

UNIVERZITET U BEOGRADU
FAKULTET ZA FIZIČKU HEMIJU

Mirjana 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

Beograd, 2016.

UNIVERSITY OF BELGRADE
FACULTY OF PHYSICAL CHEMISTRY

Mirjana R. Čujić

**RADIONUCLIDES AND HEAVY METALS
IN SOIL IN THE AREA SURROUNDING
COAL FIRED THERMOELECTRIC POWER
PLANT "NIKOLA TESLA" IN
OBRENOVAC: FACTORS AFFECTING
THEIR MIGRATION – SPATIAL
DISTRIBUTION – IMPACT ASSESSMENT
OF IONIZING RADIATION ON HUMAN
AND NON-HUMAN BIOTA**

Doctoral Dissertation

Belgrade, 2016.

Komisija za ocenu i odbranu doktorske disertacije

Mentori:

Dr Šćepan Miljanić, redovni profesor

Fakultet za fizičku hemiju

dr Snežana Dragović, naučni savetnik

Institut za nuklearne nauke „Vinča“

Članovi komisije:

Dr Ljubiša Ignjatović, vanr. profesor

Fakultet za fizičku hemiju

Dr Miroslav Kuzmanović, vanr.profesor

Fakultet za fizičku hemiju

dr Ljiljana Janković Mandić, naučni saradnik

Institut za nuklearne nauke „Vinča“

Datum odbrane : _____, Beograd

Zahvalnica

Sve ono što sam danas u naučnom smislu dugujem, pre svih, mojoj mentorki dr Snežani Dragović, naučnom savetniku Instituta za nuklearne nauke „Vinča“. Jedno veliko *HVALA*, je mala reč kojom bih mogla da joj iskažem zahvalnost, na njenoj konstantnoj podršci, iskrenosti, neprocenjivim savetima i razumevanju tokom višegodišnje saradnje i tokom izrade ove doktorske disertacije.

Prof. dr Šćepanu Miljaniću, mentoru zahvalnost dugujem na stručnoj pomoći i podršci u svim fazama izrade disertacije.

Zahvalnost dugujem dr Antoniju Onjii, naučnom savetniku Instituta za nuklearne nauke „Vinča“, rukovodiocu projekta (id. br. III43009 Ministarstva prosvete, nauke i tehnološkog razvoja Republike Srbije (2011-2015)) u okviru kojeg je realizovana ova disertacija, što mi je pružio šansu i omogućio da formalno uđem u svet istraživanja.

Prof. dr Ranku Dragoviću, Prirodno-matematički fakultet u Nišu, zahvaljujem na pomoći prilikom terenskih istraživanja, kao i korisnim sugestijama pri pisanju dela o geografskim, geološkim i pedološkim karakteristikama istraživanog prostora. Prof. dr Bošku Gajiću, Poljoprivredni fakultet u Beogradu, zahvalnost dugujem za pomoć pri granulometrijskoj analizi. Milanu Đorđeviću, Prirodno-matematički fakultet u Nišu, veliku zahvalnost dugujem za pomoć pri geostatističkoj analizi.

Iskrenu zahvalnost upućujem članovima komisije koji su svojim sugestijama pomogli finalnom uobličavanju ove doktorske disertacije

Zahvaljujem svim zaposlenima Institutu za primenu nuklearne energije – INEP, u kome je urađen eksperimentalni deo ove disertacije. Posebnu zahvalnost iskazujem kolegama iz „kafe sobe“ INEP-a, na svim lepim trenucima, smeću, druženju i podršci.

Beskrajnu zahvalnost iskazujem svim mojim prijateljima.

Mojoj porodici zahvaljujem što su svoj ljubav utkali u mene i što su uvek i bezuslovno moja podrška i snaga.

RADIONUKLIDI I TEŠKI METALI U ZEMLJIŠTU U OKOLINI TERMoeLEKTRANE "NIKOLA TESLA" U OBRENOVCU: FAKTORI KOJI UTIČU NA NJIHOVU MIGRACIJU – PROSTRONA DISTRIBUCIJA – PROCENA RADIJACIONOG UTICAJA NA ŽIVI SVET

Sažetak

Koncentracije aktivnosti radionuklida (^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , ^{137}Cs) i koncentracije teških metala (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, V, Zn) su određene u zemljištu na 95 lokacija u okolini najveće termoelektrane u Srbiji. Njihova prostorna distribucija na istraživanom prostoru analizirana je *ordinarnom kriging* metodom. Step en zagađenje zemljišta procenjen je na osnovu faktora obogaćenja (*EF*), geo-akumulacionog indeksa (I_{geo}), faktora kontamonacije (*CF*), indeksa zagađenja (*PLI*) i *K*-parametra. Na osnovu vrednosti *EF*-a zaključeno je da je na istraživanom prostoru postoji izostanak i/ili slabo obogaćenje zemljišta metalima. Korelacije radionuklida, teških metala i fizičko-hemijskih karakteristika zemljišta ispitane su hijerarhijskom analizom grupisanja. Mape prostorne distribucije analiziranih zagađujućih supstancija ukazuju da su njihove najviše koncentracije na istraživanom prostoru u pravcu dominantnog vetra. Na osnovu dobijenih rezultata zaključeno je da rad termoelektrane nema značajan negativni uticaj na njeno okruženje u pogledu sardžaja radionuklida i teških metala. Na istraživanom prostoru srednja vrednost procenjene jačine doze zračenja na stanovništvo iznosi $75,3 \text{ nGy h}^{-1}$, a godišnja efektivna doza varira u opsegu $51,4$ do $116,4 \text{ } \mu\text{Sv}$. Jačina doze zračenja za biotu izračunate primenom softverskih modela *ERICA Tool* i *RESRAD BIOTA* na istraživanom prostoru variraju u opsegu $0,38$ – $14,35 \text{ } \mu\text{Gy h}^{-1}$. Radijacioni rizik na biotu procenjen primenom ovih softvera, ukazuje da se na istraživanom prostoru usled niskih doza jonizujućeg zračenja neće ispoljiti deterministički efekti na nivou populacije.¹

¹ E-mail adresa: cujicm@inep.co.rs

Ključne reči: radionuklidi; teški metali; zagađenje zemljišta; doza zračenja; hijerarhijska analiza grupisanja; geostatistička analiza; *ERICA Tool*; *RESRAD BIOTA*.

Naučna oblast: Fizička hemija

Uža naučna oblast: Radiohemija i nuklearna hemija, Zaštita životne sredine

UDK broj: 544.58

RADIONUCLIDES AND HEAVY METALS IN SOIL IN THE AREA SURROUNDING COAL FIRED THERMOELECTRIC POWER PLANT "NIKOLA TESLA" IN OBRENOVAC: FACTORS AFFECTING THEIR MIGRATION – SPATIAL DISTRIBUTION – IMPACT ASSESSMENT OF IONIZING RADIATION ON HUMAN AND NON-HUMAN BIOTA

Abstract

Activity concentrations of radionuclides (^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , ^{137}Cs) and concentrations of heavy metals (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, V, Zn) were analysed in soil samples from 95 locations in the vicinity of the largest coal fired power plant in Serbia. Their spatial distribution in the investigated area was analysed using ordinary kriging. The soil pollution status was assessed using enrichment factor (EF), geo-accumulation index (I_{geo}), contamination factor (CF) and pollution load index (PLI) and K -parameter. Based on values of EF_s it was concluded that in the investigated area there is deficient to minimal enrichment of metals of soils. Correlations between radionuclides, heavy metals and soil properties were determined by hierarchical cluster analysis. The distribution maps of analyzed substances indicate that the highest concentrations corresponding with the predominant wind directions. From the results obtained it can be concluded that operation of the coal fired power plant has no significant negative impact on the surrounding environment with regard to the content of investigated radionuclides and heavy metals. In the investigated area the mean total absorbed dose rate to population was 76.3 nGy h^{-1} , and the annual effective dose ranged from 51.4 to $114.2 \text{ }\mu\text{Sv}$. In the investigated area dose rate to biota derived using software *ERICA Tool* and *RESRAD BIOTA* ranged from $0,38$ – $14,35 \text{ }\mu\text{Gy h}^{-1}$. Using these software estimated radiation risk to biota in the study area due to low doses of ionizing radiation will not exhibit deterministic effects at the population level.¹

¹ E-mail adresa: cujicm@inep.co.rs

Key words: radionuclides; heavy metals; soil pollution; dose rates; hierarchical cluster analysis; geostatistical analysis; *ERICA Tool*; *RESRAD BIOTA*.

Scientific field: Physical Chemistry

Scientific discipline: Radiochemistry and Nuclear Chemistry, Environmental Protection

UDK number: 544.58

SADRŽAJ

1 UVOD	1
1.1 Cilj istraživanja	2
2 TERIJSKE OSNOVE	3
2.1 Izvori gama zračenja u prirodi	3
2.1.1 Prirodni radionuklidi	4
2.1.2 Veštački radionuklidi.....	5
2.1.3 Tehnološki povišena prirodna radioaktivnost u životnoj sredini.....	5
2.1.3.1 Radionuklidi u ugljevima.....	6
2.2 Teški metali u životnoj sredini	8
2.3 Faktori koji utiču na migraciju radionuklida i teških metala u zemljištu.....	10
2.4 Značaj monitoringa radionuklida i teških metala u životnoj sredini.....	11
2.5 Prostorna distribucija – interpolacija podataka iz životne sredine.....	13
2.5.1 <i>Kriging</i> interpolacija.....	14
2.6 Procena jačine doze zračenja na živi svet	18
2.6.1 Radijacioni efekti i zaštita čoveka od jonizujućih zračenja.....	20
2.6.2 Radijacioni efekti i zaštita od jonizujućih zračenja biote	23
2.6.3 Softverski modeli za procenu jačine doze zračenja na biotu.....	25
2.6.3.1 <i>ERICA Tool</i>	27
2.6.3.2 <i>RESRAD-BIOTA</i>	28
3 MATERIJALI I METODE RADA.....	30
3.1 Istraživani prostor.....	30
3.1.1 Geološke i pedološke karakteristike istraživanog prostora	30
3.2 Sakupljanje i priprema uzoraka.....	33
3.3 Eksperimentalne analize.....	35
3.3.1 Gamaspektrometrijska analiza.....	35
3.3.1.1 Kalibracija detektora.....	35
3.3.1.2 Određivanje koncentracije aktivnosti	38

3.3.1.3 Kontrola kvaliteta, procena merne nesigurnosti i minimalna detektibilna koncentracija aktivnosti	39
3.3.2 Atomska apsorpciona spektrometrija	40
3.3.2.1 Plamena tehnika	40
3.3.2.2 Određivanje koncentracije teških metala	41
3.3.2.3 Kvantifikacija, granica detekcije i kontrola kvaliteta	42
3.3.3 Određivanje karakteristika zemljišta	42
3.4 Pokazatelji zagađenja zemljišta metalima	44
3.4.1 Faktor obogaćivanja (<i>EF</i>)	44
3.4.2 Geo-akumulacioni indeks (<i>I_{geo}</i>)	44
3.4.3 Faktor kontaminacije (<i>CF</i>)	45
3.4.4 Indeks zagađenja (<i>PLI</i>)	45
3.4.5 <i>K</i> parametar	46
3.5 Statistička analiza rezultata	47
3.5.1 Jednofaktorska analiza varijanse	47
3.5.2 Hijerarhijska analiza grupisanja (<i>HCA</i>)	47
3.5.3 Geostatistička analiza	48
3.6 Procena radijacionog rizika na živi svet istraživanog prostora	49
3.6.1 Procena radijacionog rizika na čoveka	49
3.6.1.1 Izračunavanje jačine doze	49
3.6.1.2 Izračunavanje godišnje efektivne doze	50
3.6.1.3 Izračunavanje faktora rizika pojave kancera	50
3.6.1.4 Izračunavanje indeksa radijacionog rizika	50
3.6.2 Procena radijacionog rizika na biotu	52
3.6.2.1 <i>ERICA Tool</i>	52
3.6.2.2 <i>RESRAD-BIOTA</i>	55
4 REZULTATI I DISKUSIJA	58
4.1 Koncentracije aktivnosti radionuklida u zemljištu istraživanog prostora	58
4.2 Koncentracije teških metala u zemljištu istraživanog prostora	64
4.2.1 Pokazatelji zagađenja zemljišta teškim metalima	67

4.3 Fizičko-hemijske karakteristike zemljišta ispitivanog prostora	70
4.4 Hijerarhijska analiza grupisanja (<i>HCA</i>)	72
4.5 Prostorna distribucija metala istraživnog prostora	77
4.6 Procena radijacionog rizika na živi svet istraživnog prostora	93
4.6.1 Procena radijacionog rizika na čoveka	93
4.6.2 Procena radijacionog rizika na biotu	96
4.6.2.1 Radijacioni rizik na biotu procenjen primenom ERICA Tool-a.....	96
4.6.2.2 Radijacioni rizik na biotu procenjen primenom modela RESRAD BIOTA	102
4.6.2.3 Razlike u procenjenim dozama zračenja za biotu korišćenjem softverskih modela.....	110
5 ZAKLJUČAK	111
6 LITERATURA	115
Prilog A	135
Prilog 1.	137
Prilog 2.	138
Prilog 3.	139
Biografija kandidata	140

1 UVOD

Kontaminacija životne sredine radionuklidima i teškim metalima, usled jonizujućeg zračenja i toksičnosti, problem je sa kojim se svakodnevno susreće moderno čovečanstvo. Terestrijalni radionuklidi i teški metali nalaze se u zemljištu u *background* koncentracijama. Prirodna radioaktivnost zemljišta zavisi od jačine i vrste zračenja, kao i geološke strukture posmatranog prostora. Poznato je da najveći doprinos gama-zračenju u životnoj sredini daju prirodni i antropogeni radionuklidi u zemljištu. Teški metali se prirodno nalaze u zemljištu i vode poreklo od matične stene, odnosno supstrata na kojem je zemljište nastalo. Usled industrijskih procesa dolazi do stvaranja velikih količina nusproizvoda koji mogu sadržati velike koncentracije štetnih i toksičnih supstancija, poput radionuklida i teških metala. Visoke koncentracije ovih metala imaju štetno dejstvo na živi svet, pa je monitoring ovih zagađujućih supstancija od velike važnosti. Faktori koji mogu uticati na obogaćivanje i migraciju radionuklida i teških metala u zemljištu su: minerološki sastav, edafski faktori, veličina čestica, pH, kapacitet jonske izmene, sadržaj organskih materija, sadržaj karbonata. Jonizujuće zračenje u interakciji sa biološkim tkivom, može da prouzrokuje štetne posledice po život i zdravlje ljudi. Svaki nivo zračenja u životnoj sredini podrazumeva izvesni zdravstveni rizik. Radijaciona zaštita čoveka ima za cilj da smanji rizik od oštećenja na nivou jedinke, dok radijaciona zaštita biote ima za cilj da smanji rizik od oštećenja izazvanih zračenjem na nivou populacije [1]. Pod pojmom biota podrazumeva se biljni i životinjski svet jednog geografskog prostora, sa njegovim svojstvenim karakteristikama. U uslovima kontaminacije, važno je utvrditi potencijalno zagađen prostor kako bi se preduzele odgovarajuće mere zaštite (dekontaminacija i rekultivacija). U procesu rada termoelektrana dolazi do koncentrovanja metala, samim tim i radionuklida, u pepelu. Deponije pepela Termoelektrane „Nikola Tesla“ u Obrenovcu se nalaze u neposrednoj blizini njenih blokova, a po površini koju zauzimaju spadaju u jedne od većih u svetu. Usled neadekvatno obezbeđenih deponija, pepeo nošen vetrom prenosi se na velika rastojanja i do nekoliko desetina kilometara u odnosu na deponije, što dovodi do povećanja

koncentracije navedenih zagađujućih supstancija na različitim udaljenostima od izvora zagađenja.

1.1 Cilj istraživanja

Cilj istraživanja sprovedenog u okviru ove disertacije definisan je njenom temom, da se na osnovu analize uzoraka zemljišta na istraživanom prostoru u okolini Termoelektrane „Nikola Tesla“ u Obrenovcu dobiju nova saznanja o migraciji i korelacijama radionuklida i teških metala u nelaboratorijskim uslovima, da se utvrdi njihova prostorna distribucija i da se na osnovu koncentracija aktivnosti radionuklida poreklom iz zemljišta proceni radijacioni rizik na živi svet. U svrhu realizacije teme, predmet istraživanja obuhvata dve kompleksne celine: opšti i eksperimentalni deo. Opšti deo odnosi se na pregled literature. Prvi deo eksperimentalnog istraživanja se odnosi na uzorkovanje, sprovedeno u periodu 2011-2013. godine, i laboratorijsku analizu u cilju merenja koncentracija aktivnosti radionuklida i koncentracija teških metala, kao i određivanju fizičko-hemijskih karakteristika u prikupljenim uzorcima zemljišta na istraživanom prostoru. Drugi deo eksperimenta odnosi se na obradu dobijenih rezultata i njihovu analizu. Merenje koncentracija elemenata u analiziranim uzorcima omogućilo je da se utvrdi da li su dobijene vrednosti u skladu sa vrednostima predviđenim lokalnom legislativom. Hemometrijskim metodama ispitane su korelacije radionuklida (^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , ^{137}Cs), teških metala (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, V, Zn) i fizičko-hemijskih karakteristika u analiziranim uzorcima zemljišta, kao faktora koji utiču na njihovu migraciju. Depozicija radionuklida i teških metala na istraživanom prostoru analizirana je primenom metoda geografskih informacionih sistema, čime je utvrđena njihova prostorna distribucija na istraživanom prostoru. Doza zračenja koju primi stanovništvo, kao i faktori radijacionog rizika, na istraživanom prostoru procenjeni su na osnovu merenja gama zračenja radionuklida iz uzoraka zemljišta. Koristeći se komercijalno dostupnim softveriskim modelima (*ERICA Tool* i *RESRAD BIOTA*), po prvi put je izvršena procena uticaja jonizujućeg zračenja na biotu istraživanog prostora.

2 TERIJSKE OSNOVE

2.1 Izvori gama zračenja u prirodi

Radionuklidi su nestabilni nuklidi koji se raspadaju i emituju jonizaciono zračenje. Nastali su u procesu stvaranja svemira ili se stvaraju u nuklearnim reakcijama koje se odvijaju u tlu i u atmosferi (prirodni radionuklidi), ali i nuklearnim reakcijama (npr. u nuklearnom reaktoru) u kojima nastaje niz antropogenih radionuklida [2]. Da bi se oslobodila viška energije, nestabilna atomska jezgra prolaze kroz niz nuklearnih raspada (α , β i/ ili γ -raspad) dok ne dođu do konfiguracije stabilnog jezgra. Energija oslobođena prilikom radioaktivnog raspada može dostići vrednost od nekoliko MeV. Zakon koji opisuje raspad jezgra dat je eksponencijalnom funkcijom (jed.1), a jedan od glavnih parametara koji karakteriše radionuklide je vreme poluraspada ($T_{1/2}$). Vreme poluraspada je karakteristika svakog radionuklida i može iznositi npr. od 10^{-7} s (^{212}Po) do 10^{10} god. (^{232}Th).

$$N = N_0 e^{-\lambda t} \quad (1)$$

Gde je N broj radioaktivnih (neraspadnutih) atoma u momentu vremena t , N_0 ukupan broj atoma, konstanta proporcionalnosti λ se naziva radioaktivnom konstantom i ima dimenzije s^{-1} .

Veliki doprinos ukupnoj dozi gama-zračenja u životnoj sredini potiče upravo od prirodnih radionuklida [3]. Gama fotoni nemaju naelektrisanje; mogu nastati u toku radioaktivnog raspada, prilikom deekscitacije jezgra, ili u procesu anihilacije para elektron-pozitron, pri čemu nastaju dva gama kvanta energije 511 keV. U procesu nuklearnog raspada dolazi do oslobađanja energije u obliku jonizacionog zračenja i apsorpcija te energije u materiji opisuje se linearnim prenosom energije (eng. *linear energy transfer*, *LET*), koja je funkcija mase, naelektrisanja i energije zračenja. Gama fotoni imaju najniži linearnim prenos energije, pa u interakciji sa biološkim tkivom mogu izazvati promene na

genetskom materijalu, pa čak dovesti i do smrti jedinke, u zavisnosti od apsorbirane doze zračenja. Živi svet na Zemlji izložen je gama zračenju usled spoljašnjeg i unutrašnjeg izlaganja. U interakciji sa živom materijom jonizujuća zračenja izazivaju promene na ćelijskom i subćelijskom nivou. Nastale promene mogu biti prolazne, dugoročne i/ili takve da dovedu do smrti ćelije. Svi efekti koji se odigravaju na ćelijskom nivou mogu se manifestovati na nivou tkiva i organa i posredno uticati na jedinku. Ne postoji oštra granica između različitih vrsta efekata koje jonizujuće zračenje izaziva. Upravo zbog toga važno je pratiti koncentracije aktivnosti radionuklida u životnoj sredini i analizirati njihove efekte na živi svet u skladu sa međunarodnim preporukama i smernicama.

2.1.1 Prirodni radionuklidi

Prirodni radionuklidi u životnoj sredini dele se na kosmogene i zemljišne. Za većinu prirodnih zemljišnih radionuklida karakterističan je α i β^- radioaktivni raspad [4]. Najveći broj radionuklida pripada nekom od radioaktivnih nizova, kojih u prirodi ima tri. Svaki od ova tri niza počinje radioizotopom, tzv. roditeljem: ^{238}U (niz $4n+2$), ^{235}U (niz $4n+3$) i ^{232}Th (niz $4n$). U nizu sukcesivnih radioaktivnih raspada od roditelja nastaju potomci čija su jezgra takođe nestabilna i podležu radioaktivnom raspadu. Proces raspada završava se stabilnim izotopom i za navedene nizove to su ^{206}Pb , ^{207}Pb i ^{208}Pb , redom. Od radionuklida koji ne pripada ni jednom od radioaktivnih nizova, najznačajniji zemljišni radionuklid je ^{40}K . Ostali zemljišni radionuklidi koji su prisutni u niskim koncentracijama u zemljištu su: ^{50}V , ^{87}Rb , ^{113}Cd , ^{115}In , ^{123}Te , ^{138}La , ^{142}Ce , ^{144}Nd , ^{147}Sm , ^{152}Gd , ^{174}Hf , ^{176}Lu , ^{187}Re , ^{190}Pt , ^{192}Pt i ^{209}Bi . Gama zračenje nastalo prilikom radioaktivnog raspada uranijumskih i torijumskog niza, kao i od ^{40}K , u najvećoj meri doprinosi prirodnom ozračivanju živog sveta (čoveka i biote), koje može biti spoljašnjeg i/ili unutrašnje (ingestija i inhalacija) [5]. Prirodne koncentracije zemljišnih radionuklida zavise od tipa matične stene od koje je zemljište nastalo. Koncentracija uranijuma i torijuma je velika u magmatskim stenama (npr. granit), ali i u nekim sedimentnim stenama (škriljci i fosfatne stene). Prema izveštaju UNSCEAR srednje koncentracije aktivnosti ^{238}U , ^{232}Th and ^{40}K u zemljištu u svetu iznose

33, 45 i 412 Bq kg⁻¹, redom. Opsezi koncentracija za ²³⁸U, ²³²Th and ⁴⁰K u zemljištu u Evropi iznose 2-330, 2-190 i 40-1650 Bq kg⁻¹ [5].

2.1.2 Veštački radionuklidi

Veštački radionuklidi nastali su kao posledica ljudskog delovanja, u procesu nuklearnih reakcija. Poznato je na stotine antropogenih radionuklida, čija se vremena poluraspada veoma razlikuju. Od sredine pedesetih godina prošlog veka do danas u atmosferu je slučajno ili namerno (nuklearne havarije na reaktorima, primena u medicini, tehnologiji ili istraživanju, primena i proba nuklearnog oružja) oslobođena velika količina antropogenih radionuklida. Putem atmosferske depozicije ovi nuklidi mogu se preneti na velike udaljenosti od mesta njihovog oslobađanja.

Cezijum-137 je fisioni produkt (j-ne. 2 i 3) čije je vreme poluraspada 30,2 godine. Hemijski je analogan kalijumu, te stoga prati njegove metaboličke puteve u organizmu.



U Srbiji depozicija ¹³⁷Cs u zemljištu, potiče uglavnom od havarije u nuklearnoj elektrani u Černobilju, današnja Ukrajina, 1986. godine. Bikit i sar. su objavili da nakon havarije u nuklearnoj elektrani u Fukušimi, Japan, 2011[6]. godine u Srbiji nije bilo značajnije depozicije ovog radionuklida. U ovim havarijama procenjeno je da je u atmosferu oslobođeno 8,6 × 10¹⁶ Bq (Černobilj) [7] i 1,5 × 10¹⁶ Bq (Fukušima) ¹³⁷Cs [8].

2.1.3 Tehnološki povišena prirodna radioaktivnost u životnoj sredini

U monitoring sadržaja prirodnih radioaktivnih materijala koji se nagomilavaju usled tehničko-tehnoloških procesa i/ili eksploatacijom u industriji i sl. (eng. *Technologically*

Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials, TENORM) uključen je veliki broj istraživačkih centara i međunarodnih organizacija. Do preraspodele prirodne radioaktivnosti, koja se ogleda u povećanju koncentracije aktivnosti, dolazi u tehnološkim postupcima kao što su: eksploatacija i prerada rude, sagorevanje uglja u termoelektranama i deponovanje šljake i pepela, eksploatacija i sagorevanje nafte i gasa, upotreba fosfata u proizvodnji veštačkih đubriva i vađenja i prerade minerala, recikliranje metala, prečišćavanje voda i sl.

