in soil and a comparison of Cs soil inventory with precipitation-determined deposition, J. Environ. Radioact. **55** (2001) 47–59.
- [9] G. Kirchner, Applicability of compartmental models for simulating the transport of radionuclides in soil, J. Environ. Radioact. **38** (1998) 339–352.
- [10] G. Matisoff, M.E. Keterer, K. Rosen, J.W. Mietelski, L.F. Vitko, H. Person, E. Lokas, Downward migration of Chernobyl-derived radionuclides in soil in Poland and Sweden, Appl. Geochem. **26** (2011) 105–115.
- [11] K.M. Miller, J.L. Kuiper, I.K. Helfer, ¹³⁷Cs fallout depth distribution in forest versus field sites: implications for external gamma dose rate, J. Environ. Radioact. **12** (1990) 23–47.
- [12] K. Rosen, I. Oborn, H. Lonsjo, Migration of radiocesium in Swedish soil profiles after the Chernobyl accident, J. Environ. Radioact. **46** (1999) 45–66.
- [13] P. Bossew, G. Kirchner, Modeling the vertical distribution of radionuclides in soil. Part 1. The converse dispersion equation revisited, J. Environ. Radioact. **73** (2004) 127–150.
- [14] A. Clouvas, S. Xanthos, G. Takoudis, M. Antonopoulos-Domis, G. Zinovadis, T. Vidmar, A. Likar, Twenty-year follow-up study of radiocesium migration in soil, Radiat. Prot. Dosim. **124** (2007) 372–377.
- [15] Kvalitet životne sredine grada Beograda u 2007. godini, Marija Grubačević sa saradnicima (ur.), Sekretarijat za zaštitu životne sredine, Beograd, 2008.
- [16] Popis stanovništva, domaćinstava i stanova 2011. u Republici Srbiji, Stanovništvo, Nacionalna pripadnost – podaci po opštinama i gradovima, ISBN 978-86-6161-023-3, Republički zavod za statistiku, Beograd, 2012, str. 20 (4.1.2013.).
- [17] International Atomic Energy Agency (IAEA), Soil Sampling for Environmental Contaminants, IAEA-TECDOC-1415, Vienna, Austria, 2004.