2.1.3.1 Radionuklidi u ugljevima

Ugalj svojim najvećim delom čini organska materija. Usled sagorevanja uglja u termoelektranama, kao nusproizvod nastaju velike količine otpada: šljaka se akumulira na dnu kotla, dok se leteći pepeo skuplja na filterima. Tokom sagorevanja uranijum, torijum i njihovi potomci raspodeljuju se između gasne faze i čvrstih produkata sagorevanja. Radon koji je prisutan u gorivnom uglju prelazi u gasnu fazu i gubi se u emisiji. Prema izveštaju UNSCEAR-a srednja vrednost koncentracije aktivnosti ^{238}U i ^{232}Th u ugljevima iznosi 20 Bq kg⁻¹ (opseg vrednosti 5-300 Bq kg⁻¹) [5]. Faktor obogaćivanja radionuklida u pepelu može iznositi i do 10, što može dovesti do povećanja jačine doze zračenja u neposrednom okruženju odlagališta pepela. U pepelu koji nastaje sagorevanjem uglja koncentracija ^{238}U može biti i do pet puta veća od one u uglju [9].

Koncentracije prirodnih radionuklida u uglju, šljaci i pepelu zavise od vrste uglja (mrki, lignit), ali i od načina njihovog sagorevanja u kotlovima termoelektrana (tabela 1). U Srbiji se iz najvećeg basena lignita Kolubare eksploatiše oko 30 miliona tona uglja godišnje. Kolubarski lignit, čija je kalorijska vrednost u proseku oko 7500 kJ kg⁻¹, koristi se za proizvodnju električne energije u termoelektrani „Nikola Tesla“ u Obrenovcu. U ovoj elektrani godišnje se sagori oko 22 miliona tona [10], a proizvedeni pepeo deponuje se na otvorenim odlagalištima pepela i šljake u njenoj neposrednoj okolini.

Tabela 1. Koncentracije aktivnosti radionuklida (Bq kg^{-1}) u uglju, šljaci i pepelu u različitim delovima sveta

n	Zemlja	^{238}U	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K	Literatura
<i>Ugalj</i>						
12	Kina	/	22,9-30,4 (26,3)	34,2-38,5 (36,6)	93-110 (100)	[11]
42	Grčka	248-352 (306)	309-395 (346)	19-24 (19)	148-207 (173)	[12]
30	Indija	/	10,0-25,2 (16,8)	9,4-35,8 (19,5)	14-68 (20)	[13]
36	Poljska	12,7-38,9 (23,5)	10,4-28,4 (18,1)	8,5-20,1 (14,3)	44-180 (130)	[14]
/	Srbija	18-71 (43)	14-52 (29)	11-32 (21)	45-243 (120)	[15]
<i>Šljaka</i>						
12	Kina	/	63.3-110.0 (93,4)	90-128 (105)	207-332 (271)	[11]
42	Grčka	658-715 (681)	583-743 (662)	41-47 (44)	334-460 (405)	[12]
60	Indija	/	32,7-51,3 (41,4)	11,3-37,9 24,4	6.5-12.1 (9.5)	[13]
4	Malezija	/	132,0-147,8 (138,7)	88,3-120.2 (108,0)	258-329 (291)	[16]
36	Poljska	33,6-97,7 (65,8)	32,5-90,7 (62,2)	28,4-77,4 (52,6)	448-607 (467)	[14]
/	Srbija	26-145 (81)	17-114 (65)	14-73 (39)	67-385 (241)	[15]
<i>Pepeo</i>						
26	Kina	/	76-1656 (112)	119-196 (148)	262-521 (386)	[11]
42	Grčka	899-1051 (964)	794-1028 (904)	50-55 (53)	403-516 (454)	[12]
60	Indija	/	60,6-106 (78,8)	19,8-125 (61,7)	44-200 (99)	[13]
36	Poljska	94,0-184,6 (134,2)	54,2-119,3 (94,1)	47,5-91,5 (74,7)	448-758 (647)	[14]
/	Srbija	21-246 (129)	45-270 (120)	29-121 (72)	174-489 (360)	[15]

n-broj analiziranih uzorak

2.2 Teški metali u životnoj sredini

Teški metali se prirodno nalaze u zemljištu, u određenim koncentracijama, i vode poreklo od matične stene, odnosno supstrata na kojem je zemljište nastalo. U tabeli 2 prikazane su prosečne koncentracije nekih od teških metala prisutnih u zemljištu, sedimentnim i eruptivnim stenama [17]. U površinskim horizontima zemljišta često se mogu naći i teški metali koji nisu geohemijskog već antropogenog porekla, odnosno dospeli u zemljište kao posledica različitih ljudskih aktivnosti (industrija, sagorevanje fosilnih goriva, primena agrohemijskih sredstava, atmosferska depozicija). U životnoj sredini teški metali se mogu naći u elementnom obliku, u obliku jona, jedinjenja ili kompleksa. Kontrola i praćenje koncentracija teških metala u životnoj sredini značajni su zbog njihovog biološkog kruženja i potencijalnog ekološkog rizika.

Tabela 2. Srednje vrednosti koncentracija teških metala (mg kg^{-1}) u zemljištu, sedimentu i eruptivnim stenama [17]

Element	Zemljište	Sediment	Eruptivna stena
Cd	0,5	0,2	0,13
Co	10	22	18
Cr	200	130	117
Cu	20	57	70
Mn	850	760	1000
Ni	40	95	100
Pb	10	20	16
Zn	50	80	80

Metali: As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, V, Zn prisutni su u ugljevima. U toku rada termoelektrana ovi metali nošeni gasom i/ili letećim pepelom mogu dospeti u obližnje zemljišne, rečne i/ili morske ekosisteme ili se putem atmosferske depozicije preneti na veće udaljenosti. Srednje vrednosti koncentracija (mg kg^{-1}) ovih elemenata u ugljevima iznose: As-2,69; Cd-0,093; Co-4,5; Cr-17,6; Hg-0,091; Mn-40; Ni-11,1; Pb-7,0; Zn-12,7 [18]. Analizom sadržaja i distribucije ovih elemenata u zemljištu u okolini termoelektrana, može se ispitati antropogeni uticaj na ekosisteme i proceniti rizik na

zdravlje stanovništva na ispitivanom prostoru [19-21]. Tang i sar. objavili su da se $\sim 0.3 \text{ Mt y}^{-1}$ As i $\sim 0.02 \text{ Mt y}^{-1}$ Hg oslobodi u atmosferu prilikom sagorevanja uglja u termoelektrani [20]. Sa ciljem da se odredi povećanje koncentracije teških metala u zemljištu na prostoru od interesa, često se primenjuje modifikovana jednačina Zoller-a [22]. Obogaćenje metalima (As, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn) u površinskim slojevima zemljišta u okolini najveće termoelektrane u Indiji posledica je depozicije pepela sa deponije pepela [23]. Studija procene stanja životne sredine u blizini termoelektrane u Zapadnoj Makedoniji (Grčka) pokazala je obogaćenje Cr i Ni i u manjem stepenu Mn u površinskom zemljištu [24]. Visoke korelacije između određenih elemenata u zemljištu ukazuju na njihovo zajedničko geološko ili antropogeno poreklo [19, 24, 25].

2.3 Faktori koji utiču na migraciju radionuklida i teških metala u zemljištu

Faktori koji mogu uticati na obogaćivanje i migraciju radionuklida i teških metala u zemljištu su: mineraloški sastav, edafski faktori, veličina čestica, pH, kapacitet jonske izmene, sadržaj organskih materija, sadržaj karbonata. Migracija elemenata ima svoju horizontalnu i vertikalnu komponentu, mada kada se govori o ravnim terenima, vertikalna komponenta je dominantna[26].

Jedan od najvažnijih mehanizama kojim se opisuje podizanje prašine sa tla u atmosferu jeste skakutanje (eng. *saltating*). Ovaj pristup može se primeniti na čestice pepela na deponijama pepela termoelektrana. Ukoliko je površina depozita pepela i uglja suviše suva, npr. ukoliko nije zaštićena vodenim ogledalom, jak vetar podiže veće čestice i do jednog metra iznad površine, ove čestice veličine 0,02-2 mm u sudaru sa česticama manjeg dijametra deluju na njih kao projektili. Čestice manjih frakcija tada ostaju suspendovane u vazduhu dug vremenski period i nošene vetrom mogu se preneti na velike udaljenosti [27]. Koncentracije elemenata zavise od veličina čestica zemljišta, tako da povećanje ili smanjenje neke od frakcija zemljišta; gline, praha ili peska, eolskim ili hidrološkim transportom može dovesti do promene koncentracije elementa u matriksu. Elementi nastali antropogenom aktivnošću mogu biti adsorbovani na kompleksu oksid/hidroksid, mineralima gline ili huminskim supstancijama. Sve tri komponente prisutne su u frakcijama gline u višku. Migracija elemenata u zemljištu zavisi od vrednosti pH. Vrednost pH zemljišta može da varira u opsegu 2-11, mada kao prosek se uzimaju vrednosti između 5-7 pH jedinica. Kapacitet jonske izmene zemljišta određuje broj slobodnih mesta na površini zemljišnih čestica, koja je negativno naelektrisana, na kojima se pod dejstvom elektrostatičkih sila mogu vezati pozitivni joni. Sadržaj organske materije, humusa, formira se razgradnjom izumrlih biljaka i životinja. Organske materije, pod određenim uslovima, formiraju rastvorljiva kompleksna jedinjenja sa teškim metalima, čime pospešuju njihovu pokretljivost. Pod drugim uslovima organske materije mogu fiksirati neke metale npr. As, Se, Cu, Zn i druge, što dovodi do smanjenja njihove pokretljivosti u životnoj sredini. Huminska, fluvijalna i druge organske kiseline neke su od kompleksirajućih agenasa prisutnih u životnoj sredini.

2.4 Značaj monitoringa radionuklida i teških metala u životnoj sredini

Povećane koncentracije radionuklida i teških metala dovode do kontaminacije životne sredine i ispoljavanja svog štetnog delovanja, usled jonizujućeg zračenja i toksičnosti. U eri brzog tehnološkog razvoja primena nuklearne energije u mirnodopske svrhe dovodi do povećane kontaminacije biosfere radionuklidima, iako se čine veliki napori da se u pogledu zaštite životne sredine zadovolje međunarodni standardi [28, 29]. Čovekova potreba za energentima iz dana u dan povećava eksploataciju rudnih nalazišta. Rudarenje ne samo da narušava prirodni reljef i čitave ekosisteme, već za sobom ostavlja velike količine nusproizvoda (jalovišta) koji sadrže radionuklide i teške metale u povišenim koncentracijama. Poznato je da se ove zagađujuće supstancije putem eolske distribucije mogu preneti na različite udaljenosti, na kojima mogu ispoljiti svoje štetno delovanje. Elektrane za proizvodnju električne energije (nuklearne, termoelektrane (na ugalj, gas ili naftu)) uglavnom se nalaze u blizini velikih gradova. Stanovništvo koje uživa korist njihovog rada izloženo je i njihovom štetnom delovanju, što se ispoljava preko jonizujućeg zračenja i toksičnosti nusproizvoda nastalih njihovim radom.

Međunarodna agencija za atomsku energiju (eng. *International Atomic Energy Agency, IAEA*) je 1996. godine pokrenula projekat objedinjavanja podataka o sadržajima radionuklida u zemljištu zemalja učesnica. Iako je Srbija član ove organizacije od 1957. godine u rezultujućoj bazi podataka ne postoje podaci o radioaktivnosti zemljišta sa teritorije Srbije. Srbija je poljoprivredna zemlja i značajni deo njene površine je pod oranicama. Upotreba fosfatnih đubriva može dovesti do povišenog sadržaja prirodnih radionuklida u zemljištu. Agencija za zaštitu od jonizujućih zračenja i nuklearnu sigurnost Srbije (*SRPNA*) donela je pravilnik prema kome su propisane maksimalno dozvoljene vrednosti radionuklida u đubrivima [30]. U cilju usklađivanja sa propisima Evropske Unije, *SRPNA* jednom godišnje sprovodi monitoring radioaktivnosti životne sredine i namirnica na teritoriji Srbije. Usled nedostataka finansijskih sredstava monitoringom je obuhvaćen mali broj uzoraka.

U okviru programa *ICP Vegetation*, od 1995. godine na svakih pet godina sprovodi monitoring teških metala upotrebom mahovina kao bioindikatora. Poslednjim izveštajem

objavljenim 2013. godine za period 2010/11 obuhvaćeno je 13 elemenata (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Hg, Ni, V, Zn, Al, Sb, N), a učestvovalo je 22 zemlje iz Evrope [31]. Srbija nije učestvovala u poslednjem istraživanju. Prvi i jedini put rezultati su dostavljeni 2005/6 i to samo za teritoriju Vojvodine [32].

2.5 Prostorna distribucija – interpolacija podataka iz životne sredine

Pre uzimanja uzoraka iz životne sredine izrađuje se plan uzorkovanja u određenim tačkama istraživanog prostora [33, 34]. Usled nemogućnosti uzorkovanja u određenim tačkama prostora, u_0 , (nepristupačnost terena) moguće je koristeći interpolacione algoritme stvoriti neprekidnu površinu istraživanog prostora. Vrednosti ispitivanog parametra u_0 , se procenjuju na osnovu procenjene sume opservacija na lokacijama u njenom susedstvu, u_i , na osnovu:

$$z(u_0) = \sum_{i=1}^N \lambda_i z(u_i) \quad (4)$$

gde je:

$z(u_i)$ – poznata vrednost na lokaciji i ;

λ_i – težinski koeficijent merene vrednosti na lokaciji i ;

u_0 – tačka uzorkovanja za koju se vrši predviđanje;

N – broj izmerenih vrednosti.

Definisanje parametra λ , razlikuje se među interpolacionim metodama.

Thiessen-ov mnogougao i metod interpolacije inverznog rastojanja (eng. *inverse distance weighted interpolation, IDW*) dve su nestohastičke metode lokalne interpolacije, koje koristi stalni broj tačaka. Prva metoda je jednostavna i za određivanje vrednosti u neuzorkovanoj tački koristi se vrednost najbliže poznate tačke uzorkovanja. Podaci iz životne sredine imaju prostornu strukturu i često dve tačke na manjoj udaljenosti su sličnije nego one koje se nalaze na većoj udaljenosti. Shodno tome korelacije među tačkama su proporcionalne inverznoj udaljenosti između njih. Ovakva pretpostavka koristi se u *IDW* gde se vrednosti koje se predviđaju određuju na osnovu:

$$z = \frac{\sum_i w_i z_i}{\sum_i w_i} \quad (5)$$

$$w_i = \frac{1}{d^k} \quad (6)$$

gde je:

d – rastojanje između dve tačke;

k – prag modela određuje ponderisanje udaljenosti.

Ukoliko je k jednako nula, tada se nepoznata vrednost između dve tačke određuje kao njihova srednja vrednost, a ukoliko k teži beskonačnosti, tada se *IDW* svodi na *Thiessen-ov* mnogougao.

Pre nego se pristupi lokalnoj interpolacionoj metodi, u razmatranje treba uzeti i sledeća pitanja: koliko tačaka treba uključiti u procenu nepoznatih tačkaka, koja je maksimalno dozvoljena udaljenost do poznate tačke, koja je prostorna distribucija uzorkovanih tačaka.

Metoda Kriging omogućava da se reše problemi vezani za rastojanje, ponderisanje udaljenosti (*distance weighting*), kao i procenu interpolacione greške [35].

2.5.1 *Kriging* interpolacija

Kriging je geostatistička interpolaciona metoda, koja je delimično zasnovana na teoriji regionalne promenljive. Ove variable imaju karakteristike i stohastičkih i determinističkih promenljivih. Metoda je dobila naziv po D.G. Kriging-u, koji je istražujući distribuciju depozita zlata zaključio da se oni javljaju u formi grumen i na osnovu slučajnog uzorkovanja (eng. *random sampling*). Dalji razvoj metode u najvećoj meri pripada francuskim naučnicima [36]. Prilikom procene vrednosti *Krigingom* svakom podatku pridružen je težinski koeficijent, kojim se procenjuje njegov uticaj na predikciju. Korelacije između postojećih vrednosti i tačke u kojoj se ona predviđa izražavaju se vrednostima kovarijanse i variograma [37].

Kriging interpolacioni algoritam pretpostavlja da se podaci dobijeni uzorkovanjem, $z(u_i)$, za koje se modelira površ, prate Gausovu raspodelu, $Z(u)$. Ovo dalje omogućava da se

izvrši podela na deterministički, $\mu(u)$ - trend, i stohastički deo $S_r(u)$, koji čine korelisane komponente, $Y(u)$, i nekorelisane komponente, ε – površ koja je rezultat slučajnog procesa. Površ koja se modelira može se predstaviti u obliku [38]:

$$Z_u = \mu(u) + S_r(u) = \mu(u) + Y(u) + \varepsilon \quad (7)$$

Postoje dve osnovne *Kriging* metode: *obična* i *univerzalna*. U zavisnosti od karaktera trenda, može se izvesti više varijanti kriginga. Ako je μ nepoznat, radi se o običnom krigingu. Ako trend varira, a koeficijenti su nepoznati, reč je o univerzalnom krigingu. U slučaju da je trend poznat, reč je o modelu prostog kriginga. Obični kriging polazi od pretpostavke kvazistacionarnosti, pri čemu su priraštaji funkcije stacionarni, ali ne i sama funkcija. Trend je konstantan i nepoznat i ocenjuje se na osnovu podataka. Funkcija $\mu(u)$ je konstanta, bez poznavanja srednje vrednosti. Univerzalni kriging pretpostavlja stacionarnost priraštaja regionalizovane promenljive u neposrednoj okolini posmatrane tačke. Polazi se od pretpostavke da se može odrediti trend funkcije koja se modelira. Kod univerzalna metode deterministički trend obično je aproksimiran polinomijalnom funkcijom nižeg stepena. U svakom slučaju trendovi se trebaju ukloniti samo ukoliko postoji naučno opravdanje za to, u suprotnom to može u velikoj meri povećati nesigurnost.

Predikcija nepoznate vrednosti vrši se u dva koraka:

- korak je statistički zavistan, tzv, prostorna autokorelacija, koja se procenjuje i aproksimira korišćenjem modela ArcGis [39];
- predikcija nepoznate vrednosti.

Kriging metoda zasniva se na pretpostavci da su promenljive koje su na manjoj udaljenosti jedna od druge imaju sličnije vrednosti. To se kvantifikuje autokorelacijom, koja je određena semivariogramom, $\gamma(h)$, koji je pretstavljen razlikom između promenljivih u funkciji razdaljine među njima:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} \{Z(X_i) - Z(X_i + h)\} \quad (8)$$

gde je:

N - broj parova tačaka uzorkovanja;

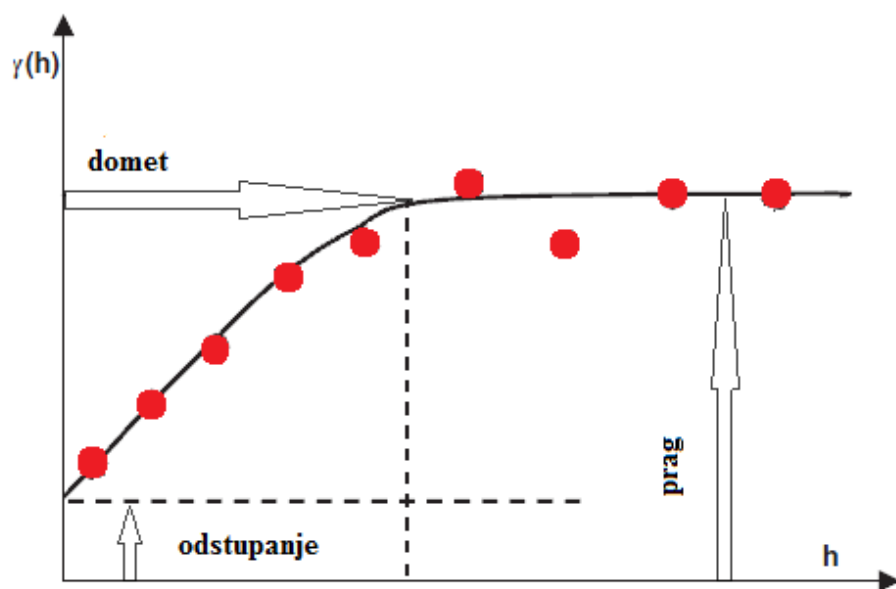
$N(h)$ - broj parova tačaka uzorkovanja

$Z(X_i)$ - koncentracija metala na lokaciji X_i ,

h - rastojanje između dve lokacije uzorkovanja

X_i - lokacija uzorkovanja.

Semivariogram može se predstaviti nanošenjem kvadrata razdaljine među parovima tačaka uzorkovanja podeljene sa dva u zavisnosti udaljenosti među njima. Ukoliko postoji prostorna korelacija tada će semivarijansa biti niža za parove tačaka koje su bliže jedne drugima. Teoretski semivariogrami imaju očekivanu vrednost semivarijanse nula, kada je razmak uzorkovanja nula. Povećavanjem razmaka uzorkovanja, semivarianca raste, sve dok na određenoj udaljenosti koja se naziva domet (eng. *range*), ne postigne konstantnu vrednost, koja se naziva prag (eng. *sill*). Tačke koje se nalaze izvan dometa, na većim udaljenostima nisu korelisane. Pretraživani poluprečnik neće biti veći od ove udaljenosti. Ukoliko se od parova tačaka formira prava horizontalna linija, tada ne postoji prostorna korelacija i nema potrebe formirati površinu.



Slika 1. Parametri semivariograma: domet, prag i odstupanje.

Terijski gledano semivarijansa na udaljenosti nula treba da ima vrednost nula, ali neretko se dešava da i na malim udaljenostima postoji odstupanje modela. Razlog tome je postojanje varijanse nekorelisane komponente, ε . Varijansa na y -osi, kada je razmak uzorkovanja nula, je intersept variograma i naziva se „nugget“. *Nugget* varijansa ukazuje na prisustvo slučajne ili nestrukturane komponente variranja, a pojavljuje se često kao rezultat merne greške ili prostorni izvor varijacije na udaljenostima manjim od intervala uzorkovanja. Da bi se dobila neprekidna funkcija model za semivariogram se fituje. Modeli koji se koriste u Geografskim informacionim sistemima (*GIS*) softver *ArcGIS* su: kružni, sferni, eksponencijalni, Gausov i linearni [39].

2.6 Procena jačine doze zračenja na živi svet

Kada su živi organizmi (čovjek i biota) izloženi jonizujućem zračenju, bilo usled spoljašnjeg ili usled unutrašnjeg izlaganja (ingestija i/ili inhalacija), može doći do jonizacije i pobuđivanja njihovih atoma i molekula. Kao posledica interakcije može doći do oštećenja pa čak i smrti ćelije i/ili mutacije genetskog materijala. Različiti biološki efekti izazvani zračenjem zavise od tipa zračenja i energije zračenja u toku vremena izlaganja [40]. Pored ovih karakteristika doprinose imaju i različiti putevi izlaganja, kao što su disperzija radionuklida, karakteristike ekosistema i populacije.

Osnovna fizička veličina u radijacionoj dozimetriji je apsorbirana doza zračenja, D , koja predstavlja srednju vrednost energije (srednja vrednost dela kinetičke energije naelektrisanih čestica, generisanih interakcijom fotona), $d\bar{\varepsilon}$, koju jonizujuće zračenje deponuje u elementu zapremine, dV , mase dm [41]:

$$D = \frac{d\bar{\varepsilon}}{dm} \quad (9)$$

Apsorbirana doza zračenja definisana je u tački materijala, jedinica kojom se opisuje ova veličina je J kg^{-1} , a njen specifični naziv je *grej* (Gy). Kada je reč o zaštiti od zračenja čoveka primenjuje se srednja vrednost apsorbirane doze u organu ili tkivu, pri čemu se raspodela apsorbirane doze zračenja usrednjava po datom organu. Prilikom procene jačine doze zračenja za biotu apsorbirana doza zračenja izračunava se za ceo organizam, tj. ne razmatraju se jačine doze zračenja za pojedinačne organe.

U radijacionoj zaštiti čoveka da bi se procenili biološki efekti izazvani zračenjem, koji zavise od tipa zračenja i prostornog rasporeda izvora zračenja i receptora zračenja, nije dovoljno poznavati apsorbiranu dozu zračenja, već se za te potrebe koristi ekvivalentna doza zračenja, H :

$$H = D \times Q \times N$$

(10)

gde je:

Q – faktor kvaliteta zračenja;

N – proizvod svih modifikujućih faktora.

Na predlog Međunarodne komisije za radijacionu zaštitu (eng. *International Commission on Radiological Protection - ICRP*), veličini N je propisana jedinična vrednost, dok faktor kvaliteta zavisi od vrste zračenja. Preporučene vrednosti faktora Q za x i γ zračenja i elektrone ima vrednost jedan. Jedinica za ekvivalentnu dozu je *sivert* (Sv). Ista jedinica se koristi i za efektivnu dozu zračenja koja uzima u obzir i zavisnost težine oštećenja od osetljivosti određenog tkiva na datu vrstu zračenja. Efektivna doza se preporučuje od strane *ICRP*-a za procenu rizika dugoročnih stohastičkih efekata, npr. raka. Distribucija apsorbovane doze u telu čoveka, a samim tim i koeficijenti konverzije, zavise od tipa zračenja, energije i ugaone distribucije, orijentacije tela u polju zračenja, kao i veličine ozračenog tela. Koeficijenti konverzije izračunati su na osnovu *Monte Carlo* proračuna [41, 42] ali i na osnovu regresione analize rezultata dobijenih merenjem prirodnih radionuklida *in situ* i u laboratoriji [43]. Za izlaganje gama zračenju poreklom od prirodnih radionuklida pretpostavlja se izotropna geometrija [5]. Za ove radionuklide dovoljna je pretpostavka da su oni ravnomerno raspoređeni u zemljištu, čime se ostvaruje ujednačeno polje zračenja iznad tla. Ugaona distribucija prirodnih radionuklida je skoro ujednačena u nižem 2π pravcu [42]. Koeficijenti konverzije zavise od energije zračenja, ali za energije od 0,1-0,2 MeV, ukupni poprečni presek za interakciju fotona ne menja se značajno sa promenom energije [41]. Gama fotoni koji potiču od prirodnih radionuklida koji doprinose zračenju na jednom metru iznad tla su relativno visokih energija. Najveći doprinos potiče od fotona u opsegu 1-2 MeV, a samo 15% doprinose fotoni čije su energije niže od 250 keV. Gama zraci čije su energije više od 500 keV doprinose sa oko 70% ukupnoj dozi zračenja na visini od 1m iznad tla [44]. Ozračivanje pojedinih organa veće je ukoliko su manje zaštićena, tako da je veličina tela jedan od najznačajnijih faktora koji utiču na efektivnu dozu, pa se faktori konverzije razlikuju za decu i odrasle [42]. Za merenje prirodne radioaktivnosti koeficijent konverzije iznosi $0,7 \text{ Sv Gy}^{-1}$ za apsorbovanu

dozu zračenja na jednom metru iznad tla u efektivnu dozu, pri tome se pretpostavlja izotropna geometrija [5]. Ukoliko se uzima rotaciona geometrija, kada se pretpostavlja da gama zraci dolaze i iz horizontalnih pravaca, npr. ^{137}Cs , tada je koeficijent konverzije nešto veći i iznosi $0,8 \text{ Sv Gy}^{-1}$ [41, 44].

2.6.1 Radijacioni efekti i zaštita čoveka od jonizujućih zračenja

Radijaciona zaštita čoveka ima za cilj da smanji rizik od oštećenja na nivou jedinke i obuhvata stohastičke efekte, za koje se na osnovu teorije radijacione zaštite smatra da ne postoji prag doze [1]. Iako se radijacioni efekti mogu posmatrati na više bioloških nivoa, počev od sub-ćelijskih do ekosistema, direktno oštećenje izazvano jonizujućim zračenjem na molekulskom nivou javlja se kada dođe do jonizacije atoma u apsorbujućoj sredini [45]. U ćeliji usled dejstva zračenja dolazi do oštećenja dezoksiribonukleinske kiseline (DNK), jednostruki prekidi DNK lanca mogu biti reparirani pomoću mehanizama same ćelije, dok se dvostruki prekidi teže repariraju. Dvolančani prekidi mogu biti reparirani na dva načina: homologim i nehomologim rekombinacijama. Ako se rezidualna oštećenja jave u somatskim ćelijama može doći do makroskopskih radijacionih efekata u ozračenju jedinki. Veruje se da su genetski (efekti koji se prenose na potomstvo ozračene osobe) i somatski (efekti koji se pojavljuju na ozračenju osobi) efekti stohastičke prirode. Osnovni somatski rizik izlaganja niskim dozama je pojava kancera, upravo ovim problemom bave se međunarodne organizacije i centri za zaštitu od zračenja.

Zaštita od jonizujućih zračenja bazira se na *ALARA* (eng. *As Low As Reasonably Achievable*) principu, opšteprihvaćenom međunarodnom konceptu prema kome svako nepotrebno izlaganje zračenju treba izbeći, a neophodno svesti na najmanju moguću meru. Sa ciljem da se smanji i kontroliše štetni uticaj jonizujućeg zračenja na čoveka, ali i u cilju definisanja graničnih doza, izlaganje jonizujućem zračenju može se podeliti na [46]:

- izlaganje stanovništva
- profesionalno izlaganje
- medicinsko izlaganje (dijagnostičko i/ili terapijsko).

Sistematski monitoring sadržaja radionuklida u životnoj sredini je osnov na kojem se zasnivaju kriterijumi radiološke zaštite stanovništva. Izloženost stanovništva dozama zračenja koje potiču iz tla zavisi pre svega od koncentracije aktivnosti zemljišnih radionuklida, ali i od lokalnih geoloških karakteristika. U svetu postoje oblasti sa povećanom koncentracijom radionuklida u zemljištu, pa je samim tim i stanovništvo koje naseljava ove oblasti izloženo većim dozama zračenja. Radioaktivni izotopi radona (^{220}Rn , ^{219}Rn i ^{222}Rn) nastali u toku radioaktivnog raspada torijumskog i uranijumskih nizova značajno doprinose ukupnoj godišnjoj dozi kojoj je izloženo stanovništvo. Ukupna godišnja efektivna doza za stanovništvo iznosi 2,4 mSv, pri čemu doprinos ukupnoj dozi usled kosmičkog, zemljišnog, inhalacionog i ingestionog izlaganja iznose: 0,39; 0,48; 1,26 i 0,29 mSv redom [5]. U tabeli 3 prikazani su simptomi koji se mogu ispoljiti kod čoveka u zavisnosti od primljene doze zračenja [40, 47]. Prosečna godišnja efektivna doza zračenja stanovništva iznosi 70 μSv za zračenje od prirodnih izvora na otvorenom prostoru. Granica godišnje efektivne doze pojedinca, nastala ljudskim delovanjem (npr. ozračivanje pacijenata), je 1 mSv y^{-1} sa maksimalnim izlaganjem od 5 mSv tokom jedne godine, pod uslovom da se u periodu od 5 godina ne prekorači srednja godišnja doza od 1 mSv. Preporukama *ICRP*-a snižava se granica godišnje doze za profesionalce na 20 mSv usrednjeno na period od 5 godina (maksimalno godišnje 50 mSv) [46]. Na osnovu sprovedenih istraživanja 15% ukupne godišnje doze koju primi stanovništvo potiče od medicinskog izlaganja, u ili terapijske svrhe, i ovaj procenat izlaganja beleži porast iz godine u godinu [48].

Tabela 3. Simptomi koji se mogu javiti kod čoveka u zavisnosti od jednokratno primljene doze zračenja (Sv)

Primljena doza zračenja (Sv)	Simptomi koji se mogu ispoljiti kod čoveka
<0,25	Izostanak simptoma.
0,2-0,5	Izostanak simptoma, ali je moguć smanjenje broja belih krvnih zrnaca u kratkom vremenskom intervalu.
0,5-1	Slabi efekti, uz mogućnost smanjenja broja krvnih ćelija, mučnine, povraćanje, privremeni sterilitet kod muškaraca.
1-2	Slabi vidljivi simptomi (mučnina, vrtoglavica, glavobolja, zamor, opšta slabost). Smrtnost do 10%.
2-3	Izraženi simptomi (povraćanje, dijareja, oštećenja hematopoetskog sistema, razna kvarenja). Smrtnost oko 35% nakon 30 dana.
3-4	Izraženiji i dugoročniji simptomi, u odnosu na prethodne. Smrtnost oko 50% nakon 30 dana.
4-6	Akutno stanje sa teškim simptomima koji se javljaju već u prvih nekoliko sati od primljene doze i traju po nekoliko dana. Nakon toga sledi latentna faza, odnosno faza kada simptomi nisu izraženi, a obolela osoba se oseća generalno dobro. Ova faza je siguran pokazatelj teškog stanja. Lečenje i oporavak traju od nekoliko meseci do godinu dana. Moguć potpunim ženski sterilitet. Primarni uzroci smrtnosti su unutrašnje krvarenje i infekcije.
6-10	Preživljavanje je moguće ako se izvrši brza transplantacija koštane srži. Koštana srž je potpuno uništena, unutrašnji organi su teško oštećeni, a prvi simptomi se javljaju u prvih nekoliko sati, sa kraćom latentnom fazom od 2 do 10 dana nakon koga nastupa smrt.
10-50	Akutno teško stanje, simptomi se javljaju do 30 minuta posle primljene doze, sledi stanje šoka, a smrtnost do 100% nastupa nakon 7 dana.
> 50	Izvesna smrt pojedinca nastupa u prvih 24 sata.

2.6.2 Radijacioni efekti i zaštita od jonizujućih zračenja biote

Radijaciona zaštita biote ima za cilj da smanji rizik od oštećenja izazvanih zračenjem na nivou populacije i bazirana je na determinističkim efektima, za koje se smatra da postoji prag jačine doze zračenja ispod kojeg se ne javljaju приметni efekti zračenja [1]. Deterministički efekti koji su u vezi sa održivošću populacije, a od velikog su značaja za radijacionu zaštitu biote predstavljeni su u tabeli 4 [49]. Ukoliko se rezidualna oštećenja usled delovanja jonizujućeg zračenja jave u somatskim ćelijama može doći do makroskopskih radijacionih efekata u izloženoj jedinki. Oštećenja u germinalnim ćelijama mogu se preneti na potomstvo, što rezultuje efektima na nivou populacije. Brojni su pokušaji sumiranja radijacionih efekata na biotu [1, 50]. Baza podataka radijacionih efekata FREDERICA je do sada najsveobuhvatnija baza ovog tipa [51].

Kod sisara, najbrže se stvaraju ćelije koštane srži, tankog creva i kože. Nervni sistem je najosetljiviji na dejstvo jonizujućeg zračenja u toku ranog razvića u toku proliferacije neuroblasta. Zbog toga je za očekivati da su odgovori ovih tkiva na dejstvo jonizujućeg zračenja kod sisara slični efektima koji se javljaju kod čoveka. Biljke su osetljive na dejstvo jonizujućeg zračenja u meristemskom tkivu, koje se nalazi u korenu i u izdancima, i u anulusu oko stabla drveća [52].

U radijaciona zaštiti biote često se primenjuju softverski modeli za procenu doza zračenja na nivou populacije u različitim medijumima. Modeli koji se primenjuju imaju dosta aproksimacija, a većina modela procenjuje dozu celog organizma, pri čemu se ne razmatraju doze u pojedinim organima koji bi bili opisani određenom geometrijom [53]. U životnoj sredini, složenosti procene jačine doze zračenja doprinose i interakcije pojedinačnih organizama (npr. lovina-plen) i ekosistema koji naseljavaju [52].

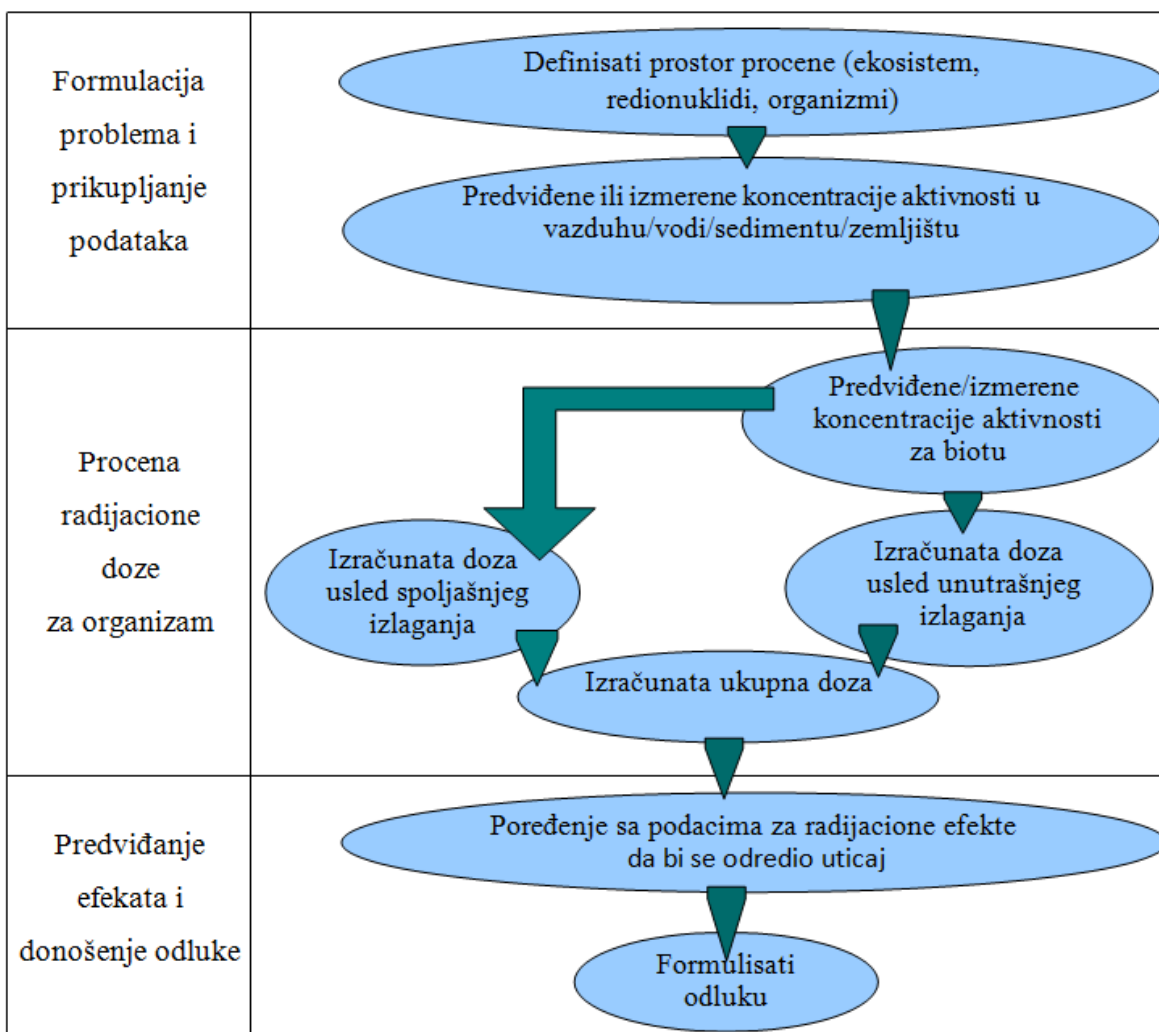
Tabela 4. Deterministički efekti i njihove definicije korišćene za opisivanje radijacionih efekata u okviru baze podataka FREDERICA

Efekat	Definicija
Adaptacioni	Promena u organizmu: psihološka, biohemijska ili na nivou DNK, koja će omogućiti preživljavanje u uslovima u kojima bi pre promene to bilo nemoguće.
Ekološki	Posredan ekološki efekat zračenja usled interaktivnog odnosa među populacijama, uključujući kompetivnost, interakciju grabljivac – plen, simbiozu. Zračenje odgovorno za pojedinca populacije izaziva indirektnu promenu u ekološkoj ravnoteži između vrsta u ekosistemu.
Morbidnost	Gubitak funkcionalne sposobnosti uglavnom izražene kao smanjenje izdrživosti, a može doprineti smanjenoj odbrambenoj sposobnosti organizma i otpornosti na stres, što smanjuje životni vek.
Smrtnost	Broj umrlih unutar populacije.
Mutacije	Hromozomske ili genske aberacije, u ćeliji koje se mogu preneti na potomstvo.
Reproduktivna sposobnost	Sposobnost organizma za reprodukciju u toku životnog veka. Ovo je povezano sa plodnošću.
Stimulacija	Aktivacija odbrambenih mehanizama.

2.6.3 Softverski modeli za procenu jačine doze zračenja na biotu

U protekloj deceniji razvijen je veliki broj modela za procenu uticaja jonizujućeg zračenja na biotu. Modeli koji se koriste u radijacionoj zaštiti biote u osnovi imaju istu generičku strukturu (slika 2) [54-56]. Za modelovanje kao ulazni podatak koriste se koncentracije aktivnosti radionuklida za dati medijum (sediment, zemljište, voda, vazduh). Na osnovu koncentracionih odnosa (*CR*) moguće je odrediti koncentracije aktivnosti za biotu [57]. U sprezi sa parametrima koji opisuju geometriju, vreme boravka, iskorišćenost staništa i trofički prenos radionuklida za svaki organizam koji se modeluje, ovi podaci za koncentracije aktivnosti medijuma koriste se za određivanje doza usled spoljašnjeg i unutrašnjeg izlaganja za svaki organizam. Procenjene doze se porede sa podacima za radijacione efekte koji služe kao smernice na osnovu kojih se određuje da li je organizam adekvatno zaštićen i da li će se ispoljiti radijacioni efekti na nivou populacije. Neki od softverskih modela koji se koriste su: ERICA Tool [58], RESRAD – BIOTA [59], R&D128/SP1 [60, 61], K-BIOTA [62, 63], ECOMOD [64].

U okviru projekata koordiniranih od strane *IAEA* (Environmental Modeling for Radiation Safety EMRAS I (2003-2007), EMRAS II (2009-2011), MODARIA (2012-2015)) testirani su postojeći modeli, poređeni su parametri koji se odnose na prenos radionuklida (procenjene koncentracije aktivnosti modelovanih organizama, koncentracioni odnosi) [65] i simetriju doze zračenja (koeficijenti konverzije jačine doze zračenja) [56], kao i različiti scenariji za slatkovodne i zemljišne ekosisteme [54, 66].



Slika 2. Generička struktura modela za procenu uticaja jonizujućih zračenja na biotu [67]

Da bi se izvršila procena jačine doze zračenja na biotu primenom modela koriste se tzv. referentni organizmi (životinje i biljke). Referentne životinje i biljke su hipotetički entiteti, sa svojstvenim osnovnim biološkim karakteristikama na taksonomskom nivou porodice, sa određenim anatomskim, fiziološkim i životnim navikama, koje se mogu iskoristiti kao veza između izlaganja zračenju i jačine doze zračenja, i doze i efekta za određeni tip organizma [52]. U softverskim modelima za procenu jačine doze zračenja na biotu koristi se i Larsonova definicija za referentne organizme (biljke i životinje), prema kojoj oni predstavljaju niz entiteta koji obezbeđuju osnovu za procenu radijacione doze

tipičnih organizama koji najbolje predstavljaju zagađenu životnu sredinu. Ove procene treba da obezbede bazu za procenu verovatnoće i stepena radijacionog efekta [68].

2.6.3.1 ERICA Tool

ERICA Tool je program za procenu radijacionog rizika na biotu nastao kao rezultat FP6 projekta *Environmental Risk from Ionising Contaminants: Assessment and Management (ERICA)*, finansiranog od strane Evropske Komisije. U realizaciji ovog projekta učestvovalo je petnaest institucija iz sedam zemalja, a nosilac projekta bila je Uprava za zaštitu od zračenja Švedske (eng. *Swedish Radiation Protection Authority*) Cilj *ERICA* projekta bio je da obezbedi naučnoj, menadžerskoj i društvenoj zajednici integrisani pristup pitanjima koja se tiču efekata jonizujućeg zračenja na životnu sredinu izazvanih različitim radioaktivnim zagađivačima. Rezultat ovog projekta je *ERICA* integrisani pristup za procenu i upravljanje rizicima nastalih usled jonizujućih zračenja korišćenjem odgovarajućih alata - *ERICA Tool*. Kombinacija podataka o prenosu radionuklida u životnoj sredini i dozimetrije, određuje stepen izlaganja, koji se zatim poredi sa stepenom izlaganja na kojem su efekti jonizujućeg zračenja štetni.

Program sadrži tri nivoa procene rizika za biotu: nivo 1 - vrši se procena rizika na osnovu koncentracija aktivnosti za istraživani medijum i koriste se unapred izračunate *EMCL* vrednosti (eng. *Environmental Media Concentration Limits*) kako bi se odredio koeficijent rizika; nivo 2 - izračunavaju se jačine doze zračenja za referentne organizme, ali je korisniku omogućen rad sa parametarima koji se koriste u izračunavanju doze (koncentracioni odnosi (*CR*), distribicioni koeficijenti (*K_d*), procenat suvog zemljišta ili sedimenta, koeficijent konverzije doze (*DCC*), radiacioni težinski faktor (*w_f*) i faktor boravka (*v_z*)); nivo 3 - dozvoljava istu fleksibilnost kao i nivo 2, ali dozvoljava mogućnost probabilističke procene ukoliko su definisani osnovni parametri funkcije raspodele verovatnoće. Rezultati dobijeni *ERICA Tool*-om mogu se tumačiti korišćenjem inkorporiranih podataka: doza - efekat i *background* doze [58].

U softveru *ERICA Tool*-u odabrani referentni organizmi obuhvataju: različite trofičke lance, grupe osjetljive na jonizujuće zračenje (npr. sisari), organizme za koje se veruje da će biti veoma izloženi (npr. bentički organizmi koji žive na sedimentu), zaštićene vrste. Komponente ekosistema odabrane su na osnovu onih tipičnih za Evropu. U okviru *ERICA* projekta početna lista referentnih organizama je redukovana: svi zemljišni ekosistemi svrstani su u jedan reprezentativni polu-prirodni ekosistem, isključen je brakični (slano-slatki) ekosistem, koji se može smatrati podsistemom morskih ekosistema. Ovakva racionalizacija je opravdana delom zbog nedostatka radioekoloških podataka za neke ekosisteme (npr. močvarne i brakične) kao i unakrsnog korišćenja podataka (npr. za polu-prirodne ekosisteme korišćeni su svi raspoloživi podaci za zemljišne ekosisteme) [69].

2.6.3.2 *RESRAD-BIOTA*

RESRAD-BIOTA je kompjuterski kod izrađen u Odeljenju za energiju Sjedinjenih Američkih Država (USDOE). Metodologija pristupa opisana je u tehničkom standardu DOE-STD-1153-2002 [70]. Nastanak i razvoj *koda* finansiran je od strane Kancelarije za životnu sredinu, sigurnost i zdravlje i Kancelarije za menadžment u životnoj sredini uz podršku Agencije za zaštitu životne sredine i nuklearne regulatorne komisije SAD-a, a razvijen je u Nacionalnoj laboratoriji Argon, Illinois, SAD.

Primenom koda *RESRAD-BIOTA* procenjuje se uticaj zračenja na biotu u zemljišnim i vodenim sistemima, pri čemu se pretpostavlja da izlaganje potiče od kontaminacije zemljišta, vode ili sedimenta. U softveru *RESRAD-BIOTA* referentni organizmi zemljišnih ekosistema su svrstani u zemljišne životinje i biljke, a vodeni u vodene i obalske životinje. Za svaki referentni organizam postoji osam različitih geometrija, koje su numerički svrstane od 1-8, unutar *koda*, a takođe je omogućeno da korisnik sam kreira novu geometriju organizma za koji želi da izvrši procenu jačine doze zračenja. Organizmi svakog ekosistema analizirani su na uticaj zračenja svakog od radionuklida koji se nalazi u bazi podataka softvera, pri čemu je pretpostavljeno da u njihovom okruženju postoji kontaminacija. *Kod* izračunava apsorbovanu dozu zračenja

usled spoljašnjeg i unutrašnjeg izlaganja. Prilikom izračunavanja doze usled spoljašnjeg izlaganja razmatra se životni prostor organizma i vreme koje on provede u kontaminiranom medijumu. Prilikom izračunavanja doze usled unutrašnjeg izlaganja razmatra se unos radionuklida putem inhalacije čestica prašine i ingestija kontaminiranog zemljišta, sedimenta i različitih izvora hrane. *Kod* sadrži tri nivoa procene. Nivo 1 - je skrining nivo u kojem se difolt vrednosti za bioakumulacioni faktor (B_{iv}) koriste da bi se odredile skrining *Biota Concentration Guide BCG*. *BCG* predstavlja odnos granične doze (koja za zemljišne biljke i životinje iznosi 10 i 1 mGy d⁻¹, redom) i faktora konverzije doze usled spoljašnjeg i unutrašnjeg izlaganja. Bioakumulacioni faktor koristi se da bi se iz koncentracija aktivnosti medijuma odredila koncentracija aktivnosti za biotu (celog organizma). U nivou 1 ukoliko je maksimalna vrednost ispitivanog medijuma manja od skrining vrednosti *BCG*, a suma svih koeficijenata manja od 1, smatra se da nema negativnog uticaja zračenja na biotu ispitivanog prostora. U nivoima 2 i 3 pored rezultata za *BCG*, moguće je proceniti jačine doze zračenja za organizame koji se analiziraju, u ovim nivoima moguće je izvršiti i analizu osetljivosti za korišćene parametre (eng. *sensitivity analysis*), ali je moguće uključiti i alometrijski pristup. Jednačine koje se koriste prilikom alometrijskih proračuna izračunavaju biološka vremena poluraspada, količinu unesene hrane, količinu unesenog zemljišta, inhalaciju i maksimalni životni vek. U nivou 3 korisniku je omogućeno da kreira novi organizam i izvršiti probabilističku procenu.