- [18] ORTEC, Gamma Vission 32, Gamma-Ray Spectrum Analysis and MCA Emulation, Version 5.3, Oak Ridge, TN, 2001.
- [19] S.N. Tahir, K. Jamil, J.H. Zaidi, M. Arif, 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.
- [20] K. Jamil, S. Ali, M. Iqbal, A.A. Qureshi, H.A. Khan, Measurements of radionuclides in coal samples from two provinces of Pakistan and computation of external gamma-ray dose rate in coal mines, *J. Environ. Radioact.* **41** (1998) 207–216.
- [21] S. Ali, M. Tufail, K. Jamil, A. Ahmad, H.A. Khan, Gamma-ray activity and dose rate of brick samples from some areas of North West Frontier Province (NWFP), Pakistan, *Sci. Total Environ.* **187** (1996) 247–252.
- [22] J.R. Lamarsh, Introduction to Nuclear Engineering, Addison-Wisley, New York, 1983.
- [23] P. Jacob, H. Paretzke, Gamma-ray exposure from contaminated soil, *Nucl. Sci. Eng.* **93** (1986) 248–261.
- [24] D. Garber, ENDF-201, ENDF/B Summary documentation, BNL-1754 (ENDF-201) (ENDF/B-IV), Brookhaven National Laboratory, 1975.
- [25] ESRI, ArcGIS Desktop: Release 9.3, Environmental Systems Research Institute Redlands, CA, 2009.
- [26] N. Diodato, M. Ceccarelli, Geographical information systems and geostatistics for modelling radioactively contaminated land areas, *Natural Hazards* **35** (2005) 229–242.
- [27] L. Mabit, C. Bernard, Assessment of spatial distribution of fallout radionuclides through geostatistics concept, *J. Environ. Radioact.* **97** (2007) 206–219.
- [28] I. Bikit, J. Slivka, M. Vesković, M. Krmar, N. Todorović, D. Mrđa, T. Prodanović, S. Forkapić, G. Šoti, N. Jovančević, J. Hansman, M. Nenin, Određivanje koncentracije aktivnosti radionuklida u poljoprivrednom i nepoljoprivrednom zemljištu na teritoriji grada Novog Sada u 2008. godini, Izveštaj za gradsku upravu za zaštitu životne sredine grada Novog Sada za 2008. godinu, Univerzitet u Novom Sadu, Prirodno–matematički fakultet, Novi Sad, 2008, str. 21.
- [29] S. Dragović, B. Gajić, R. Dragović, Lj. Janković Mandić, L. Slavković Beškoski, N. Mihailović, M. Momčilović, 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.
- [30] 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.: Processes Impacts* **15** (2013) 1279–1289.
- [31] A. Navas, D.E. Walling, Using caesium-137 to assess sediment movement on slopes in a semiarid upland environment in Spain, Erosion, Debris Flows and Environment in Mountain Regions, IAHS Publ. no. 209, 1992, pp. 129–138.
- [32] C.-A. Huh, C.-C. Su, Distribution of fallout radionuclides (⁷Be, ¹³⁷Cs, ²¹⁰Pb and ^{239,240}Pu) in soils of Taiwan, *J. Environ. Radioact.* **77** (2004) 87–100.
- [33] M. De Cort, G. Dubois, Sh.D. Fridman, M.G. Germenchuk, Yu.A. Izrael, A. Janssens, A.R. Jones, G.N. Kelly, E.V. Kvasnikova, I.I. Matveenko, I.M. Nazarov, Yu.M. Pokumeiko, V.A. Sitak, E.D. Stukin, L.Ya. Tabachnyi, Yu.S. Tsaturov, S.I. Avdyushin, Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident. EUR Report 16733, EC, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 1998.
- [34] A. Facchinelli, M. Magnoni, L. Gallini, E. Bonifacio, ¹³⁷Cs contamination from Chernobyl of soils in Piemonte (North-West Italy): Spatial distribution and deposition model, *Water Air Soil Pollut.* **134** (2002) 341–352.
- [35] M.S. Al-Masri, Vertical distribution and inventories of ¹³⁷Cs in the Syrian soils of the eastern Mediterranean region, *J. Environ. Radioact.* **86** (2006) 187–198.
- [36] A. Chappell, G. Hancock, R.A. Viscarra Rossel, R. Loughran, Spatial uncertainty of the ¹³⁷Cs reference inventory for Australian soil, *J. Geophys. Res: Earth Surf.* **116** (2011) F04014.
- [37] A. Caro, F. Legarda, L. Romero, M. Herranz, M. Barrera, F. Valiño, R. Idoeta, C. Olondo, Map of predicted deposition of Cs-137 in Spanish soils from geostatistical analysis, *J. Environ. Radioact.* **115** (2013) 53–59.
- [38] D. Popović, V. Spasić-Jokić, Posledice nuklearne nesreće u Černobilju, na teritoriji Republike Srbije, *Vojnosanit. pregl.* **63** (2006) 481–487.
- [39] Kvalitet životne sredine grada Beograda u 2005. godini, Marija Grubačević sa saradnicima (ur.), Sekretarijat za zaštitu životne sredine, Beograd, 2005.
- [40] Radioaktivnost životne sredine u Republici Srbiji u 2002. godini, Ministarstvo za zaštitu prirodnih bogatstava i životne sredine, Beograd, 2003.
- [41] M. Degerlier, G. Karahan, G. Ozger, Radioactivity concentrations and dose assessment for soil samples around Adana, Turkey, *J. Environ. Radioact.* **99** (2008) 1018–1025.
- [42] H. Orabi, A. Al-Shareaif, M. El Galefi, Gamma ray measurements of naturally occurring radioactive sample from Alkharje City, *J. Radioanal. Nucl. Chem.* **269** (2006) 99–102.
- [43] M. Janković, D. Todorović, M. Savanović, Radioactivity measurements in soil samples collected in the Republic of Srpska, *Radiat. Meas.* **43** (2008) 1448–1452.
- [44] G. Karahan, Risk assessment of baseline outdoor gamma dose rate levels study of natural radiation sources in Bursa, Turkey, *Radiat. Prot. Dosim.* **142** (2010) 324–331.
- [45] M. Tufaila, N. Akhtarb, M. Waqasc, Measurement of terrestrial radiation for assessment of gamma dose from cultivated and barren saline soils of Faisalabad in Pakistan, *Radiat. Meas.* **41** (2006) 443–451.
- [46] R.H. Higgy, M. Pimpl, Natural and man-made radioactivity soils and plants around the research reactor of Inshass, *Appl. Radiat. Isot.* **48** (1997) 1145–1148.
- [47] G. Karahan, A. Bayulken, Assessment of gamma dose rates around Istanbul (Turkey) *J. Environ. Radioact.* **47** (2000) 213–221.