3 MATERIJALI I METODE RADA

3.1 Istraživani prostor

Istraživani prostor je okruženje termoelektrane „Nikola Tesla“ (TENT), blokovi A i B, opština Obrenovac, grad Beograd, zapadna Srbija, smeštene na desnoj obali reke Save (N-44°39', E-20°11'). TENT A i B sadrži ukupno osam generatora čiji ukupna snaga iznosi 2892 MW (2 × 210 MW, 4 × 308 MW i 2 × 620 MW). Za proizvodnju struje TENT koristi lignit sa površinskih kopova Kolubare. Godišnje se kao nusproizvod sagorevanja lignita u TENT-u dobije oko 3 do 4 miliona tona pepela. Pepeo se odlaže u neposrednoj blizini samih blokova termoelektrane na otvorenim odlagalištima ukupne površine oko 900 ha. Pepeo se hidrauličnim transportom odlaže na deponije i pri tome se meša sa vodom iz reke Save.

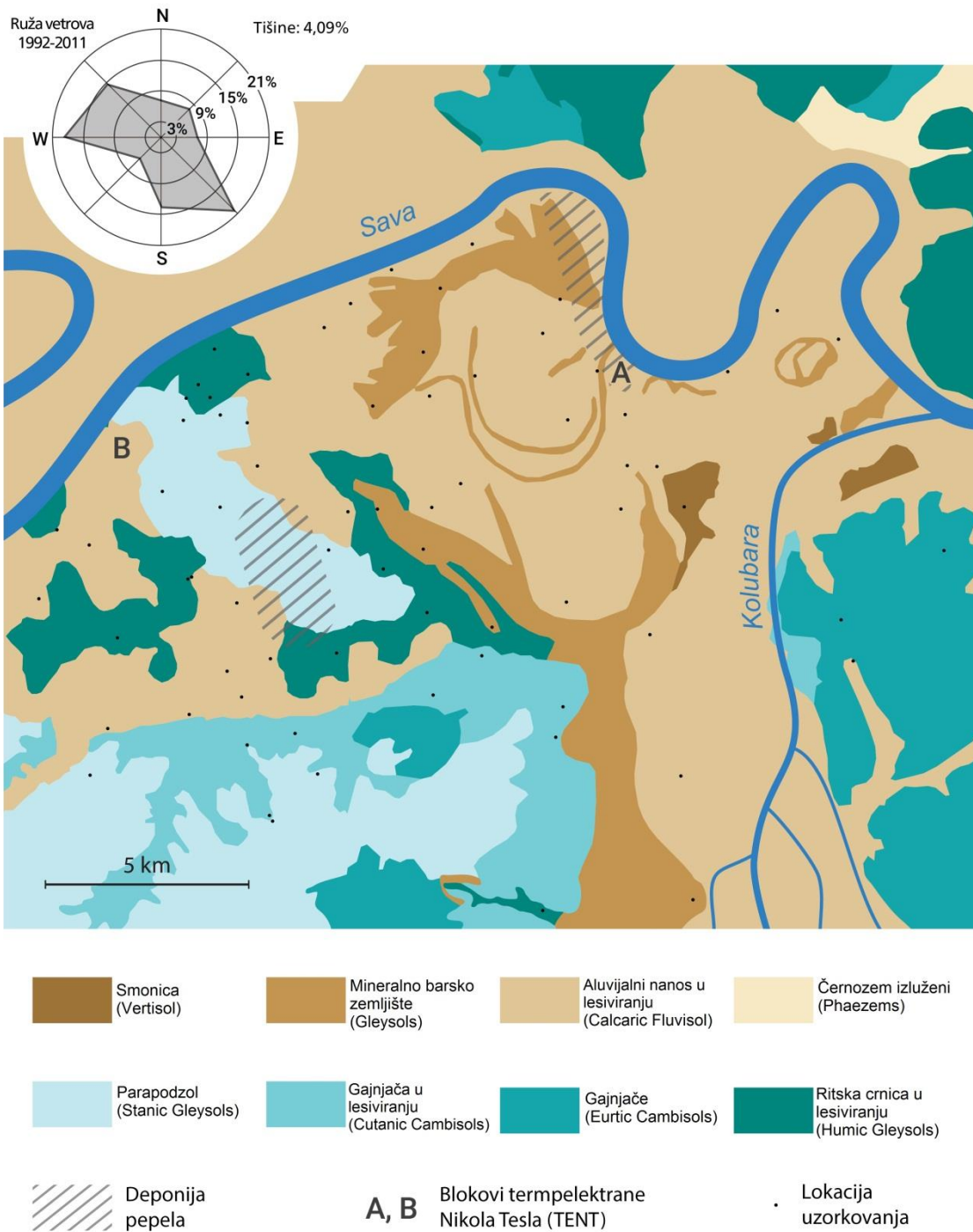
3.1.1 Geološke i pedološke karakteristike istraživanog prostora

Na istraživanom prostoru je konstatovano da sedimenti devonsko-karbonske, srednjeg i perma, donjeg i srednjeg trijasa, gornje jure, donje i gornje krede, neogene i kvartarne starosti leže uglavnom superpoziciono [71]. Širi prostor Kolubarskog basena bio je zahvaćen raznovrsnom vulkanskom aktivnošću tokom srednjeg miocena. U obrenovačkoj posavini i donjoklubarskom basenu leže velike naslage neogenih sedimenata preko kojih su nataložene plitke kvartarne naslage. Ugalj kolubarskog basena formiran je u periodu gornjeg Miocena u okruženju limnik fragmenata duž južne granice panonskog basena [72]. Kolubarski basen uglja nalazi se u pravcu jugozapada 50 km od Beograda i njegova produktivna površina iznosi 170 km², a ceo basen zauzima površinu od 600 km² i ima oblik školjke, sa niskim i blagim stranama oboda i široko otvorenim severnim delom prema reci Savi. Prečnik dna basena veći je od 30 km a najveće visine u istočnim i južnim delovima kreću se između 370 i 390 m. Nadmorska visina prostora opada od istoka prema središnjim delovima basena (120-160 m) i od južnog oboda (Tamnava) prema aluvijalnoj ravni Save.

U obrenovačkom i beogradskom sektoru Posavine zastupljeni su kaspibrakični sedimenti panona položeni konkordantno preko sarmatskih karbonatnih slojeva (uglavnom glinovito-laporovityh sedimenata) [73]. Pontijske naslage lignita imaju debljinu i do 50 m, a predstavljene su ugljevitim glinama, kvarcnim peskovima i dijatomejskom zemljom. Preko šljunka raznorodnog sastava naležu peskovi različitog granulometrijskog satava. U donjem delu kolubarskog basena i obrenovačkom sektoru Posavine kvartarni sedimenti fluvijalne sekvencije najviše su rasprostranjeni, posebno na terenu spoja Kolubare sa Savom. Neogen-kvartar sedimenti beogradske Posavine i kolubarskog basena imaju uglavnom horizontalno pružanje. Odstupanje od horizontalnog položaja slojeva je neznatno, tako da je eksploatacija pontijskih serija lignita lako dostupna.

Zemljišta istraživanog prostora prikazana su prema međunarodnoj (*Word Base for Soil Resources, WRB*) klasifikaciji (slika 3). Veći deo istraživanog prostora čine aluvijalna zemljišta (*Calcaric Fluvisol*). Ovaj tip zemljišta ima ilovasto-glinovite karakteristike, a raspoređena su uz desnu obalu Save, posebno u meandarskom vratu Plošće, prema jugu do Obrenovca i dalje uz reku Tamnavu. Mineralno-barska zemljišta (*Glaysols*) zastupljena su fragmentarno u vratu zapadnog meandra. Prema jugu na pojas mineralno-barskih zemljišta nastavlja se pojas ritske crnice (*Humic Gleysols*) prosečne širine oko 1,5 km i dužine oko 4 km u pravcu zapad-istok. Na ovu zonu se nastavlja prostor gde su rasprostranjene čiste gajnjače (*Eutric Cambisols*) i gajnjače u lesiviranju (*Umbric Podzols*), sa izuzetkom reke Trstenice i Carevca, gde su rasprostranjene ritske crnice (*Humic Gleysols*). Na slici 3 vidi se da gajnjače (*Eutric Cambisols*) imaju kontinuirano prostiranje. Aluvijalna smonica (*Calcaric Vertisol*) prostire se od sutoka Kolubare i Tamnave u pravcu juga.

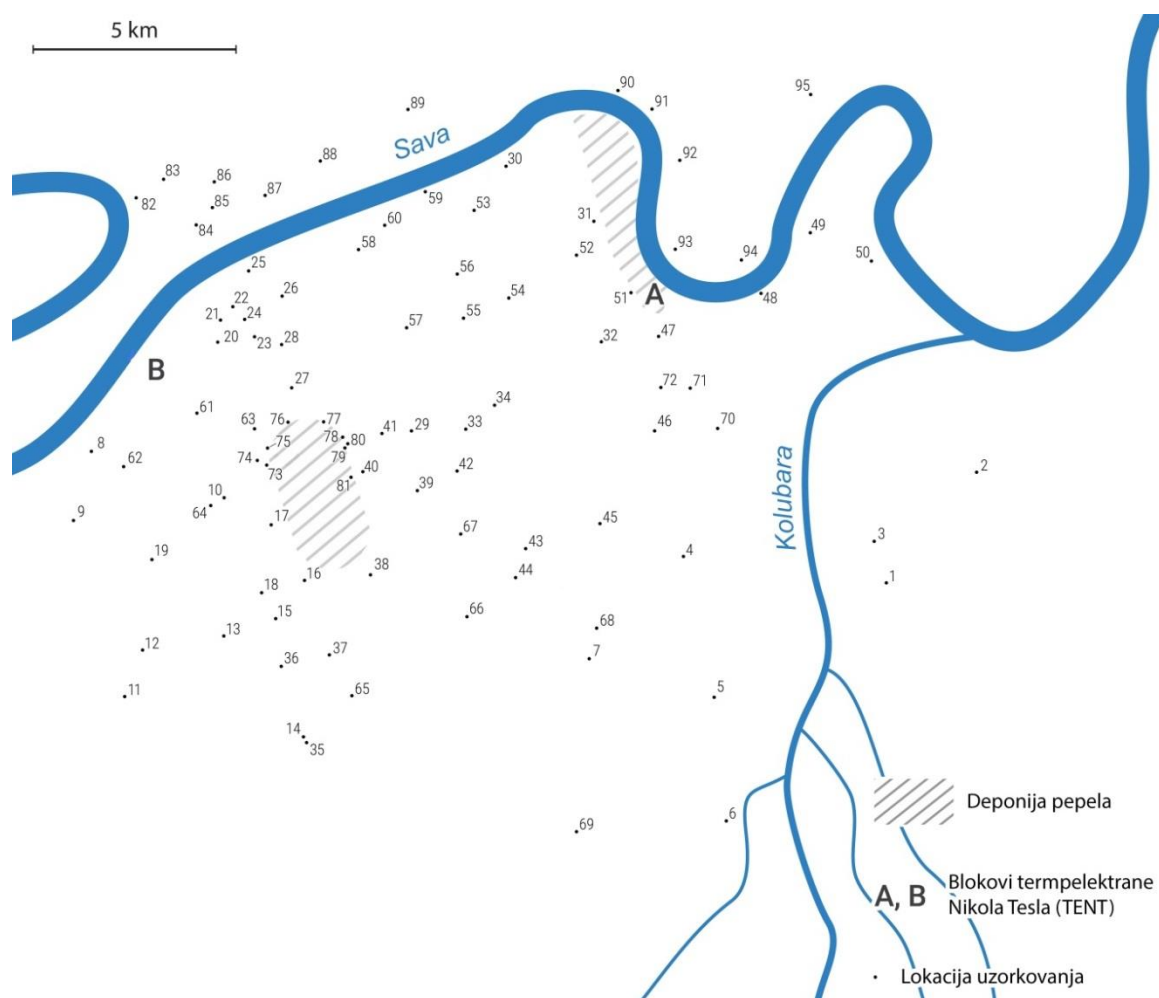
Na teritoriji opštine Obrenovac antropogeno zemljište (*Technosols*) se javlja kao posledica rada termoelektrane. Na pojedinim lokacijama preko tehnogenog zemljišta nasuta su alohtona prirodna zemljišta. To su pepelišta i flotacioni materijal (*Spolic Regosols*) u blizini termoelektrana u Obrenovcu i u Velikim Crljenima. Kompaktna zona parapodzola (*Plansol*) prostire se jugozapadno od Obrenovca. Ova zona se sužava u pravcu severoistoka i nalazi se između lesiviranih gajnjača (*Umbric Podzols*) i čistih gajnjača (*Eutric Cambisols*).



Slika 3. Uprošćena pedološka karta istraživanog prostora

3.2 Sakupljanje i priprema uzoraka

U periodu 2011-2013. godine na istraživanom prostoru sakupljeni su uzorci neobradivog zemljišta sa 95 lokacija za koje se pretpostavlja da nisu bila tretirana hemijskim preparatima (đubrivo, pesticidi, herbicidi i slično) (Slika 4). Uzorci zemljišta su sakupljeni sa dve dubine: 0-10 cm (dubina A) i 10-20 cm (dubina B) [33, 34].



Slika 4. Lokacije uzimanja uzoraka zemljišta na istraživanom prostoru

Uzorci zemljišta su sušeni do konstantne mase u laboratoriji i zatim homogenizovani. Za potrebe gamaspektrometrijske analize uzorci zemljišta su nakon homogenizacije prosejani kroz sito prečnika otvora pora 2 mm i upakovani u Marinelli posude zapremine 0,5 dm³, koje su nakon merenja mase uzoraka hermetički zatvorene pomoću parafina. Ovako pripremljene Marinelli posude pre gamaspektrometrijskog merenja ostavljene su da odstoje najmanje četiri nedelje kako bi se uspostavila radioaktivna ravnoteža između ²²⁶Ra, ²²²Rn i njihovih kratko živećih potomaka. Za određivanje koncentracija teških metala, iz ukupne mase zemljišta, nakon prosejavanja kroz sito prečnika otvora pora 2 mm, izdvojeno je 50 g uzorka koji je dalje homogenizovan i sprашen u keramičkom avanu. Digestija zemljišnog materijala vršena je pomoću azotne kiseline, u prisustvu vodonik peroksida kao oksidujućeg sredstva [74].

3.3 Eksperimentalne analize

3.3.1 Gamaspektrometrijska analiza

Za određivanje koncentracija aktivnosti radionuklida korišćen je poluprovodnički germanijumski detektor visoke čistoće n tipa, ORTEC - AMETEK, USA. Gamaspektrometerski sistem, pored detektora čine: Djuarov sud sa tečnim azotom za hlađenje detektora, niskofonska zaštita koju čine olovno kućište debljine zida 10 cm (koncentracija aktivnosti $< 50 \text{ Bq kg}^{-1}$) sa dodatnom zaštitom Cu, Cd i plastike (Perspex), visoki napon i sistem za konvertovanje naponskog u električni signal (predpojačavač, linearni pojačavač, analogno digitalni konvertor ADC, višekanalni analizator MCA), računar za snimanje i vizuelizaciju podataka i softverski paket za analizu spektara, njihovo čuvanje i proračun aktivnosti (Gamma Vision 32, Verzija 5.3) [75]. Gamaspektrometar ORTEC - AMETEK ima 8192 kanala, rezoluciju 1,85 i relativnu efikasnosti 35% na 1,33 MeV za ^{60}Co . Gamaspektrometrijska merenja uzoraka iz životne sredine izvršena su prema standardnoj metodi IAEA [76].

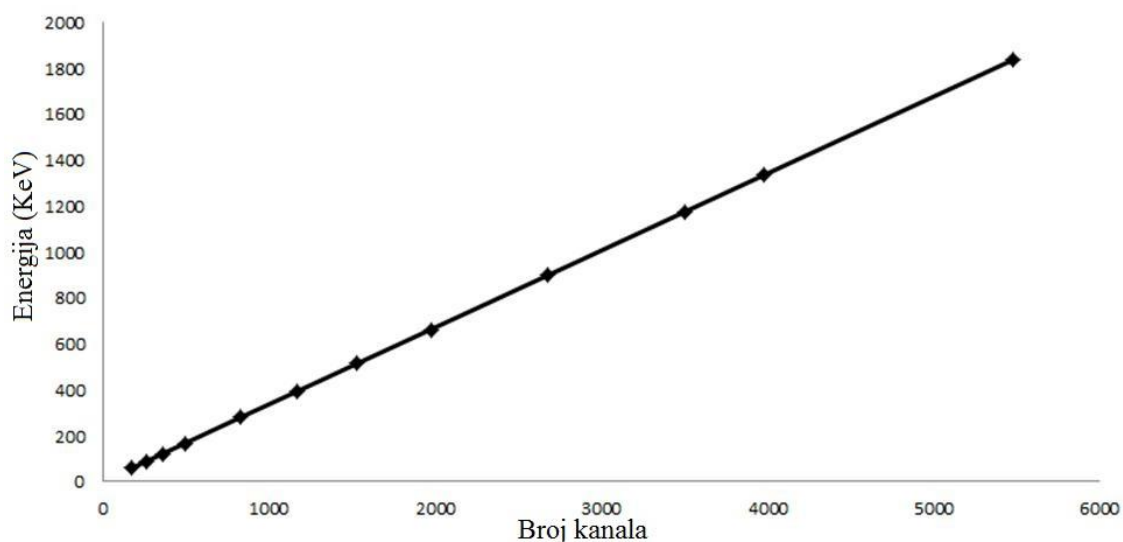
3.3.1.1 Kalibracija detektora

Kalibracija detektora za Marinelli geometriju zapremine $0,5 \text{ dm}^3$, izvršena je pomoću kalibracionog standarda u istoj geometriji, gustine 1 g cm^{-3} , koji sadrži smešu radionuklida (^{241}Am , ^{109}Cd , ^{139}Ce , ^{57}Co , ^{60}Co , ^{137}Cs , ^{113}Sn , ^{85}Sr , ^{88}Y , ^{203}Hg) ukupne aktivnosti 38 kBq (na dan 10. 08. 2010. Češki metrološki institut, Prag, Republika Češka, Cert. No: 9031-OL-419/10) zatopljenih u epoksidnoj smoli. Nakon snimanja spektra kalibracionog standarda u trajanju 3600 s izvršena je kalibracija detektora u dva koraka [75]:

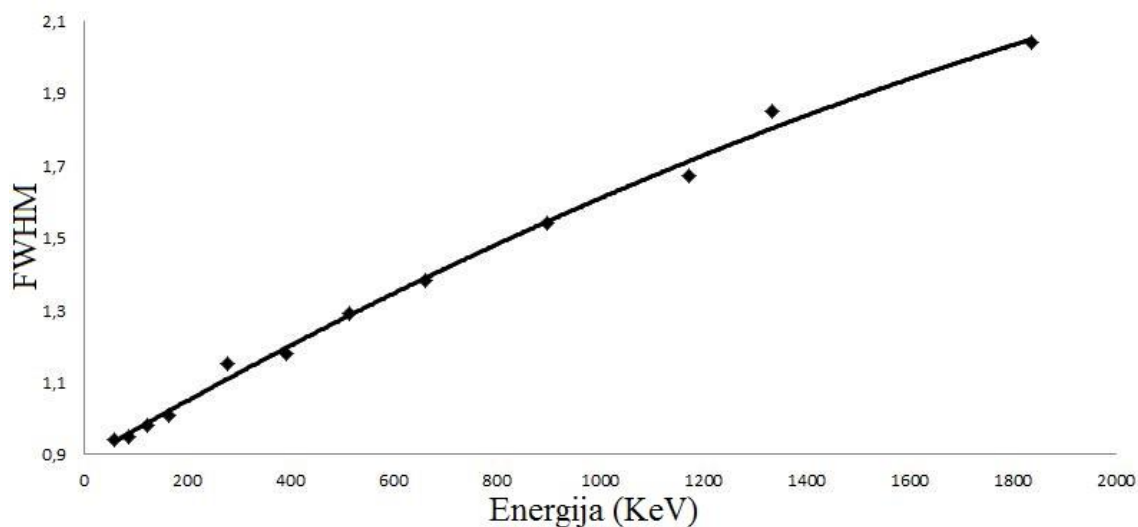
- energijska kalibracija;
- kalibracija efikasnosti

Prilikom energijske kalibracije svakoj energiji gama linije radionuklida koji se nalazi u kalibracionom standardu pridružen je odgovarajući kanala u višekanalnom

analizatoru. Linearna zavisnost energije u funkciji rednog broja kanala prikazana je na slici 5. Zavisnost pune širine maksimuma pika na polovini njene visine(eng. full width at half maximum *FWHM*) u funkciji energije radionuklida koji se nalazi u kalibracionom standardu prikazana je na slici 6.



Slika 5. Kriva zavisnosti energije (keV) od rednog broja kanala HPGe detektora



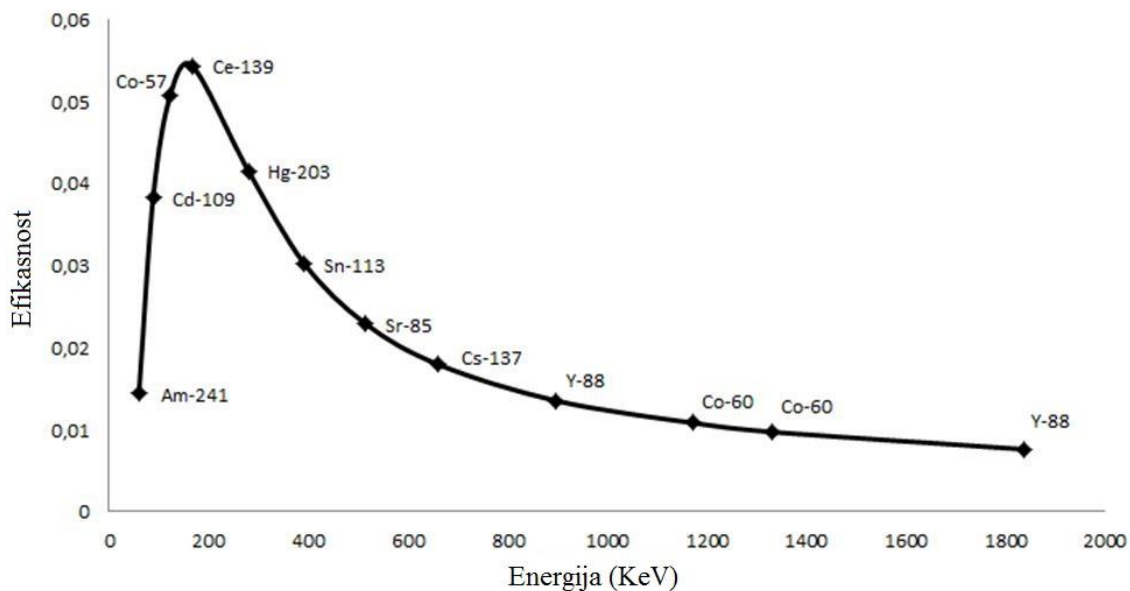
Slika 6. Kriva zavisnosti pune širine maksimuma pika na polovini njegove visine od energije (keV)

Efikasnost (ε) je bezdimenziona veličina i predstavlja odnos broja detektovanih fotona na datoj energiji i ukupnog broja fotona koje kalibracioni standard emituje za vreme merenja [4]. Zavisnost efikasnosti (ε_E) od energije (E) zadovoljava polinomsku funkcija šestog reda:

$$\ln \varepsilon_E = \sum_{i=1}^6 a_i E^{2-i} \quad (11)$$

gde su: a_i - koeficijenti aproksimacije čije su vrednosti: $a_1 = -0,197313$; $a_2 = -4,973969$; $a_3 = 0,898493$, $a_4 = -0,13397$, $a_5 = 0,008198$, $a_6 = 0,000194$.

Kriva zavisnosti efikasnosti u funkciji energije kalibracionog standarda predstavljena je na slici 7.



Slika 7. Kriva zavisnosti efikasnosti od energije

Kalibracija za Marinelli geometriju korišćena je za određivanje aktivnosti radionuklida u uzorcima zemljišta.

3.3.1.2 Određivanje koncentracije aktivnosti

Visoka rezolucija poluprovodničkih detektora omogućava relativno brzu i preciznu identifikaciju radionuklida i određivanje njihove aktivnosti na principu konvertovanja upadne energije gama zračenja u električne signale različite visine. Koncentracije aktivnosti $A_{E,i}$ (Bq kg⁻¹), radionuklida i na energiji E izračunata je korišćenjem jednačine [4]:

$$A_{E,i} = \frac{N_{E,i}}{\varepsilon_E \times t \times I_a \times m} \quad (12)$$

gde su:

$N_{E,i}$ - površina ispod pika totalne apsorpcije na energiji E ;

ε_E - efikasnost detektora na energiji E ;

t - vreme merenja;

I_a - apsolutni intenzitet gama raspada na energiji E ;

m - masa uzorka (kg).

Vreme merenja uzoraka zemljišta trajalo je 60 ks. Za određivanje aktivnosti ²³⁸U korišćene su gama linije ²³⁴Th na 63 i 92,3 keV; za ²²⁶Ra korišćene su gama linije ²¹⁴Pb na 609,3 keV i ²¹⁴Pb na 351,9 keV. Za određivanje aktivnosti ²³²Th korišćene su gama linije ²²⁸Ac na 911,2 i 969,1 keV i linija ²¹²Pb na 238,6 keV. Aktivnost ⁴⁰K određena je na osnovu linije na 1460,8 keV. Aktivnost ¹³⁷Cs određena je na osnovu linije na 661,66 keV.

3.3.1.3 Kontrola kvaliteta, procena merne nesigurnosti i minimalna detektibilna koncentracija aktivnosti

Kontrola kvaliteta gama-spektrometrijskog merenja ostvarena je proverom rada samog gama-spektrometra, korišćenjem referentnih uzoraka i učestvovanjem u međulaboratorijskim proverama. Prilikom provere rada kontrolisani se sledeći parametri:

- broja kanala
- širina pika na poluvisini maksimuma.

U laboratorijskim procedurama naveden je opseg vrednosti kontrolisanih parametra, kao i korektivne mere pri odstupanju od zadatog intervala. Referentni uzorci Međunarodne agencije za atomsku energiju (IAEA) RG_U i RG_{Th} korišćeni su za kontrolu kvaliteta. Kvalitet rada detektora proveren je u okviru međulaboratorijskih ispitivanja sadržaja radionuklida u uzorcima iz životne sredine u organizaciji IAEA, čime je potvrđen kvalitet dobijenih rezultata merenja (IAEA-TEL-2012-03; IAEA-TEL-2013-04 ALMERA; IAEA-TEL-2014-01; IAEA-TEL-2014-03, IAEA-TEL-2014-04) [77]

(http://nucleus.iaea.org/rpst/ReferenceProducts/ALMERA/ALMERA_Proficiency_Tests/index.htm).

Nesigurnost merenja aktivnosti radionuklida gamaspektometrijskom metodom određena je prema sledećoj jednačini:

$$\sigma_A = (\sigma_{st}^2 + \sigma_{sis}^2)^{1/2} \quad (13)$$

gde je:

σ_{st} statistička greška merenja – slučajna greška uključuje nesigurnosti odbroja ispod vrha totalne apsorpcije (u_N).

σ_{sis} sistematska greška merenja – uključuje sledeće merne nesigurnosti:

- nesigurnost aktivnosti izvora standardnog referentnog materijala (u_{Ar})
- nesigurnost određivanja efikasnosti (u_ϵ)
- nesigurnost verovatnoće prelaza ($u_{P\gamma}$)

- nesigurnost određivanja merenja vremena (u_t)
- nesigurnost određivanja mase uzorka (u_m)

$$\sigma_{sis} = \left(\left(\frac{u_{Ar}}{A_r} \right)^2 + \left(\frac{u_{\varepsilon}}{\varepsilon} \right)^2 + \left(\frac{u_{P\gamma}}{P_\gamma} \right)^2 + \left(\frac{u_t}{t} \right)^2 + \left(\frac{u_m}{m} \right)^2 \right)^{1/2} \quad (14)$$

Minimalna detektibilna koncentracija aktivnosti (*MDA*) (Bq kg^{-1}) radionuklida određena je primenom jednačine *Currie*-ja [78]:

$$MDA = \frac{2(1 + 2B)^{1/2} + 1}{\varepsilon_E I_a t m} \quad (15)$$

gde je *B* od broj fona detektora, a ostali parametri isti su kao u jednačini 11.

3.3.2 Atomska apsorpciona spektrometrija

3.3.2.1 Plamena tehnika

Koncentracije teških metala (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, V, Zn) u ispitivanim uzorcima zemljišta određene su atomski apsorpcionim spektrometrom (AAS) (Shimadzu 7000AA) metodom plamene atomske spektrometrije uz korekciju pozadinske apsorpcije korišćenjem deuterijumske lampe. Kontrola rada instrumenta vršena je programom WizAArd AA7000 Ver.5.01.

Tabela 5. Uslovi merenja za date elemente plamenom AAS

Element	Talasna dužina (nm)	Spektralna širina razreza (nm)	Vrsta plamena	Protok (L/min)
Cd	228,8	0,7	Vazduh-C ₂ H ₂	1,8
Co	240,7	0,2	Vazduh-C ₂ H ₂	1,6
Cr	357,9	0,7	Vazduh-C ₂ H ₂	2,8
Cu	324,8	0,7	Vazduh-C ₂ H ₂	1,8
Fe	248,3	0,2	Vazduh-C ₂ H ₂	2,2
Mn	279,5	0,2	Vazduh-C ₂ H ₂	2,0
Ni	232,0	0,2	Vazduh-C ₂ H ₂	1,6
Pb	217,0	0,7	Vazduh-C ₂ H ₂	2,0
V	318,4	0,7	N ₂ O-C ₂ H ₂	7,0
Zn	213,9	0,7	Vazduh-C ₂ H ₂	2,0

3.3.2.2 Određivanje koncentracije teških metala

Koncentracije teških metala određene su na fiksnoj talasnoj dužini merenjem i upoređivanjem apsorbancije standardnih rastvora ispitivanog elementa (Accu Standard, Carlo Erba Reagenti) i rastvora uzoraka. Rezultati su dobijeni metodom analitičke krive, koja predstavlja zavisnost apsorbancije od koncentracije. Kriva je konstruisana pomoću serije standardnih rastvora poznate koncentracije. Zavisnost između apsorbancije i koncentracije je linearna. Koncentracija teških metala u uzorku dobijena je sa grafika zavisnosti $A = f(c)$. Tačnost određivanja najvećim delom zavisi od oblika analitičke krive. Nelinearan karakter analitičke krive javlja se zbog toga što linije primarnog izvora nisu beskonačno uske monohromatske linije, već imaju konačnu širinu. Što je širina spektralne linije veća, utoliko je veće povijanje analitičke krive. U tom slučaju se preporučuje da se kriva konstruiše sa što većim brojem standarda.

3.3.2.3 Kvantifikacija, granica detekcije i kontrola kvaliteta

Kvantifikacija teških metala vrđi se na osnovu kalibracionih krivih dobijenih snimanjem apsorbancija kalibracionih standarda pripremljenih sa istom kiselinom, koja je korišćena za digestiju uzoraka.

Vrednosti granice detekcije (eng. *limit of detection, LOD*), odnosno granice kvantifikacije (eng. *limit of quantification, LOQ*) za teške metale određene su na osnovu vrednosti koncentracija dobijenih analizom slepe probe u pet ponavljanja. *LOD* analiziranih elemenata predstavlja srednju vrednost koncentracija kojima odgovara signal slepe probe uvećane za trostruku vrednost standardne devijacije signala slepe probe, dok za *LOQ* srednja vrednost koncentracija kojima odgovara signal slepe probe uvećane za deseterostruku vrednost standardne devijacije signala slepe probe. Slepa proba je analizirana u cilju provere prisustva mogućih nečistoća prisutnih u korišćenom laboratorijskom posuđu i hemikalijama.

Preciznost primenjene metode izražena je kao relativna standardna devijacija, tri do pet vrednosti dobijenih pri analizi ispitivanog uzoraka. Kontrola kvaliteta određivanja koncentracija teških metala izvršena je analizom sertifikovanog referentnog materijala (SRM 2711 Nacionalnog instituta za standarde i tehnologiju) i proverom postupka rada u međulaboratorijskim poređenjima [79].

3.3.3 Određivanje karakteristika zemljišta

Određivane su sledeće karakteristike zemljišta: granulometrijski sastav, pH vrednost, specifična električna provodljivost (*K*), sadržaj ukupnog organskog ugljenika (*TOC*), količina karbonata (*CCO₃*), ukupni kapacitet izmene katjona (*CEC*) u zemljištu.

Za određivanje granulometrijskog sastava zemljišta - mehaničkih frakcija, korišćena je metoda pipetiranja [80, 81]. Najpre je odstranjen sadržaj organske materije iz odvagano uzorka zemljišta koristeći vodonik-peroksid, zatim je zaostala mineralna frakcija dalje analizirana da bi se odredile mehaničke frakcije: pesak (0,05-2 mm), prah (0,002-0,05 mm)

i glina ($< 0,002\text{mm}$). pH vrednost i specifična električna provodljivost određene su iz suspenzije u odnosu 1:5 zemljište-voda na instrumentu WTW inoLab pH/Cond 720 [82, 83]. Sadržaj ukupnog organskog ugljenika određen je koristeći modifikovanu metodu Tjurina rastvorom Morove soli, nakon razaranja uzorka rastvornom dihrom-sumporne kiseline [84, 85]. Količina karbonata određena je volumetrijski koristeći Šajblerov kalcimetar [86]. Ukupni kapacitet izmene katjona u zemljištu određen je kao suma hidrolitičke kiselosti i adsorbovanih baznih katjona [87].

3.4 Pokazatelji zagađenja zemljišta metalima

3.4.1 Faktor obogaćivanja (EF)

Da bi se odredio stepen zagađenja zemljišta teškim metalima na ispitivanom prostoru, izračunati su faktori obogaćivanja (EF) u odnosu na srednje vrednosti koncentracije teških metala u nezagađenom zemljištu Evrope [88] koristeći jednačinu [22]:

$$EF_M = ([M]/[Fe]_{zp}) / ([M]/[Fe]_{Eur}) \quad (16)$$

gde je $[M]$ koncentracija bilo kog metala, $[Fe]$ je koncentracija gvožđa, indeksi „zp“ i „Eur“ odnose se na zagađeni prostor i vrednosti za Evropu, redom. Gvožđe se koristi kao referentni element za geohemijsku normalizaciju s obzirom da je geohemija Fe slična sa teškim metalima i prirodne koncentracije Fe su ujednačene [89]. Na osnovu vrednosti EF razlikuju se sledeće kategorije obogaćenja: $EF < 2$ izostanak i/ili slabo obogaćenje, $EF = 2 - 5$ umereno obogaćenje, $EF = 5 - 20$ značajno obogaćenje, $EF = 20 - 40$ veoma visoko obogaćenje $EF > 40$ ekstremno visoko obogaćenje [90, 91].

3.4.2 Geo-akumulacioni indeks (I_{geo})

Geo-akumulacioni indeks korišćen je da bi se procenio stepen zagađenja zemljišta teškim metalima na ispitivanom prostoru. Izračunat je na osnovu jednačine [92]:

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{[M]_{zp}}{k[M]_{Eur}} \right) \quad (17)$$

gde je $k = 1,5$ faktor korekcije osnove matriksa koji služi za eliminisanje mogućih razlika u vrednostima osnove usled efekata litosfere. Postoji sedam klasa geo-akumulacionog faktora na osnovu kojeg se određuje stepen zagađenja: klasa 0 (bez zagađenja): $I_{geo} < 0$; klasa 1

(bez zagađenja do umerenog zagađenja): $0 < I_{geo} < 1$; klasa 2 (umereno zagađenje): $1 < I_{geo} < 2$; klasa 3 (umereno do teško zagađenje): $2 < I_{geo} < 3$; klasa 4 (teško zagađenje): $3 < I_{geo} < 4$; klasa 5 (teško do ekstremno zagađenje): $4 < I_{geo} < 5$; klasa 6 (ekstremno zagađenje): $5 < I_{geo}$. Klasa 6 je otvorena klasa i obuhvata sve vrednosti indeksa veće od indeksa klase 5. Vrednosti koncentracija metala čiji je I_{geo} pripada klasi 6 i do 100 puta su veće od koncentracije metala u osnovi [93, 94].

3.4.3 Faktor kontaminacije (CF)

Faktor kontaminacije (CF) je odnos koncentracija metala na istraživanom prostoru i koncentracije tog metala *background*-a [95]. CF izračunat je na osnovu jednačine:

$$CF = [M]_{zp} / [M]_{Eur} \quad (18)$$

Na osnovu vrednosti CF postoji šest klasa zagađenja, pri čemu najviša klasa odgovara vrednosti koncentracije metala koja je 100 puta veća nego što se očekuje da bi bila u osnovi zemljišta [93].

3.4.4 Indeks zagađenja (PLI)

Indeks zagađenja (PLI) na lokacijama uzorkovanja određen je kao n -ti koren proizvoda n koncentracionih faktora [94]:

$$PLI = (CF_1 \times CF_2 \times CF_3 \dots \times CF_n)^{1/n} \quad (19)$$

Na osnovu ovog empirijskog indeksa na jednostavan način može se proceniti stepen zagađenja teškim metalima. Ukoliko je PLI veći od jedinice, smatra se da je došlo do zagađenja zemljišta teškim metalima.

3.4.5 K parametar

Sa ciljem da se odredi depozicioni efekat prirodnih radionuklida na ispitivanom prostoru izračunat je K parametar, koji predstavlja odnos koncentracija aktivnosti radionuklida X u sloju A (0-10 cm) i B (10-20 cm):

$$K_X = X_A / X_B \quad (20)$$

Kada je K parametar veći od jedinice, tada se za ispitivani profil može naći opadajući gradijent. Za ^{137}Cs ovaj parametar se ne izračunava, s obzirom da je ovo antropogeni radionuklid i smatra se da se ne nalazi u dubljim slojevima [14, 96].

3.5 Statistička analiza rezultata

3.5.1 Jednofaktorska analiza varijanse

Da bi se ispitaio uticaj dubine uzorkovanja na distribuciju koncentracija radionuklida i teških metala na istraživanom prostoru korišćena je jednofaktorska analiza varijanse (one-way ANalysis Of VAriance). Jednofaktorska ANOVA ispituje uticaj jedne nezavisno promenljive (u ovom radu je to dubina uzorkovanja) na zavisno promenljivu (u ovom radu koncentracija elementa). Analiza varijanse poredi varijansu između i unutar grupa, količnik ovih varijansi predstavlja F faktor. Što je vrednost faktora F veća, veća je i promenljivost između grupa, nego unutar svake grupe [97].

3.5.2 Hijerarhijska analiza grupisanja (*HCA*)

Međusobne korelacije radionuklida, teških metala i fizičko-hemijskih karakteristika zemljišta istraživanog prostora određene su hijerarhijskom analizom grupisanja (eng. *Hierarchical Cluster Analysis, HCA*). Za ovu analizu korišćen je statistički program SPSS 16 [98]. Cilj *HCA* je da optimizuje sličnosti i različitosti između grupa. Uzorci se smatraju objektima u n -dimenzionom prostoru (n je broj promenljivih), opisanom sa n komponenti vektora [97]. Prilikom *HCA* korišćen je metod 'between group', kao pravilo spajanja i Pirsonovo koeficijent, kao mera blizine. Sve promenljive su najpre standardizovane, njihovim prevođenjem u Z -score $((x-x_m)/\sigma)$, gde je x_m srednja vrednost promenljive a σ standardna devijacija). Izračunavanje unutar *HCA* teče u smeru aglomeracije, sve dok se sve grupe ne ujedine u jedinstveni klaster. Rezultati su predstavljeni u vidu dendrograma, u kojem razdaljina unutar klastera predstavlja stepen povezanosti promenljivih.

3.5.3 Geostatistička analiza

Prostorna distribucija radionuklida i teških metala analizirana je korišćenjem ArcGIS programa za modelovanje, odnosno ekstenzije *Geostatistical Analyst*. Ordinarna kriging metoda odabrana je zbog svojih prednosti u poređenju sa drugim interpolacionim tehnikama. Da bi se uporedila vrednost izmerene i predviđene koncentracije metala korišćena je unakrsna validacija. Testirane su četiri vrste modela semivariograma (kružni, sferični, eksponencijalni i Gausov). Da bi se utvrdilo koji od ovih modela je najbolji za predikciju vrednosti koncentracija metala na istraživanom prostoru izračunati su srednja greška (eng. *the mean error, ME*), kvadratni koren srednje greške (eng. *root mean square error RMSE*), srednja standardna greška (eng. *average standard error ASE*), srednja kvadratna greške (eng. *the mean squared error MSE*) i kvadratni koren srednje standardne greške (*RMSSE*), korišćenjem jednačina 19-23. *MSE* korišćen je da bi se standardizovala *ME*, a obe vrednosti bi trebalo da budu što je moguće bliže jedinici. *RMSE* i *ASE* poželjno je da budu bliskih vrednosti. Ukoliko je predviđena vrednost koncentracije bliska merenoj vrednosti, tada je *RMSSE* jednak jedinici. U slučaju kada je *RMSSE* veći od jedinice, tada su predviđene vrednosti potcenjene, a ukoliko je njegova vrednost veća od jedinice predviđene vrednosti su precenjene [99].

$$ME = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \{Z(X_i) - \hat{Z}(X_i)\}^2 \quad (21)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \{Z(X_i) - \hat{Z}(X_i)\}^2} \quad (22)$$

$$ASE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \sigma^2(X_i)} \quad (23)$$

$$RMSSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \left(\frac{ME}{\sigma^2(X_i)} \right)^2} \quad (24)$$

$$MSE = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{ME}{\sigma^2(X_i)} \quad (25)$$

Gde je:

N – broj vrednosti dataseta,

$Z(X_i)$ - merena vrednost,

$\hat{Z}(X_i)$ - predviđena vrednost

σ^2 - kriging varijansa na lokaciji X_i .

3.6 Procena radijacionog rizika na živi svet istraživanog prostora

3.6.1 Procena radijacionog rizika na čoveka

3.6.1.1 Izračunavanje jačine doze

Ukupna absorbovana jačina doze zračenja D je značajna veličina prilikom procene rizika od zračenja čoveka. Izračunata je korišćenjem faktora konverzije izmerenih koncentracija aktivnosti A_U , A_{Th} , i A_K (Bq kg⁻¹) ²³⁸U, ²³²Th i ⁴⁰K, redom, u absorbovanu dozu zračenja (D) (nGy h⁻¹) u vazduhu na 1 m iznad tla, prema jednačini [3]:

$$D = 0,462A_U + 0,604A_{Th} + 0,042A_K \quad (26)$$

3.6.1.2 Izračunavanje godišnje efektivne doze

Godišnja efektivna doza zračenja (H) (μSv) usled spoljašnjeg izlaganja izračunata je množenjem procenjene ukupne apsorbovane jačine doze zračenja D sledećim faktorima: $0,7 \text{ Sv Gy}^{-1}$ –odnos godišnje efektivne doze primljene od strane stanovništva i apsorbovane doze u vazduhu; $0,2$ –vreme boravka stanovništva napolju; 8760 – broj časova u jednoj godini [3]:

$$H = D \times 0,7 \times 0,2 \times 8760 \quad (27)$$

3.6.1.3 Izračunavanje faktora rizika pojave kancera

Faktor rizik od pojave kancera (F_{rk}) izračunat je prema jednačini:

$$F_{rk} = H \times DL \times PC \quad (28)$$

gde su DL - dužina trajanje života (70 godina), a PC - konstantna koja za stohastičke efekte iznosi $0,055 \text{ Sv}^{-1}$ za stanovništvo [29].

3.6.1.4 Izračunavanje indeksa radijacionog rizika

Indeks radijacionog rizika usled spoljašnjeg izlaganja definiše se kao [100]:

$$H_{ex} = \frac{A_U}{370} + \frac{A_{rh}}{259} + \frac{A_K}{4810} \quad (29)$$

gde su A_U , A_{Th} , A_K - koncentracije aktivnosti (Bq kg^{-1}) ^{238}U , ^{232}Th i ^{40}K , redom. Radijacioni rizik usled spoljašnjeg izlaganja smatra se zanemarljivim ako je vrednost parametra H_{eks} manja od jedinice.

3.6.2 Procena radijacionog rizika na biotu

3.6.2.1 ERICA Tool

Za procenu doza zračenja i koeficijente rizika (RQ) za zemljišne referentne organizme na ispitivanom prostoru korišćene su izmerene koncentracije aktivnosti ($Bq\ kg^{-1}$) ^{238}U , ^{226}Ra , ^{234}Th , ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{137}Cs zemljišta i verzija 1.2 *ERICA Tool*-a [101]. Sva izračunavanja vršena su u nivou 2, i pri tome su korišćeni zemljišni referentni organizmi koji su inkorporirani unutar u *Toll*-a (tabela 6). Prilikom procene doza zračenja nisu menjani parametri koji se odnose na dimenzije referentnih organizma, kao ni vreme boravka koje organizam provede u interesnom medijumu (zemljištu). U prilogu 1 date su vrednosti koncentracionih odnosa za ispitivane elemente koji su korišćeni za izračunavanje koncentracija aktivnosti za biotu. S obzirom da je procena vršena koristeći najbolje procenjene vrednosti (*best estimated values*) za korišćene radionuklide, konzervativni pristup koji je primenjen ne razmatra da li su referentni organizmi prisutni na istraživanom prostoru.

Modelovanje prenosa radionuklida u ERICA Tool-u

Veliki je broj potencijalno mogućih kombinacija radionuklid-organizam, koje je potrebno uzeti u obzir u toku procene. Nije moguće odrediti mehanički model koji bi uključio sve moguće kombinacije radionuklid-organizam. *ERICA Tool* uzima u obzir sledeće:

- razmatra grupu referentnih organizama za koje su određeni parametri prenosa;
- koristi organizam-sredina koncentracione odnose.

Ukoliko ne postoje eksperimentalno dobijeni podaci za koncentracije aktivnosti određenih radionuklida za biotu, unutar *ERICA Tool*-a ove koncentracije je moguće dobiti množenjem odgovarajuće koncentracije aktivnosti sredine sa ravnotežnim koncentracionim odnosom celog organizma (CR_{wo}) (jednačina 18).

U okviru *ERICA Tool*-a model prenosa je veoma pojednostavljen. Svi procesi koji utiču na prenos uključeni su u okviru jednog parametra koji se naziva koncentracioni odnos celog organizma (CR_{wo}) koji predstavlja odnos koncentracije aktivnosti celog organizma u odnosu na koncentraciju aktivnosti u odgovarajućem mediju životne sredine. Izračunavanje parametara prenosa uključenih u *ERICA Tool* za zemljišne i vodene ekosisteme opisano je u literaturi [55, 102]. U okviru parametara prenosa uključene su: informacije o očekivanim ili procenjenim srednjim vrednostima; broj uzoraka na osnovu kojih su dobijene ove vrednosti; standardne devijacije; osnovna funkcija raspodele verovatnoće (*PDF*). U zemljišnim ekosistemima, koji su razmatrani u ovoj disertaciji, CR_{wo} je određen na osnovu sledeće jednačine:

$$CR_{wo-soil} = \frac{\text{Koncentracija aktivnosti u bioti za ceo organizam (Bq kg}^{-1}\text{ sveže mase)}}{\text{Koncentracija aktivnosti u zemljištu (Bq kg}^{-1}\text{ suve mase)}} \quad (30)$$

Proračun doza

Da bi se odredila doza zračenja usled unutrašnjeg izlaganja koju referentni organizam primi potrebno je znati koncentraciju aktivnosti radionuklida u njegovom tkivu. Za procenu se koriste koncentracije aktivnosti celog organizma, pošto se većina dostupnih podataka odnose na radiacione efekte izazvane apsorbovanim dozama celog organizama (spoljašnje gama izlaganje). U nekim slučajevima za procenu kao ulazni podatak mogu se koristiti podaci monitoringa, a u narednim koracima ove vrednosti koriste se za procenu doza zračenja celog organizma pomoću modela prenosa. *ERICA* integrisani pristup usmeren je ka dozama koje su iznad prirodnog *backgrounda* (inkrementalnog), pri čemu je inkrementalna skrining doza $10 \mu\text{Gy h}^{-1}$ [103].

Koristeći koncentracije aktivnosti za medijum i biotu, mogu se preko jednačina 19 i 20 izračunati vrednosti apsorbovane doze usled unutrašnjeg (D_{int}) i spoljašnjeg (D_{ext}) izlaganja ($\mu\text{Gy h}^{-1}$). Pri čemu ukupna apsorbovana doza predstavlja sumu ove dve komponente.

$$D_{\text{int}}^b = \sum_i C_i^b DCC_{\text{int},i}^b \quad (31)$$

C_i^b je srednja koncentracija radionuklida i u referentnom organizmu b (Bq kg⁻¹ sveže mase);

$DCC_{\text{int},i}^b$ je koeficijent konverzije doze specifičan za određen radionuklid za unutrašnje izlaganje, definisan je kao odnos srednje koncentracije aktivnosti radionuklida i u organizmu j i doze za organizam b (μGy h⁻¹ prema Bq kg⁻¹ sveže mase).

$$D_{\text{ext}}^b = \sum_z v_z \sum_i C_{zi}^{\text{ref}} DCC_{\text{ext},zi}^b \quad (32)$$

v_z je faktor boravka (vreme koje organizam b provodi na specifičnoj lokaciji z u svom staništu);

C_{zi}^{ref} je srednja koncentracija aktivnosti i -tog radionuklida u referentnoj sredini na specifičnoj lokaciji z (Bq kg⁻¹ sveže mase (zemljište ili sediment) ili Bq l⁻¹ (voda)).

$DCC_{\text{ext},zi}^b$ je koeficijent konverzije doze za spoljašnje izlaganje, definiše se kao odnos srednje koncentracije aktivnosti za radionuklid i u referentnoj sredini na lokaciji z i doze organizma b (μGy h⁻¹ prema Bq kg⁻¹ sveže mase).

Procenjena ukupna doza usled izlaganja organizma (μGy h⁻¹) korišćenjem *Tool*-a na osnovu težinskih faktora za alfa, slaba beta i jaka beta-gama zračenja izračunata je na osnovu:

$$DCC_{\text{int}} = wf_{\text{low}\beta} DCC_{\text{int,low}\beta} + wf_{\beta+\gamma} DCC_{\text{int},\beta+\gamma} + wf_{\alpha} DCC_{\text{int},\alpha} \quad (33)$$

$$DCC_{\text{ext}} = wf_{\text{low}\beta} DCC_{\text{ext,low}\beta} + wf_{\beta+\gamma} DCC_{\text{ext},\beta+\gamma} \quad (34)$$

wf - težinski faktor za različite komponente radijacije (slbo β , jako $\beta+\gamma$, α), bezdimenzionalna veličina. Težinski faktor koji se koristi u *Tool*-u za α zračenje iznosi 10,

za slabo β 3, a za jako $\beta+\gamma$ je 1. U nivoima 2 i 3 radijacioni težinski faktori mogu biti izmenjeni od strane korisnika. Potomci radionuklida su uključeni u izračunavanje DCC_s ukoliko je njihovo vreme poluraspada kraće od 10 dana. DCC_s za unutrašnje izlaganje dobijeno je pod pretpostavkom da u organizmu postoji homogena distribucija radionuklida. Nesigurnosti koje ova pretpostavka donosi opisane su u radu Zinger-a [104].