- [48] V. Kannan, M.P. Rajan, M.A.R. Iyengar, R. Ramesh, Distribution of natural and anthropogenic radionuclides and beach sand samples of Kalpakkam, *Appl. Radiat. Isot.* **57** (2002) 109–119.
- [49] H. Taskin, M. Karavus, P. Ayb, A. Topuzoglu, S. Hidiroglu, G. Karahan, Radionuclide concentrations in soil and lifetime cancer risk due to gamma radioactivity in Kirklareli, Turkey, *J. Environ. Radioact.* **100** (2009) 49–53.
- [50] O. Kulic, M. Belivermis, S. Tocuoglu, Y. Cotuk, M. Coskun, A. Cayir, R. Kucer, Radioactivity concentrations and dose assessment in surface soil samples from east and south of Marmara region, Turkey, *Radiat. Prot. Dosim.* **128** (2008) 324–330.
- [51] T. Jabbar, K. Khan, M.S. Subhani, P. Akhter, A. Jabbar, Environmental gamma radiation measurement in district Swat, Pakistan, *Radiat. Prot. Dosim.* **132** (2008) 88–93.
- [52] J. Lu, Y. Huang, F. Li, L. Wang, S. Li, Z. Hsia, The investigation of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr background radiation levels in soil and plant around Tianwan NPP, China, *J. Environ. Radioact.* **90** (2006) 89–99.
- [53] A. Kumar, R.K. Singhal, J. Preetha, K. Rupali, V.M. Joshi, A.G. Hegde, H.S. Kushwaha, A non-parametric statistical analysis in the measurement of outdoor gamma exposure to residents around Trombay, *Radiat. Prot. Dosim.* **124** (2007) 378–384.
- [54] S. Dimovska, T. Stafilov, R. Šajn, 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.

SUMMARY

SPATIAL VARIABILITY OF ¹³⁷Cs IN THE SOIL OF BELGRADE REGION (SERBIA)

Ljiljana J. Janković-Mandić¹, Ranko M. Dragović², Milan M. Đorđević², Maja B. Đolić¹, Antonije E. Onjia¹, Snežana D. Dragović¹, Goran G. Bačić³

¹University of Belgrade, Vinča Institute of Nuclear Sciences, P.O. Box 522, Belgrade, Serbia

²University of Niš, Faculty of Science and Mathematics, Department of Geography, Višegradska 33, Niš, Serbia

³University of Belgrade, Faculty of Physical Chemistry, Studentski trg 12–16, Belgrade, Serbia

(Scientific paper)

Among radionuclides in the soil deposited after Chernobyl accident, ¹³⁷Cs poses considerable environmental and radiological problem due to its relatively long half-life (30.17 y), its abundance in the fallout, high mobility and similarity to potassium as the major plant nutrient. In this study the samples of undisturbed surface soil ($n = 250$) were taken from 70 regions in Belgrade, during 2006–2010. The specific activities of ¹³⁷Cs were measured by gamma-ray spectrometry. Based on obtained results, the external effective dose rates were calculated according to the internationally accepted activity to dose rate conversion equations. The specific activities of ¹³⁷Cs were geographically mapped. The presence of ¹³⁷Cs has been detected in all soil samples, with high variability of its specific activity, ranging from 3 to 87 Bq kg⁻¹. The mean specific activity of ¹³⁷Cs was 23 Bq kg⁻¹ and the corresponding absorbed dose was 1.5 nSv h⁻¹. The observed range reflects the inhomogeneity of the deposition process following the Chernobyl accident. It could also be attributed to topographic differences and spatial differences in physicochemical and biological soil properties, soil type and vegetation cover. The results of the present study could be valuable database for future estimations of the impact of radioactive pollution.

Keywords: Caesium • Soil • Gamma dose rate • Geographic mapping