3.6.2.2 RESRAD-BIOTA

Za procenu doza zračenja i BCG za zemljišne referentne organizme biljke i životinje na ispitivanom prostoru korišćene su izmerene koncentracije aktivnosti ($Bq\ kg^{-1}$) ^{238}U , ^{226}Ra , ^{234}Th , ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{137}Cs zemljišta i verzija 1.5 RESRAD-BIOTA [105]. Sva izračunavanja vršena su u nivou 2, i pri tome su korišćeni zemljišni referentni organizmi koji se po difoltu nalaze u softveru (tabela 6). U prilogu 1 date su vrednosti bioakumulacionih faktora (B_{iv}) za ispitivane elemente koji su korišćeni za izračunavanje koncentracija aktivnosti za zemljišne referentne biljke i životinje.

Modelovanje prenosa radionuklida u RESRAD-BIOTA-i

Parametar koji opisuje prenos radionuklida u RESRAD-BIOTA-i naziva se bioakumulacioni faktor (B_{iv}) (CR u ERICA Tool-u). Za sistem biljka-medijum za veliki broj radionuklida iz literarnih podataka mogu se naći vrednosti koncentracija aktivnosti na osnovu kojih se dalje izračunava ovaj parametar. Za sistem životinja-medijum B_{iv} vrednosti za veliki broj radionuklida izračunat je korišćenjem kinetičko-alometrijskog pristupa, koji je detaljno opisan u modulu 3 DOE tehničkog standarda [70]. U dostupnoj literaturi nije naznačeno da li su prilikom izračunavanja B_{iv} vrednosti inkorporiranih unutar softvera korišćeni odnosi sveže mase organizma naspram suve mase zemljišta, u razgovoru sa osnivačima koda RESRAD potvrđeno je da su za izračunavanje korišćene sveže mase organizma [106].

Proračun doza

Faktor konverzije doze za spoljašnje izlaganje (DCF_{ext}) određuje dozu zračenja usled spoljašnjeg izlaganja po koncentraciji aktivnosti radionuklida u posmatranom medijumu. Za spoljašnje izlaganje od važnosti su samo zračenja koja potiču od fotona i elektrona. Prilikom izračunavanja DCF_{ext} (Gy y^{-1} prema Bq kg^{-1}) (jednačina 33) primenjena su sledeća pojednostavljenja :

- kontaminirani medijum je veliki i u njemu radionuklidi ravnomerno raspoređeni;
- organizam za koji se određuje doza zračenja je veoma mali (manji od srednjeg slobornog puta elektrona emitovanog prilikom raspada).

$$DCF_{ext} = 5,05 \times 10^{-6} E_{\gamma,e} \quad (35)$$

$E_{\gamma,e}$ – energija svih fotona i elektrona nastalih raspadom (MeV po raspadu).

Faktor konverzije doze za unutrašnje izlaganje (DCF_{int}) određuje dozu zračenja usled unutrašnjeg izlaganja po koncentraciji aktivnosti radionuklida u posmatranom medijumu. Za unutrašnje izlaganje od važnosti su zračenja koja potiču od α čestica, dok je doprinos od fotona i elektrona zanemarljiv. Prilikom izračunavanja DCF_{int} (Gy y^{-1} prema Bq kg^{-1}) (jednačina 34) primenjena su sledeća pojednostavljenja:

- organizam za koji se određuje doza zračenja je veoma veliki i svo zračenja ostaje unutar njega;
- radionuklidi su ravnomerno raspoređeni unutar organizma.

$$DCF_{int} = \left(\sum_i \sum_j Y_j E_j Q_j \right) (1,6022 \times 10^{-13} \times 3,1536 \times 10^7) \quad (36)$$

Y_j – prinos od zračenja j nastalo raspadom radionuklida i ;

E_j – energija (MeV) zračenja j nastalo raspadom radionuklida i ;

Q_j – radijacioni težinski faktor zračenja j nastalog raspadom radionuklida i , koji za α zračenje iznosi 20.

Tabela 6. Zemljišni organizmi modelovani unutar softvera korišćeni za procenu doza zračenja na istraživanom prostoru.

ERICA Tool	RESRAD-BIOTA
Vodozemci	Zemljišne životinje
Gliste	Zemljišne biljke
Saprofitni beskičmenjaci	
Ptice	
Leteći insekti	
Trave i bilje	
Lišajevi i briofite	
Sisari - veliki	
Sisari - mali	
Puževi	
Gmizavci	
Žbunovi	
Drvo	

4 REZULTATI I DISKUSIJA

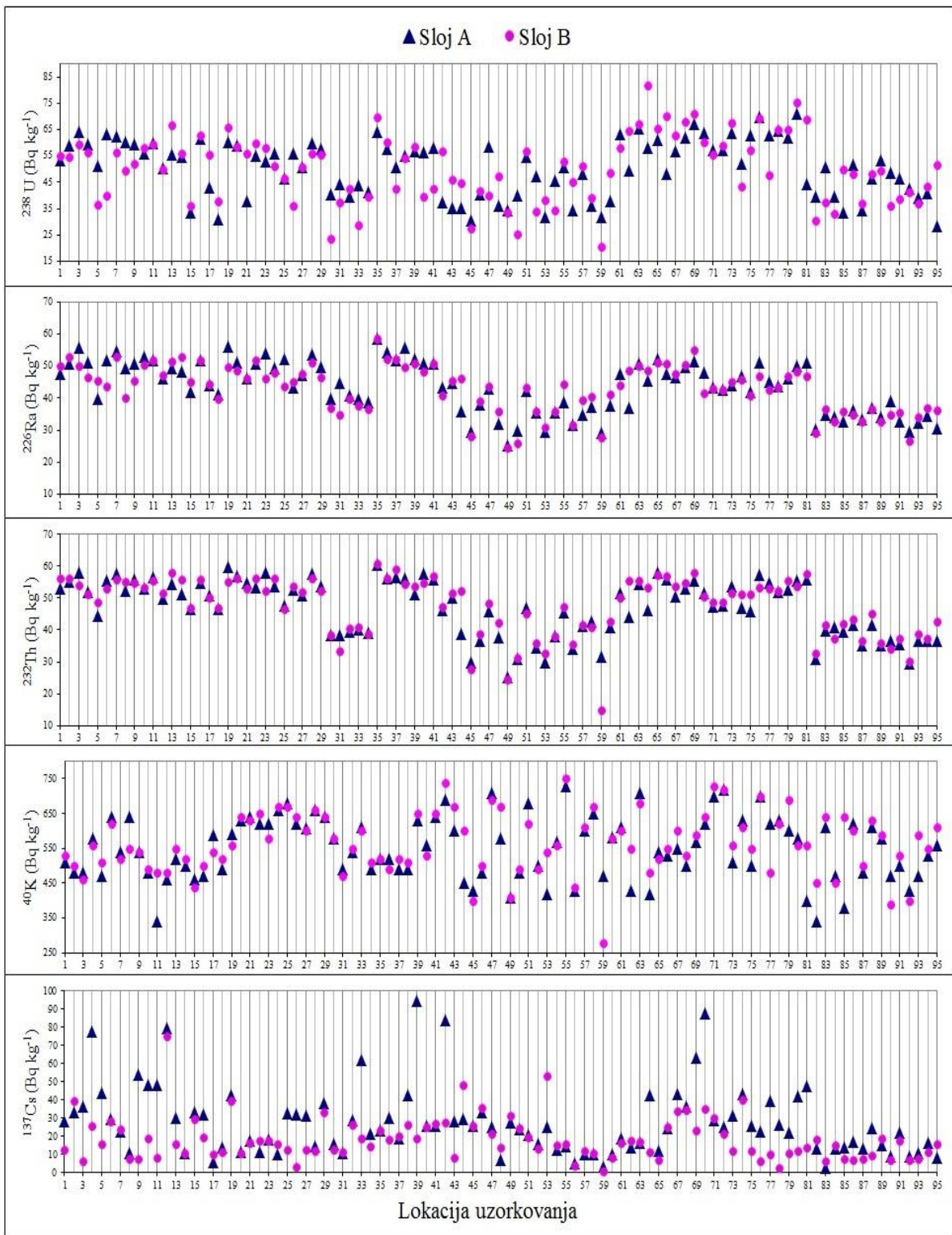
4.1 Koncentracije aktivnosti radionuklida u zemljištu istraživnog prostora

Koncentracije aktivnosti radionuklida ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K i ^{137}Cs u uzorcima zemljišta sakupljenih na lokacijama 1-95 (slika 4) uzorkovanih u dva sloja (A 0-10 cm i B 10-20 cm) predstavljene su na slici 8.

U tabeli 7 predstavljena je deskriptivna statistika vrednosti koncentracija aktivnosti ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , i ^{137}Cs u uzorcima zemljišta u slojevima A, B i srednja vrednost racunata za oba sloja. Deskriptivnom statistikom obuhvaćene su: srednja vrednost, opseg, standardna devijacija, minimalna i maksimalna vrednost, koeficijent asimetrije i koeficijent zaobljenosti.

Tabela 7. Deskriptivna statistika koncentracija aktivnosti radionuklida u zemljištu istraživnog prostora

Parametar	Sloj	Srednja vrednost	Opseg	Standardna devijacija	Min	Max	Koef. asimetrije	Koef. zaobljenosti
^{238}U	A	51	43	11	28	71	-0,29	-1,02
	B	50	61	13	21	82	-0,07	-0,53
	A+B	51	47	11	26	73	-0,1	-0,84
^{226}Ra	A	44	33	8	25	58	-0,31	-1,0
	B	43	34	7	25	60	-0,51	-0,43
	A+B	43	34	8	25	59	-0,44	-0,7
^{232}Th	A	47	35	8	25	60	-0,5	-0,89
	B	48	46	9	15	61	-1,03	0,71
	A+B	47	38	9	23	61	-0,75	-0,37
^{40}K	A	550	400	90	340	730	-0,1	-0,69
	B	560	480	87	280	750	-0,26	0,31
	A+B	560	360	83	380	740	0,02	-0,65
^{137}Cs	A	28	91	19	3	94	1,57	2,79
	B	18	74	12	1	75	1,78	5,21
	A+B	23	75	13	2	77	1,4	2,8



Slika 8. Koncentracije aktivnosti (Bq kg $^{-1}$) radionuklida u slojevima A i B

Najviša koncentracija aktivnosti ^{40}K određena je u blizini same elektrane, dok su najviše koncentracije ^{238}U , ^{226}Ra i ^{232}Th određene na lokacijama jugo-zapadno u odnosu na termoelektanu, što je u koincidenciji sa rezultatima dobijenim disperzionim modelom za emisiju pepela na ispitivanom području [107]. Distribucija ^{137}Cs na istraživanom prostoru je heterogena. Primenom Šapiro-Vilkovog testa raspodele [108] na koncentracije aktivnosti analiziranih radionuklida uočeno je da njihova distribucija ne pokazuje normalnu raspodelu, izuzev ^{40}K čija je distribucija normalna. Ovakav rezultat ukazuje na antropogeno poreklo radionuklida uranijumskog i torijumskog niza, kao i ^{137}Cs .

Vuković i sar. pokazali su da u okolini bloka A TENT-a na dubini od 6 m koncentracije aktivnosti ^{238}U , ^{232}Th i ^{40}K u zemljištu iznosile su 11, 14 i 82 Bq kg⁻¹, redom [109]. Koncentracije aktivnosti ispitivanih radionuklida na ovoj dubini odgovaraju prirodnom sadržaju koncentracija geoloških formacija na istraživanom prostoru. U TENT-u se koristi lignit iz površinskih kopova kolubarskog basena. Janković i sar. odredili su koncentracije aktivnosti ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th i ^{40}K u uglju 43, 29, 21 i 120 Bq kg⁻¹; u šljaci 81, 65, 39 i 241 Bq kg⁻¹; u letećem pepelu 129, 120, 72 i 360 Bq kg⁻¹, redom [15]. Poređenjem srednjih vrednosti koncentracija aktivnosti u zemljištu u okolini TENT-a dobijenih u ovom radu sa rezultatima prethodnih studija (tabela 8), može se zaključiti da su vrednosti istog reda veličine.

Tabela 8. Srednje vrednosti koncentracije u zemljištu u okolini termoelektrana širom sveta

Zemlja	Srednje vrednosti koncentracija aktivnosti (Bq kg ⁻¹)				Literatura
	^{238}U	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K	
Kina	/*	32	50	720	[99]
Kina	/	40	60	750	[110]
Turska	31	/	40	380	[111]
Mađarska	130	136	26	330	[112]
Španija	30	39	43	440	[96]
Grčka	42	27	36	500	[113]
Srbija	51	43	47	560	Ovaj rad

*- rezultati nisu objavljeni

Primenom jednofaktorske analize varijanse koncentracije aktivnosti radionuklida u slojevima A i B pokazano je da među njima ne postoje značajne razlike (nivo značajnosti $S \leq 0,05$), osim za ^{137}Cs . Za ispitivane radionuklide odnos varijanse između grupa i unutar grupa (F) i nivo značajnosti (S) dobijeni ANOVA analizom su prikazani su u tabeli 9.

Tabela 9. Analiza varijanse radionuklida sa promenom dubine uzorkovanja

Radionuklid	<i>F</i>	<i>S</i>
^{238}U	0,60	0,44
^{226}Ra	0,06	0,80
^{232}Th	0,82	0,37
^{40}K	2,71	0,10
^{137}Cs	44,8	0,00

Charo i sar. su ispitivali sadržaj ^{238}U , ^{232}Th i ^{40}K u okolini termoelektrane u Španiji u zemljištu na dubinama od 0-30 cm i nisu zapazili značajnije razlike u koncentracijama aktivnosti u različitim slojevima [96]. Dai i sar. u istraživanju sprovedenom u Kini, našli su promene u koncentracijama aktivnosti za ^{226}Ra , ^{232}Th i ^{40}K u u različitim slojevima zemljišta uzorkovanim do 50 cm, ali i u odnosu na lokaciju uzorkovanja i termoelektranu [99]. Dragović i sar. na teritoriji Beograda, za šest različitih tipova zemljišta i u zemljišnim profilima od 0-50 cm, odredili su homogenu distribuciju ^{226}Ra , ^{232}Th i ^{40}K [114].

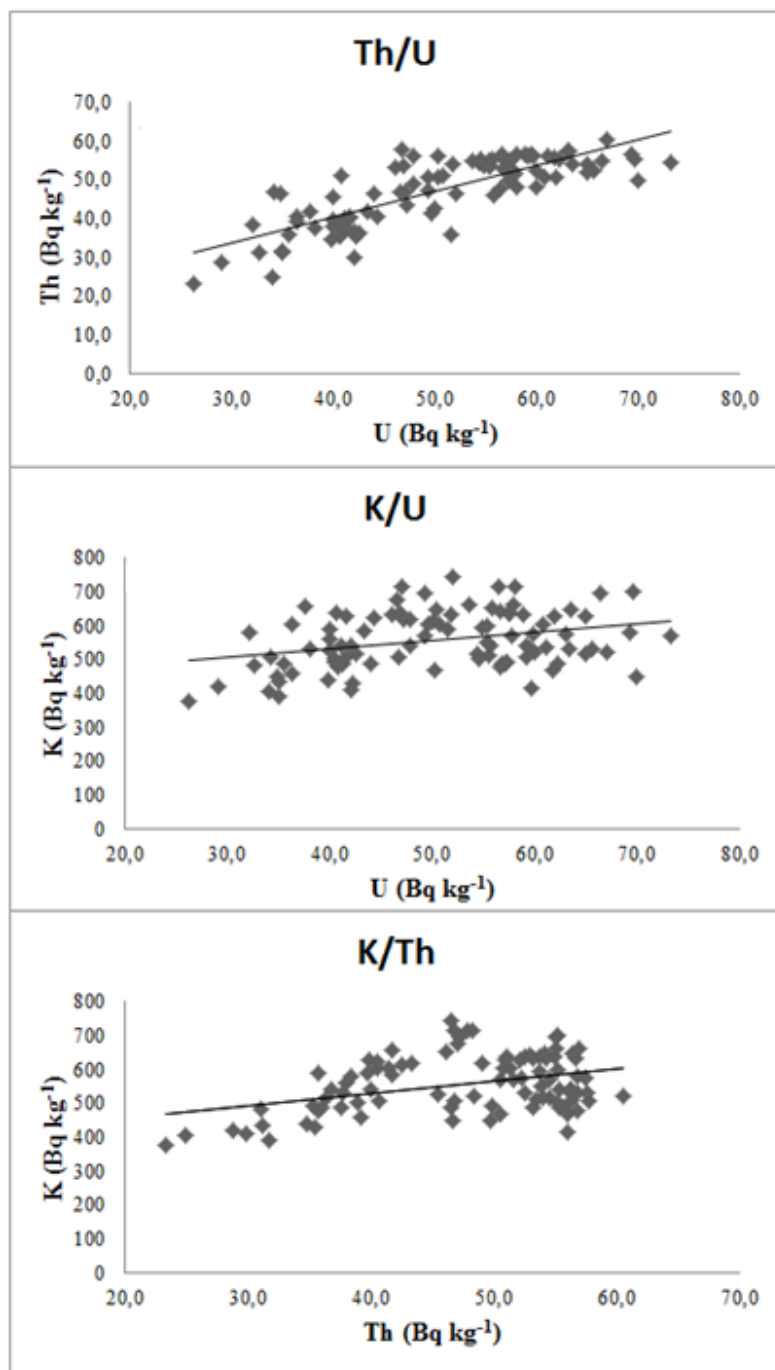
Da bi se ispitala depozicija prirodnih radionuklida na istraživanom prostoru izračunat je *K*-parametar, koji predstavlja odnos koncentracija ispitivanog elementa u dva sloja zemljišta (j-na 18). Vrednost parametra *K* značajno veća od 1 ukazuje na opadajući gradijent koncentracije aktivnosti u analiziranom profilu. Za ispitivane uzorke minimalna vrednost *K*-parametra za ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th i ^{40}K iznosila je 0,5; 0,8; 0,7 i 0,6, dok su maksimalne vrednosti bile 1,7; 1,3; 2,1 i 1,7, redom. Srednja vrednost *K*-parametra za ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th i ^{40}K iznosila je 1,0, što se podudara sa rezultatima koje su objavili Charro i sar. [96].

Sa ciljem određivanja stepena kontaminacije radionuklidima kao posledice rada TE izračunati su faktori kontaminacije (*CF*) (j-na. 16) [94]. *Background* koncentracije

aktivnosti ^{238}U , ^{232}Th i ^{40}K su 29,5; 34,0; 620 Bq kg⁻¹ redom [88]. Srednje vrednost CF za zemljište ispitivanog prostora iznosili su: CF_K -0,9; CF_{Th} -1,4; CF_U -1,7.

Koncentracije aktivnosti ^{238}U , ^{232}Th i ^{40}K konvertovane su u masene koncentracije uranijuma, torijuma i kalijuma [115]. Masene koncentracije elemenata u uzorcima zemljišta iznose od 2,1 do 5,9 mg kg⁻¹ za U, od 5,8 do 15,0 mg kg⁻¹ za Th i od 1,2 do 2,4% za K. Srednje vrednosti koncentracija uranijuma, torijuma i kalijuma, iznose 4,0 mg kg⁻¹; 11,7 mg kg⁻¹; 1,8%, redom. Međusobni odnosi masenih koncentracija ova tri radionuklida u ispitivanim uzorcima zemljišta prikazani su na slici 9.

Među parovima radionuklida Th/U, K/U i K/Th postoji međusobna linearna zavisnost sa Pirsonovim koeficijentima korelacije 0,806; 0,327 i 0,382, redom. Na osnovu odnosa koncentracija uranijuma, torijuma i kalijuma u uzorcima zemljišta može se pretpostaviti postojanje relativnog osiromašenja ili obogaćenja koncentracija ovih elemenata. Srednja vrednost odnosa Th/U u analiziranim zemljištima iznosi 2,9. Teorijski očekivan odnos ovih elemenata za normalnu Zemljinu koru kreće se od 3,7 do 4,0 [116]. Dobijeni odnos Th/U ukazuje da je tokom vremena došlo do blagog povećanja koncentracije uranijuma na ispitivanom prostoru. Vrednost odnosa K/U je prema podacima iz literature [117, 118] veoma promenljiva i u uzorcima zemljišta istraživanog prostora iznosi $4,6 \times 10^3$. Dobijena vrednost manja je od vrednosti za normalnu Zemljinu koru čiji je opseg koncentracija od 1,0 do $1,3 \times 10^4$ [116]. Odnos K/Th u ispitivanim uzorcima zemljišta je $1,6 \times 10^3$. Srednje vrednosti odnosa Th/U, K/U i K/Th dobijenih u uzorcima zemljišta na istraživanom prostoru niže su u poređenju sa vrednostima dobijenim za zemljišta Srbije i Crne Gore, čije su srednje vrednost 3,9; $7,2 \times 10^3$ i $1,9 \times 10^3$, redom [119] i za teritoriju Beograda gde srednje vrednosti odnosa pomenutih radionuklida iznose 3,75; $6,6 \times 10^3$ i $1,8 \times 10^3$, redom [120].



Slika 9. Odnos masenih koncentracija uranijuma, torijuma i kalijuma u ispitivanim uzorcima zemljišta.

4.2 Koncentracije teških metala u zemljištu istraživanog prostora

U tabeli 10 predstavljena je deskriptivna statistika vrednosti koncentracija teških metala (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, V, Zn) u uzorcima zemljišta sakupljenih na lokacijama 1-95 (slika 4) na dubini do 20 cm.

Tabela 10. Deskriptivna statistika koncentracija teških metala u zemljištu istraživanog prostora

Parametar	Srednja vrednost	Opseg	Standardna devijacija	Min	Max	Koef. asimetrije	Koef. zaobljenosti
Cd	0,2	1,0	0,1	0,03	1,05	2,78	15,2
Co	13,4	19,9	5,1	6,2	26,1	1,10	0,17
Cr	32,2	50,2	9,6	12,3	62,5	2,21	5,45
Cu	18,2	19,1	4,5	9,5	28,6	0,32	-0,78
Fe	29030	30210	5330	9250	39460	-1,06	2,87
Mn	610	1070	240	200	1270	1,03	0,40
Ni	55,9	92,7	26,2	22,1	115	0,47	-1,17
Pb	24,1	63,3	7,6	6,9	70,2	2,57	13,7
V	67,1	92,5	22,1	30,4	123	0,47	-0,52
Zn	79,6	183	24,6	24,6	208	2,07	8,34

Primenom jednofaktorske analize varijanse koncentracije teških metala u slojevima A i B ne pokazuju značajne razlike (nivo pouzdanosti $S \leq 0,05$), pa su u daljoj analizi korišćene vrednosti koncentracija teških metala u zemljišta na dubini do 20 cm. Za ispitivane teške metale odnos varijanse između grupa i unutar grupa (F) i nivo pouzdanosti (S) dobijeni ANOVA analizom su: Cd (2,55; 0,11), Co (0,03; 0,86), Cr (0,35; 0,56), Cu (0,11; 0,74), Fe (0,42; 0,52), Mn (0,03; 0,87), Ni (0,05; 0,82), Pb (1,63; 0,21), V (0,64; 0,42), Zn (0,94; 0,34), redom. Pojam „background“ koncentracije elementa u zemljištu šezdestih godina prošlog veka uvode Hawkes i Webb u geohemijskim istraživanjima, kako bi se objasnila razlika između normalne i narušene koncentracije elementa u medijumu [121, 122]. Jedna od definicija *backgrounda* glasi: „Ako je atmosfera istraživanog prostora zagađena supstancijom iz nekog lokalnog izvora zagađenja, tada je *background* koncentracija te supstancije ona vrednost koja bi se nalazila u ispitivanom medijumu bez

prisustva zagađivača“ [123]. Reimann i Garrett ukazali su da *background* koncentracije zavise od lokacije, ali da ukoliko ne postoje vrednosti koncentracija za istraživani prostor, tada treba koristiti podatke istraživanja sprovedenih za prostor koji obuhvata veće prostorne celine [124]. Za istraživani prostor u okolini TENT nema raspoloživih podataka o koncentracijama ispitivanih teških metala pre industrijalizacije, pa su za potrebe ovog rada korišćene *background* koncentracije iz literature za Evropu [88]. Za nekontaminirano zemljište Evrope srednje vrednosti teških metala u površinskom sloju zemljišta su (mg kg^{-1}): Cd (0,145), Co (7,78), Cr (60), Cu (13), Fe (35100), Mn (650), Ni (18), Pb (22,6), V (60,4) i Zn (52) [88]. Na istraživanom prostoru na pojedinim lokacijama uzorkovanja zemljišta koncentracije teških metala bile su veće od koncentracija u nezagađenom zemljištu [88]. Maksimalno dozvoljene koncentracije teških metala u zemljištu propisane nacionalnim pravilnikom i međunarodnim standardima predstavljene su u tabeli 11. Koncentracije Ni u zemljištu na pojedinim lokacijama istraživanog prostora, više su od vrednosti propisane nacionalnim pravilnikom u kom je maksimalno dozvoljena koncentracija Ni 50 mg kg^{-1} .

Tabela 11. Poređenje nacionalnih i međunarodnih graničnih vrednosti teških metala u zemljištu (mg kg^{-1})

Zemlja	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Srbija [125]	3	100	100	50	100	300
Danska [126]	0,5	500	500	30	40	500
Nemačka [127]	1,5	100	60	70	100	200
Švedska [128]	0,5	80	80	40	50	250
Velika Britanija [129]	8	130	-	50	450	-

Hemijska analiza pepela nastalog sagorevanjem lignita u TENT pokazala je obogaćenje Cr i Ni [130], u poređenju sa prosečnim vrednostima ovih elemenata širom sveta [131]. Na istraživanom prostoru prilikom transporta uglja dolazi do značajne ekstrakcije Cr i Ni [132]. Povećana koncentracija Cr i Ni određena je na nekim od lokacija istraživanog prostora, ali i u zemljištu u okolini TE koje koriste lignit u Grčkoj [24, 133]. Poređenjem koncentracija analiziranih teških metala sa koncentracijama metala koje su određene u

zemljištu na prostoru oko TE-a širom sveta (tabela 11), može se videti da su koncentracije dosta slične. Na istraživanom prostoru određene su i povišene koncentracije V na određenim lokacijama uzorkovanja. Vanadijum je metal za koji se smatra da određuje atmosfersko zagađenje nastalo sagorevanjem fosilnih goriva. Khan i sar. određivali su sadržaj V^{+5} u uzorcima zemljišta u okolini TE-a Lakhra i Sakura, pri čemu je koncentracija V^{+5} iznosila 35,7 i 19,2 % ukupne koncentracije V, redom na dva istraživana prostora [134]. Vanadijum je u znatno većoj meri mobilisan u pepelu na deponiji, nego u svežem materijalu pepela neposredno nakon odlaganja [135]. Na severo-zapadu Češke na prostoru gde se nalaze površinski kopovi lignita i TE ustanovljena je povišena koncentracija As ($\leq 86 \text{ mg kg}^{-1}$) i V ($\leq 103 \text{ mg kg}^{-1}$) [136]. Popović i sar. su utvrdili da ne dolazi do promene u ekstrakciji Mn u toku ili neposredno nakon odlaganja pepela na deponije i da se luženje Mn dešava nakon odlaganja sa vremenom [132]. Ova činjenica objašnjava povećane koncentracije Mn na istraživanom prostoru u pojedinim lokacijama uzorkovanja. Kontaminacija zemljišta Mn, takođe je otkrivena u okoline TE u Grčkoj [24] i Turskoj [137]. Koncentracija Cd u zemljištu istraživanog prostora niža je od maksimalno dozvoljene koncentracije propisane nacionalnim pravilnikom [125], ali na pojedinim lokacijama uzorkovanja određene su koncentracije nekoliko put više u odnosu na koncentraciju Cd u nezagaćenom zemljištu [88]. Poređenjem koncentracija Cd na istraživanom prostoru sa vrednostima iz tabele 12, uočava se da su dobijene vrednosti slične koncentracijama Cd u zemljištu u okruženju TE u Slovačkoj [138] i Kini [21], a niže od vrednosti koje su određene u zemljištu u okolini TE-a u Grčkoj [133, 139].

Tabela 12. Pregled opsega koncentracija teških metala u zemljištu u okolini termoelektrana u različitim regionima sveta

Parametar	Slovačka [138]	Grčka [133]	Grčka [139]	Kina [21]	Ohajo, SAD [140]
Cd	0,1-2,6	0,30-0,68	0.2-0.9	0,01-2,3	/
Co	/	6,9-45,1	10.2-59.8	/	/
Cr	9,4-31,6	39,3-455	127-1502	0,25-77,5	14-61
Cu	10,1-80,9	10,8-70,3	19.2-227	3,9-59,8	30-290
Mn	/	238-1535	400-1700	12,8-772,4	/
Ni	10,2-32,2	33,1-769	85.4-1075	4,4-41,3	9-23
Pb	14,4-142	2,4-64,5	4.3-79.0	2,6-39,5	60-1600
V	/	13,9-63,0	48.7-121	2,2-81,1	/
Zn	36-375	31,5-200,0	12.4-36	2,4-76,7	163-1512

Na istraživanom prostoru u okolini TENT korišćenjem mahovina kao biondikatora atmosferskog zagađenja izvršena je analiza 22 elementa [25]. Korišćenjem mahovina određena je povišena koncentracija As, Cd, Co, Hg, Ni i V, što je u saglasnosti sa rezultatima dobijenim ovim radom.

4.2.1 Pokazatelji zagađenja zemljišta teškim metalima

Pokazatelji zagađenja zemljišta teškim metalima: faktor obogaćenja (j-na 14), geoakumulacioni indeks (j-na 15), faktor kontaminacije (j-na 16) i indeks zagađenja (j-na 17) izračunati su za ispitivane metale istraživanog prostora. U tabeli 13 predstavljene su srednje vrednosti ovih pokazatelja.

Opsezi vrednosti faktora obogaćenja u zemljištu istraživanog prostora za Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, V i Zn iznose 0,3-9,1; 1,1-4,4; 0,3-1,5; 0,9-5,1; 0,4-3,2; 1,5-15,5; 0,3-3,8; 0,8-5,8; 0,6-3,5; redom. Na osnovu srednjih vrednosti *EF* (tabela 13) na istraživanom prostoru postoji izostanak i/ili slabo obogaćenje zemljišta teškim metalima, izuzev za Ni za koji je određeno umereno obogaćenje. Kad *EF* ima vrednost između 0,5-1,5 to ukazuje da ispitivani metal ima prirodno poreklo, ukoliko je *EF* veći od 1,5 tada je njegovo poreklo antropogeno [141]. Obogaćenje metalima u zemljištu na istraživanom prostoru ima sledeći

redosled: Ni > Co > V > Cd ≥ Cu > Zn > Pb > Mn > Cr. Za sve analizirane teške metale postoji obogaćenje na nekoj od lokacija istraživanog prostora. Obogaćenje metalim (As, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn) u površinskom sloju zemljišta u okloini TE u Indiji posledica je rasprostiranja pepela sa deponije [23]. Studija procene stanja životne sredine u okoline TE u Grčkoj, koja za rad koristi lignit, pokazala je obogaćenje Cr i Ni, i u manjoj meri Mn u površinskom sloju zemljišta [24]. Studija izvedena na teritoriji Južne Afrike u okolini tri termoelektrane pokazala je da ne postoji obogaćenje Mn u zemljištu istraživanog prostora, faktori obogaćenja za ostale ispitivane elemente iznosili su Cd (1,3-2,6), Hg (2,3-4,2), Cr (2,4-3,9), Zn (2,5–2,8), Cu (3,2-4,6), Ni (5,0-7,7), Pb (13-20) [142].

Geo-akumulacioni indeks izračunavan je da bi se procenio stepen zagađenja teškim metalima na istraživanom prostoru. Srednje vrednosti I_{geo} predstavljene su u tabeli 13. Opseg vrednosti I_{geo} za analizirane teške metale u zemljištu iznosi: Cd (-2,9 do 2,3), Co(-0,9 do 1,2), Cr (-2,9 do -0,5), Cu (-1,0 do 0,6), Fe (-2,5 do -0,4), Mn (-2,3 do 0,4), Ni (-0,3 do 2,1), Pb (-2,3 do 1,1), V (-1,6 do 0,4), Zn (-1,7 do 1,4). Na osnovu dobijenih vrednosti za I_{geo} na istraživanom prostoru ili ne postoji zagađenje teškim metalima ili je ono umereno. Do istog rezultata došli su Chandrasekaran i sar. u studiji sprovedenoj u Indiji [143]. Bhuiyan i sar. su odredili umereno do jako zagađenje ispitivanim metalima poljoprivrednog zemljišta u blizini rudnika uglja u Bangladešu [94]. Li i sar. su odredili na osnovu I_{geo} da zagađenje teškim metalima poreklom iz različitih rudnika u Kini pripada klasi od 1 do 6 [144].

Srednje vrednosti faktora kontaminacije za teških metala predstavljene su u tabeli 13. Opsezi CF -a u zemljištu iznose: Cd (0.2-7.3), Co(0.8-3.4), Cr (0.2-1.0), Cu (0.7-2.2), Fe (0.3-1.1), Mn (0.3-2.0), Ni (1.2-6.4), Pb (0.3-3.1), V (0.5-2.0), Zn (0.5-4.0). Za sve ispitivane elemete, izuzev, Cr, Fe i Mn, srednja vrednost CF veća je od jedinice, što ukazuje da u zemljištu istraživanog prostora postoji antropogeni uticaj i zagađenje teškim metalima na pojedinim lokacijama.

Izračunate vrednosti indeksa zagaćenja teškim metalima na istrživanom prostoru su u opsegu 0,7-2,1. Srednja vrednost ovog indeksa iznosi 1,2 i na osnovu srednje vrednosti zemljište istraživanog prostora je slabo zagađeno teškim metalima.

Tabela 13. Srednje vrednosti za EF, I_{geo} i CF za zemljište istraživanog prostora

Parametar	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	V	Zn
<i>EF</i>	1.8	2.2	0.7	1.8	/	1.2	3.9	1.3	1.9	1.4
<i>I_{geo}</i>	-0.4	0.1	-1.6	-0.1	-0.9	-0.8	0.9	-0.6	-0.5	-0.03
<i>CF</i>	1.4	1.7	0.5	1.4	0.8	0.9	3.1	1.1	1.1	1.5

Pokazatelji zagađenja zemljišta teškim metalima su opšteprihvaćeni način za procenu antropogenog uticaja na prostore od interesa [91, 145, 146]. Za izračunavanje faktora obogaćivanja koriste se različiti referentni metali (Al, Ce, Fe, Li, Sc, Ti, Zr). Ukoliko biljke ne usvajaju u velikoj meri izabrani referentni materijal (npr. Ce, La, Th, Zr) tada će vrednosti *EF* biti veće [122]. Na prostoru Češke, Sucharovà i sar. izračunali su faktore obogaćivanja koristeći različite metale kao referentne Al, Ce, Fe, Li i Si. Njihovi rezultati pokazali su da je Cd metal sa najvećom vrednošću EF i da dobijene vrednosti ne zavise od korišćenog referentnog metala. Metali koji pokazuju visoke vrednosti faktora obogaćivanja i pri tom se njihove vrednosti razlikuju od korišćenog referentnog materijala su: Pb, Cu, Mo, Sb, Bi [147]. Na osnovu preporuka Reimanna i Caritata pokazatelji zagađenja zemljišta daće dobre predikcije, ali treba uzeti u obzir da:

- izabrani referentni materijal pokazuje prirodnu regionalnu varijaciju koja je istog ili višeg reda veličine u odnosu na element za koji se procenjuje stepen zagađenja;
- prirodni procesi mogu dovesti do promene koncentracije ispitivanog elementa ili do promene njegovog odnosa sa referentnim elementom, uz prisustvo ili odsustvo dodatnog antropogenog doprinosa;
- geologija nije najvažniji faktor koji utiče na distribuciju elemenata na površini zemljišta [124].

4.3 Fizičko-hemijske karakteristike zemljišta ispitivanog prostora

Fizičko-hemijske karakteristike zemljišta (granulometrijski sastav, pH vrednost, specifična električna provodljivost (K), sadržaj ukupnog organskog ugljenika (TOC), količina karbonata (c_{CO_3}), ukupni kapacitet izmene katjona u zemljištu (CEC)) mogu uticati na migraciju i adsorpciju radionuklida i teških metala u zemljištu [25, 114, 148-150]. Deskriptivna statistika ovih parametara u zemljištu ispitivanog prostora (0-20 cm) prikazana je u tabeli 14.

Tabela 14. Deskriptivna statistika fizičko-hemijskih karakteristika zemljišta ispitivanog prostora.

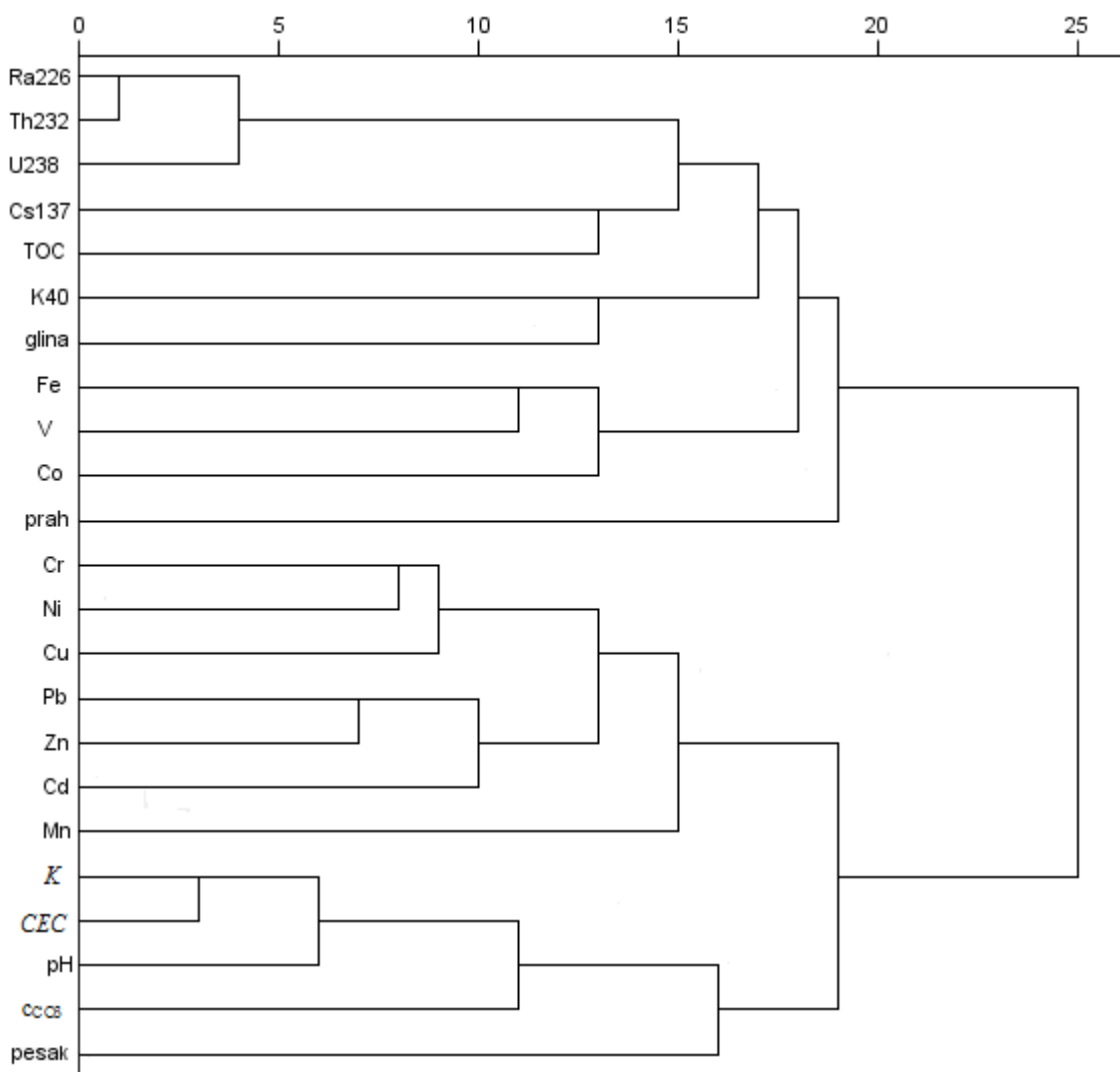
Parametar	Sr. vrednost	Opseg	St. devijacija	Min	Max	Koef. asimetrije	Koef. zaobljenosti
Pesak (%)	10,6	65	11,5	1,8	66,8	2,6	7,8
Glina (%)	29,3	31	6,4	10,7	41,7	-0,43	0,005
Prah (%)	60,1	57	9,1	19,1	76,3	-2,09	6,63
pH	6,85	3,2	0,8	4,94	8,11	-0,22	-0,77
K ($\mu S\ cm^{-1}$)	130,6	382	106,6	26,4	408	1,30	0,38
TOC (%)	1,6	5,3	1,0	0,5	5,8	1,64	3,26
c_{CO_3} (%)	3,2	18,7	4,8	0,1	18,8	1,67	1,84
CEC ($cmol\ kg^{-1}$)	49,9	93	31,3	6,5	99,5	0,58	-1,44

Na osnovu mehaničkih frakcija zemljišta prema klasifikaciji Odeljenja za agrohemiju SAD-a [87] zemljište ispitivanog prostora pripada praškasto-glinovitim do peskovito-glinovitim ilovačama. Luženje i taloženje karbonata zavisi od pH vrednosti i bitan je faktor koji kontroliše rastvorljivost prirodnih radionuklida, naročito ^{238}U i ^{232}Th , što dovodi do njihove pokretljivosti, ali i vezivanja za organsku materiju u zemljištu [151]. Više vrednosti pH podstiču prisutnost katjona u zemljištu [152]. Ako je opseg pH 7,1-8,5, karbonati se ponašaju kao puferi pH. Površina kalcita je reaktivna i različiti joni se adsorbuju ili interaguju sa površinom kristala. Reaktivna površina karbonata može adsorbovati jone teških metala, npr. Ba^{2+} , Cd^{2+} i Pb^{2+} [153]. Visoka vrednost sadržaja

organskog ugljenika ukazuje na to da metali imaju tendenciju vezivanja za organsku materiju i formiranje metal-helatnog kompleksa [154]. Pokazano je da je organska materija od velike važnosti prilikom proučavanja migracije radionuklida u zemljištu. Radionuklidi mogu formirati komplekse sa organskom materijom, koji mogu biti rastvorljivi i nerastvorljivi i na taj način migrirati duž zemljišnog profila ili ostati vezani u nekom od njegovih slojeva [155, 156]. Vezivanje radionuklida za organsku materiju je neselektivno, odnosno isto za sve izotope jednog elementa. Organska materija ne utiče na distribuciju ^{232}Th , ^{226}Ra i ^{40}K , već samo na distribuciju ^{238}U i ^{210}Pb [148]. Empirijska veza sa merljivim parametrima zemljišta (npr. pH, mehaničke frakcije zemljišta) može se iskoristiti prilikom izračunavanja distribucionog koeficijenta elementa [157, 158]. Ukoliko je sadržaj organske materije i/ili gvožđa (III) oksid-hidroksida niska, tada sadržaj gline ima veliki uticaj na distribucijoni koeficijent uranijuma, dok kod Ni nizak sadržaj organskog ugljenika povećava distribucijoni koeficijent za faktor 5 [159]. Korte i sar. su pokazali da sadržaj gline, oksida gvožđa i karbonata utiču na adsorpsiju Cd, Cr, Ni i Zn [160].

4.4 Hijerarhijska analiza grupisanja (HCA)

Na osnovu hijerarhijske analize grupisanja utvrđen je stepen korelacije između radionuklida, teških metala i fizičko-hemijskih karakteristika zemljišta istraživanog prostora. Rezultat HCA predstavljen je na slici 10, u formi dendrograma. Vrednosti Pirsonovog korelacionog koeficijenta za ispitivane parametre date su u tabeli 15.



Slika 9. Dendrogram dobijen hijerarhijskom analizom grupisanja radionuklida, teških metala i fizičko-hemijskih karakteristika zemljišta istraživanog prostora

Tabela 15. Pirsonovi korelacioni koeficijenti za radionuklide, teške metale i fizičko-hemijske karakteristike zemljišta istraživanog prostora.

	²³⁸ U	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	V	Zn
²³⁸ U	1														
²²⁶ Ra	0,78	1													
²³² Th	0,81	0,96	1												
⁴⁰ K	0,33	0,30	0,38	1											
¹³⁷ Cs	0,23	0,32	0,27	0,02	1										
Cd	-0,13	-0,37	0,36	0,02	-0,12	1									
Co	0,10	0,18	0,14	0,05	0,25	-0,09	1								
Cr	-0,30	-0,44	-0,40	0,19	-0,12	0,33	0,30	1							
Cu	-0,24	-0,34	-0,28	0,53	0,25	0,34	0,06	0,53	1						
Fe	0,22	0,11	0,20	0,29	-0,08	0,01	0,36	0,51	0,28	1					
Mn	0,05	-0,06	-0,05	0,20	-0,10	0,44	0,03	0,15	0,31	0,22	1				
Ni	-0,52	-0,77	-0,75	0,04	-0,39	0,49	-0,20	0,61	0,59	0,12	0,30	1			
Pb	-0,18	-0,22	-0,22	-0,09	-0,10	0,46	0,33	0,44	0,14	0,23	0,21	0,28	1		
V	0,33	0,21	0,30	0,17	0,12	-0,01	0,40	0,30	-0,03	0,47	0,02	-0,16	0,05	1	
Zn	-0,34	-0,45	-0,42	0,06	-0,24	0,58	-0,05	0,44	0,49	0,15	0,34	0,60	0,66	-0,16	1
Pesak	-0,54	-0,52	-0,64	-0,42	-0,04	0,08	-0,11	-0,04	-0,13	-0,45	-0,10	0,22	-0,16	-0,23	-0,15
Prah	0,20	0,31	0,30	0,10	0,13	0,21	0,11	-0,01	0,05	0,15	0,20	-0,14	0,16	0,17	0,18
Glina	0,27	0,23	0,33	0,40	0,01	-0,22	0,05	0,22	0,22	0,39	-0,08	-0,07	-0,24	0,24	-0,22
pH	-0,40	-0,31	-0,36	-0,02	-0,16	0,04	0,01	0,17	0,28	-0,12	0,06	0,38	0,22	-0,37	0,31
K	-0,53	-0,35	-0,44	-0,04	-0,08	0,01	0,03	0,13	0,32	-0,20	0,05	0,38	0,14	-0,46	0,24
TOC	0,23	0,40	0,38	0,15	0,40	-0,17	0,17	0,19	-0,14	0,04	-0,10	-0,41	-0,29	0,14	-0,26
CCO ₃	-0,58	-0,54	-0,59	-0,31	-0,21	0,07	-0,17	0,05	0,13	-0,30	-0,13	0,41	-0,12	-0,23	0,08
CEC	-0,68	-0,54	-0,60	-0,20	-0,23	0,02	-0,11	0,16	0,31	0,24	-0,11	0,45	0,08	0,46	0,26

Boldovane vrednosti pokazuju značajnu korelaciju na nivou 0,01.

Tabela 15. Nastavak

	Pesak	Prah	Glina	pH	<i>K</i>	<i>TOC</i>	<i>c_{CO3}</i>	<i>CEC</i>
²³⁸ U								
²²⁶ Ra								
²³² Th								
⁴⁰ K								
¹³⁷ Cs								
Cd								
Co								
Cr								
Cu								
Fe								
Mn								
Ni								
Pb								
V								
Zn								
Pesak	1							
Prah	-0,35	1						
Glina	-0,32	0,14	1					
pH	0,16	-0,22	-0,22	1				
<i>SEC</i>	0,22	-0,14	-0,21	0,79	1			
<i>TOC</i>	-0,11	0,11	0,19	0,25	-0,10	1		
<i>c_{CO3}</i>	0,41	-0,15	-0,16	0,27	0,47	-0,18	1	
<i>CEC</i>	0,34	-0,28	-0,20	0,65	0,86	0,20	0,74	1

Na osnovu rezultata dobijenih *HCA* ispitivane promenljive (radionuklidi, teški metali, fizičko-hemijske karakteristike zemljišta) svrstane su u tri klastera. Na osnovu vrednosti Pirsonovih koeficijenata značajne korelacije na nivou pouzdanosti $p < 0,01$ (tabela 15, boldovane vrednosti) postoje između metala i fizičko-hemijskih karakteristika zemljišta istraživanog prostora. Pozitivne korelacije na nivou pouzdanosti $p < 0,01$ između ispitivanih metala ukazuju na njihovo zajedničko poreklo.

Prvi klaster čine radionuklidi (^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , i ^{137}Cs), teški metali (Co, Fe i V) i fizičko-hemijske karakteristike (ukupni organski ugljenik, glina i prah). Sa dendrograma (slika 10) uočava se da ovaj klaster čine više grane. Jednu granu čine: radionuklidi uranijumskog i torijumskog niza. Pirsonovi korelacioni koeficijenti za ^{238}U - ^{226}Ra , ^{238}U - ^{232}Th i ^{226}Ra - ^{232}Th iznose 0,78; 0,81, 0,96, redom. ^{137}Cs i ukupni organski ugljenik čine posebnu granu i njihov Pirsonov korelacioni koeficijent je 0,40. Organska materija najvećim delom čini humus, od čega je 80% huminska supstanca sa negativnim naelektrisanjem, što omogućava laku adsorpciju ^{137}Cs . Za monitoring radionuklida cezijuma može se koristiti humus [161]. ^{40}K vezan je za mehaničku frakciju zemljišta – glinu sa koeficijentom korelacije 0,40. Fe, V i Co čine jednu granu, njihovi koeficijenti korelacije su Fe-V (0,47), Fe-Co (0,36) i V-Co (0,40). Drugi klaster čine teški metali (Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb i Zn). Pirsonovi korelacioni koeficijenti za ove metale iznose: Cr-Ni (0,61), Cr-Cu (0,52), Pb-Zn (0,66), Pb-Cd (0,46), Mn-Cd (0,44), Mn-Zn (0,34). Treći klaster čine fizičko-hemijske karakteristike i to: provodljivost, ukupni kapacitet jonske izmene katjona, pH, ukupna količina karbonata i pesak. Pirsonovi korelacioni koeficijenti za ove parametre iznose: K - CEC (0,86), K -pH (0,79), K - cCO_3 (0,47), CEC - cCO_3 (0,74), pesak- cCO_3 (0,41), pesak- CEC (0,34).

Visoke vrednosti korelacionih koeficijenata između radionuklida uranijumskog i torijumskog niza ukazuju na njihovo zajedničko poreklo. Značajna korelacija između ^{137}Cs i ^{40}K ne postoji. Sa mehaničkom frakcijom zemljišta - glinom značajna korelacija postoji sa ^{40}K i Fe, što ukazuje na njihovo prirodno poreklo. Elementi V i Co su lako isparljivi i mogu se adsorbovati na oksidima gvožđa [162, 163]. Ovo objašnjava njihovu visoku korelaciju sa Fe i ukazuje da je poreklo Co i V na istraživanom prostoru antropogeno i nastalo usled rada TENT. Visoke korelacije među teškim metalima Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb i Zn, dobijene su u

različitim studijama [19, 139, 143, 164, 165]. Za ove metale primenom *HCA* ne može se zaključiti da li je njihovo poreklo na istraživanom prostoru antropogeno, nastalo kao posledica rada TENT. Da bi se ispitalo njihovo poreklo dalje je primenjena geostatistička analiza. U većini ugljeva Cd i Zn postoje u sfaleritima [166, 167], dok se Pb javlja kod galena i klaustalita [167]. U ugljevima oksidi gvožđa i mangana su dominantni supstrati Cr i Ni [132]. Cu se javlja unutar finih frakcija sulfidnih minerala gline ili u organskoj komponenti nisko-kaloričnih ugljeva [166]. Na osnovu rezultata dobijenih metodom hijerarhijskog grupisanja fizičko-hemijske osobine zemljišta koje mogu uticati na migraciju metala u zemljištu svrstane su u jedan klaster.

U tabeli 15 označene su značajne korelacije između metala i fizičko-hemijskih karakteristika zemljišta istraživanog prostora. Mehanička frakcija zemljišta - pesak pokazuje značajnu negativnu korelaciju sa ispitivanim prirodnim radionuklidima i Fe; nasuprot tome frakcija – glina pokazuje značajnu pozitivnu korelaciju sa ovim metalima. Poznato je da su radionuklidi adsorbovani na površini gline ili se inkorporiraju unutar njene rešetke [168, 169]. Radionuklidi ^{238}U , ^{226}Ra i ^{232}Th sa pH vrednosti imaju značajnu negativnu korelaciju, što je u saglasnosti sa radovima Navas i sar. [148] i Tsai i sar. [149]. Značajna pozitivna korelacija postoji između pH vrednosti Cu, Ni i Zn. Korelacije između teških metala i pH vrednosti zemljišta nisu određene u studijama koje su se bavile sličnom tematikom [94, 170]. Specifična električna provodljivost značajnu pozitivnu korelaciju pokazuje sa Cu i Ni, dok sa V, ^{238}U , ^{226}Ra i ^{232}Th pokazuje značajnu negativnu korelaciju. Sadržaj ukupnog organskog ugljenika pozitivno je korelisan sa radionuklidima ^{226}Ra i ^{137}Cs , a negativno sa Ni i Pb. Sadržaj organskog ugljenika je od velikog značaja, s obzirom da sa radionuklidima može formirati rastvorljive i nerastvorljive komplekse, koji u formi kompleksa dalje migriraju u zemljištu [155, 156]. Količina karbonata pokazuje negativnu korelaciju sa analiziranim prirodnim radionuklidima, a pozitivnu samo sa Ni. Ukupni kapacitet izmene katjona u zemljištu negativno je korelisan sa ^{238}U , ^{226}Ra i ^{232}Th , a pozitivno sa Ni, V i Zn.

4.5 Prostorna distribucija metala istraživanog prostora

Vizuelnom proverom semivariograma i unakrsnom validacijom utvrđeni su najbolji parametri modela koji su dalje korišćeni za predikciju koncentracija aktivnosti u zemljištu istraživanog prostora. Utvrđeno je da na dubini A najbolji model za predikciju koncentracija aktivnosti na istraživanom prostoru je gausijan za ^{238}U , ^{226}Ra i ^{232}Th , a sferni za ^{40}K i ^{137}Cs , dok je na dubini B najbolji model kružni za ^{238}U i ^{232}Th , gausijan za ^{226}Ra i ^{40}K , a eksponencijalni za ^{137}Cs . U tabeli 16 predstavljeni su parametri modela (j-ne 21-25) korišćeni za određivanje najboljeg semivariograma za analizirane radionuklide i teške metale. Odgovarajuće vrednosti *nugget*, prag i opsega, kao i odnosa *nugget*/prag najbolje fitovanog teorijskog modela za ispitivane metale predstavljeni su u tabeli 17. Odnos *nugget*/prag varijance izražene u procentima može se koristiti prilikom klasifikacije prostorne zavisnosti koncentracije metala. Ukoliko je odnos *nugget*/prag manji od 25%, tada promenljiva ima izraženu prostornu zavisnost, ukoliko je njihov odnos između 25 – 75%, tada promenljive pokazuju umerenu prostornu zavisnost, a kada je ovaj odnos veći od 75%, tada je prostorna zavisnost slaba [171]. Izražena prostorna zavisnost postoji na dubini A za ^{137}Cs (21,5%) i ^{232}Th (21,9%), a na dubini B za ^{226}Ra (21,5%). Umerena prostorna zavisnost na dubini A postoji za ^{238}U (51,6%), ^{226}Ra (43,4%) i ^{40}K (52,2), a na dubini B za ^{238}U (45,7%), ^{40}K (65,7%) i ^{137}Cs (54,3%). Slaba prostorna zavisnost na istraživanom prostoru utvrđena je samo za ^{232}Th na dubini B. Opsezi za ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K i ^{137}Cs iznose: na dubini A 5,1 km, 3,1 km, 6,1 km, 5,5 km i 2,6 km, a na dubini B 9,5 km, 6,6 km, 0,6 km, 8,6 km i 18,7 km, redom. Ovakve vrednosti pokazuju da je dužina prostorne autokorelacije duža od srednje vrednosti intervala uzorkovanja koji iznosi 1,3 km, što potvrđuje da je prostorni način uzorkovanja prikladan, i očekuje se da prostorne strukture interpolacionih karti budu zadovoljavajuće preciznosti.

Prostorna distribucija koncentracija aktivnosti radionuklida na dubinama A i B istraživanog prostora dobijena korišćenjem ordinarne kriging metode predstavljena je na slikama 10-14. Uočava se da koncentracije aktivnosti analiziranih radionuklida variraju u odnosu na položaj TENT i na dubinu uzorkovanja. Distribucija najviše vrednosti koncentracija aktivnosti ^{238}U , ^{226}Ra i ^{232}Th postoji u pravcu jugo-zapada u odnosu na TENT

(slike 10-12). Ovakvi rezultati se podudaraju sa rezultatima disperzionog modela letećeg pepela dobijenim za isti prostor [107]. Distribucija ^{40}K pokazuje najviše vrednosti koncentracija aktivnosti na prostoru gde su zastupljeni planosoli (slika 13), dok je distribucija ^{137}Cs na istraživanom prostoru heterogena (slika 14). Na prostoru Bavarije u okolini TE, Nemačka, prostorna distribucija ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{210}Pb , ^{210}Po i ^{40}K u zemljištu, ne ukazuje na bilo kakvo značajnije narušavanje njihovih prirodnih koncentracija u zemljištu [172]. Dai i sar. su koristeći interpolacione mape procenili koncentracije aktivnosti radionuklida u zemljištu u okolini TE u Kini [99]. Ustanovili su smanjenje koncentracija aktivnosti ispitivanih radionuklida sa udaljavanjem od TE, a najviše koncentracije su određene u pravcu vetra SZ-JI. Charro i sar. ukazali su da radionuklidi prate različite modele prostorne distribucije u okolini TE u Španiji [173]. Prva grupa (^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{224}Ra i ^{40}K) označena je kao „prirodna *background* radioaktivnost“, dok je druga grupa (^{210}Pb i ^{137}Cs) označena kao „atmosferske radioaktivne padavine“, nijedna od ove dve grupe nije pokazivala prostornu tendenciju [173].

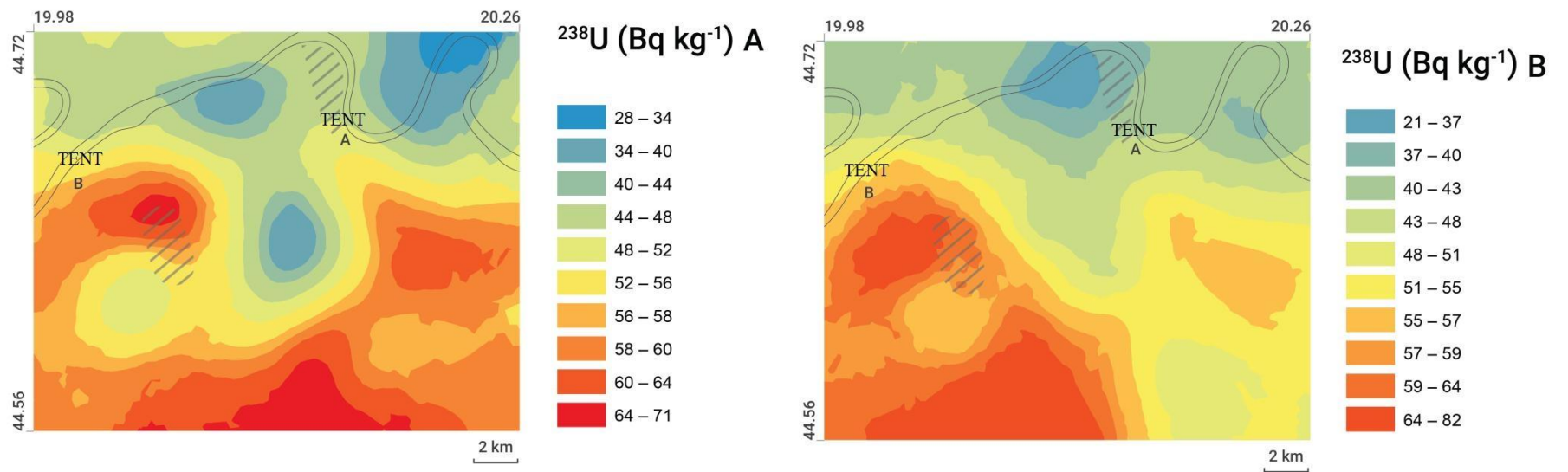
Tabela 16. Parametri modela korišćeni za određivanje najboljeg semivariograma za radionuklide i teške metale u zemljištu istraživanog prostora

Metal	Model	ME	RMSE	ASE	MSE	RMSSE	Metal	ME	RMSE	ASE	MSE	RMSSE		
A	²³⁸ U	Sferini	-0,319	8,138	9,700	-0,023	0,91	B	²³⁸ U	-0,011	10,947	10,986	0,000	1,00
		Gausov	-0,301	8,153	9,567	-0,024	0,92			0,009	10,901	11,019	0,002	1,00
		Kružni	-0,330	8,125	9,801	-0,024	0,90			-0,030	10,945	11,007	-0,002	1,00
		Eksponencijalni	-0,297	8,146	9,931	-0,025	0,89			0,244	10,970	11,571	0,021	0,95
A	²²⁶ Ra	Sferini	-0,065	4,989	6,416	-0,015	0,86	B	²²⁶ Ra	-0,087	4,297	4,844	-0,009	0,98
		Gausov	-0,035	5,030	5,966	-0,001	0,94			-0,087	4,331	4,410	0,004	1,06
		Kružni	-0,069	5,009	6,211	-0,011	0,89			-0,055	4,298	4,813	-6,163	0,98
		Eksponencijalni	-0,147	5,019	6,640	-0,027	0,84			-0,049	4,343	5,266	-0,007	0,96
A	²³² Th	Sferini	-0,696	5,266	9,488	-0,056	0,81	B	²³² Th	-3,128	12,800	46,430	0,070	1,57
		Gausov	-0,651	5,332	7,646	-0,017	1,09			-3,128	12,800	46,430	0,070	1,57
		Kružni	-0,689	5,267	8,059	-0,055	0,98			-3,128	12,800	46,430	0,070	1,57
		Eksponencijalni	-0,869	5,274	9,969	-0,072	0,80			-3,128	12,800	46,430	0,070	1,57
A	⁴⁰ K	Sferini	0,814	82,138	83,468	0,012	0,99	B	⁴⁰ K	1,023	79,752	81,111	0,013	0,99
		Gausov	0,861	82,215	83,673	0,012	0,99			0,829	79,972	81,023	0,011	1,00
		Kružni	1,284	82,292	85,222	0,015	0,97			0,859	79,742	81,409	0,011	0,99
		Eksponencijalni	0,792	81,868	83,291	0,013	0,99			1,239	79,512	80,079	0,016	1,00
A	¹³⁷ Cs	Sferini	-0,225	14,083	14,651	-0,032	0,97	B	¹³⁷ Cs	0,002	11,474	10,686	-0,025	1,14
		Gausov	-0,193	13,867	14,615	-0,026	0,96			0,082	11,443	10,910	-0,013	1,10
		Kružni	-0,061	13,995	14,939	-0,005	0,92			0,027	11,459	10,776	-0,021	1,13
		Eksponencijalni	-0,126	14,307	14,566	-0,025	1,00			-0,072	11,573	10,430	-0,042	1,21
Cd		Sferini	-0,002	0,122	0,121	-0,021	1,01	Mn		-4,146	230,99	256,91	-0,018	0,91
		Gausov	-0,001	0,121	0,120	-0,021	1,02			-10,41	231,04	251,25	-0,041	0,92
		Kružni	-0,001	0,121	0,121	-0,019	1,02			-5,787	228,78	278,37	-0,025	0,82
		Eksponencijalni	-0,002	0,122	0,122	-0,021	1,00			-4,283	231,35	256,96	-0,018	0,91
Co		Sferini	-0,041	4,464	6,148	-0,038	0,84	Ni		0,603	11,671	19,691	0,046	0,77
		Gausov	-0,105	4,474	6,007	-0,044	0,85			1,784	11,766	21,975	0,094	0,70
		Kružni	-0,078	4,574	5,924	-0,034	0,85			2,004	11,897	23,528	0,099	0,66
		Eksponencijalni	-0,059	4,437	6,239	-0,038	0,83			0,597	11,525	18,668	0,032	0,83
Cr		Sferini	-0,219	7,064	8,072	-0,026	0,87	Pb		-0,233	6,357	5,405	-0,034	1,14
		Gausov	-0,107	7,024	8,112	-0,013	0,86			-0,130	6,270	5,484	-0,017	1,12
		Kružni	-0,189	7,043	8,005	-0,023	0,88			-0,145	6,213	5,739	-0,021	1,07
		Eksponencijalni	-0,225	7,091	8,113	-0,027	0,87			-0,098	6,315	5,243	-0,010	1,17
Cu		Sferini	0,011	3,842	3,967	0,005	0,96	V		0,066	20,637	22,146	-0,024	0,95
		Gausov	0,011	3,838	3,882	0,003	0,98			0,405	20,678	22,882	-0,013	0,92
		Kružni	0,033	3,826	4,070	0,005	0,94			0,265	20,548	22,987	-0,016	0,91
		Eksponencijalni	-0,034	3,811	4,048	-0,011	0,93			0,045	20,692	22,222	-0,024	0,95
Fe		Sferini	-354,96	5489,26	6975,48	-0,023	0,81	Zn		-0,390	16,394	15,037	-0,025	1,08
		Gausov	-343,78	5479,97	6894,46	-0,021	0,82			-0,469	16,486	15,093	-0,029	1,08
		Kružni	-316,80	5455,45	6849,28	-0,020	0,81			-0,052	16,501	14,816	-0,006	1,15
		Eksponencijalni	-377,73	5484,16	7078,88	-0,025	0,80			-0,276	15,958	13,958	-0,021	1,13

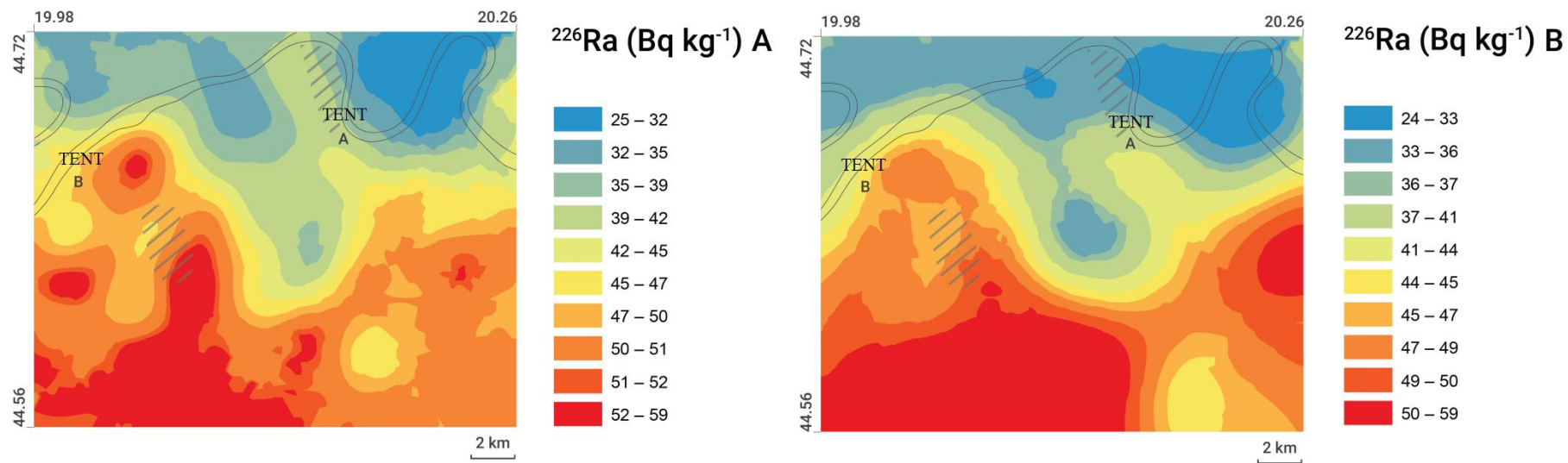
Boldovane vrednosti predstavljaju najbolje vrednosti semivariograma

Tabela 17. Najbolje fitovani modeli semivariograma i njihovi parametri za radionuklide i teške metale u zemljištu istraživanog prostora

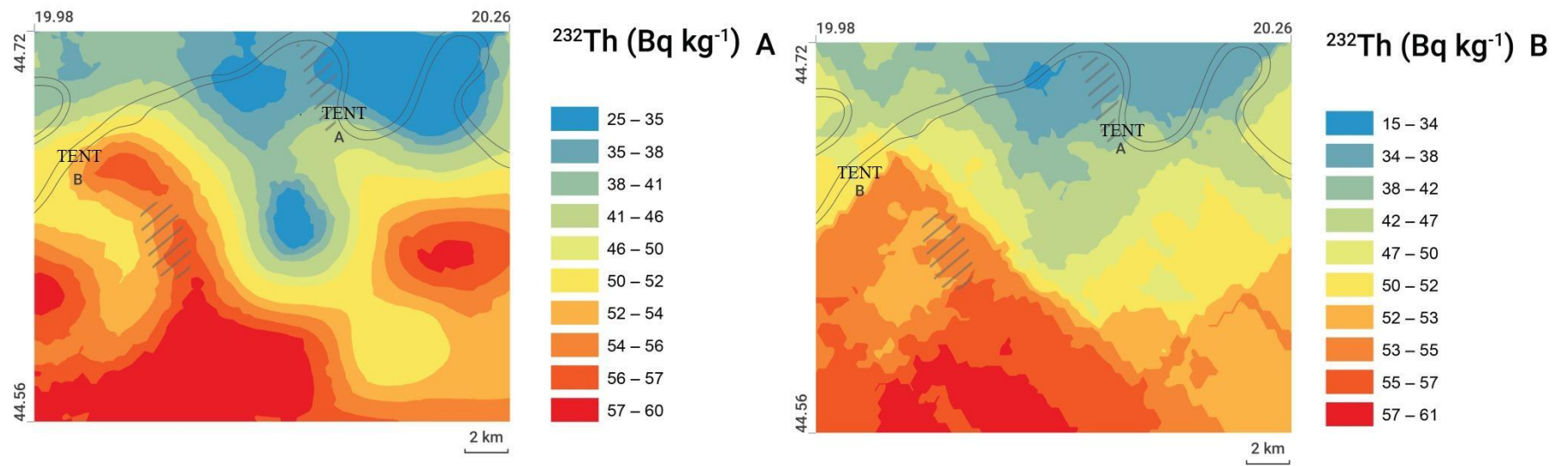
Metal	Model	<i>Nugget</i>	Prag	Opseg (m)	<i>Nugget/prag</i>	Transformacija	
Sloj							
A	²³⁸ U	Gausov	1,4×10 ⁵	3×10 ⁵	5077	0,46	Box-Cox 2,0
B		Kružni	198	383	9054	0,52	Box-Cox 1,1
A	²²⁶ Ra	Gausov	1,4×10 ⁵	3,2×10 ⁵	3063	0,43	Box-Cox 2,2
B		Gausov	7,4×10 ⁵	3,4×10 ⁶	6624	0,21	Box-Cox 2,5
A	²³² Th	Gausov	6,7×10 ⁸	3,1×10 ⁹	6116	0,22	Box-Cox 3,3
B		Kružni	2,3×10 ¹³	2,3×10 ¹³	621	1,0	Box-Cox 4,7
A	⁴⁰ K	Sferini	2×10 ⁵	3,8×10 ⁵	5535	0,52	Box-Cox 1,3
B		Kružni	3,1×10 ⁶	4,7×10 ⁶	8585	0,66	Box-Cox 1,5
A	¹³⁷ Cs	Sferini	0,25	1,15	2559	0,22	Box-Cox 0,2
B		Eksponencijalni	1,344	2,473	18690	0,54	Box-Cox 0,3
	Cd	Gausov	0,139	0,171	4242	0,81	Box-Cox 0,2
	Co	Sferini	0,0002	0,004	1860	0,04	Box-Cox 0,7
	Cr	Gausov	2,349	4,104	1775	0,57	Box-Cox 0,6
	Cu	Gausov	0,216	0,274	2865	0,79	Box-Cox 0,3
	Fe	Gausov	7×10 ¹⁶	2×10 ¹⁷	1100	0,34	Box-Cox 2,1
	Mn	Sferini	53206	59777	3814	0,89	/
	Ni	Gausov	0,023	0,053	3764	0,43	Box-Cox -0,1
	Pb	Eksponencijalni	7,597	46,812	4625	0,16	/
	V	Gausov	0,316	0,530	1175	0,60	Box-Cox 0,2
	Zn	Sferini	53,109	321,136	3208	0,17	/



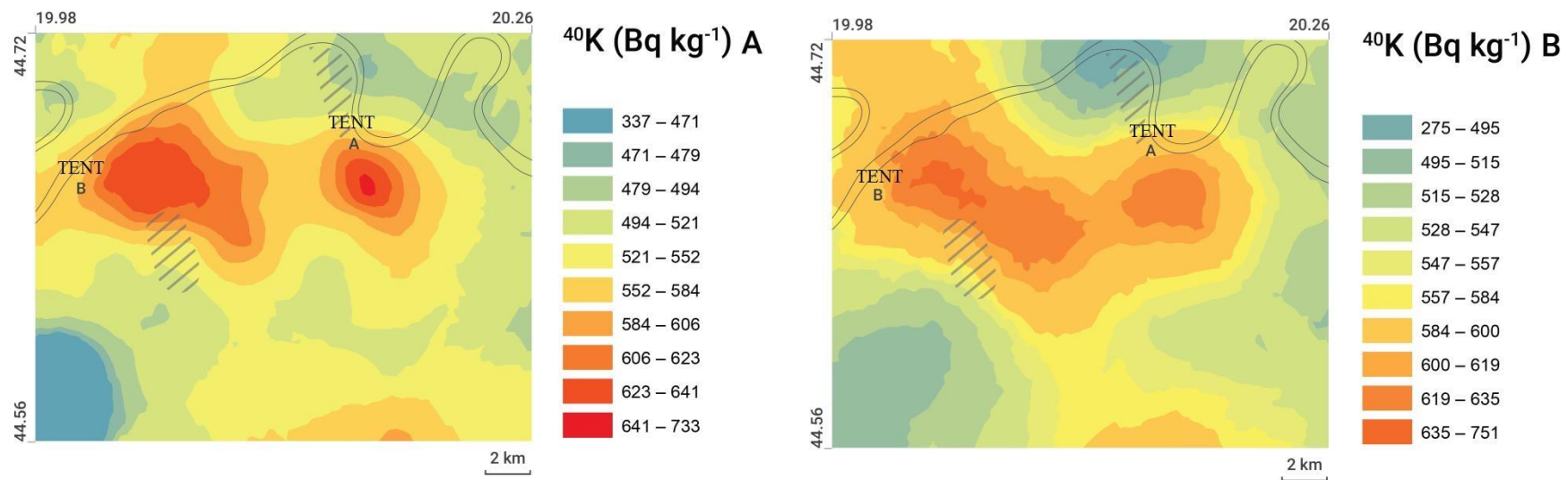
Slika 10. Prostorna distribucija ^{238}U u zemljištu istraživanog prostora (na dubini A-levo, na dubini B-desno)



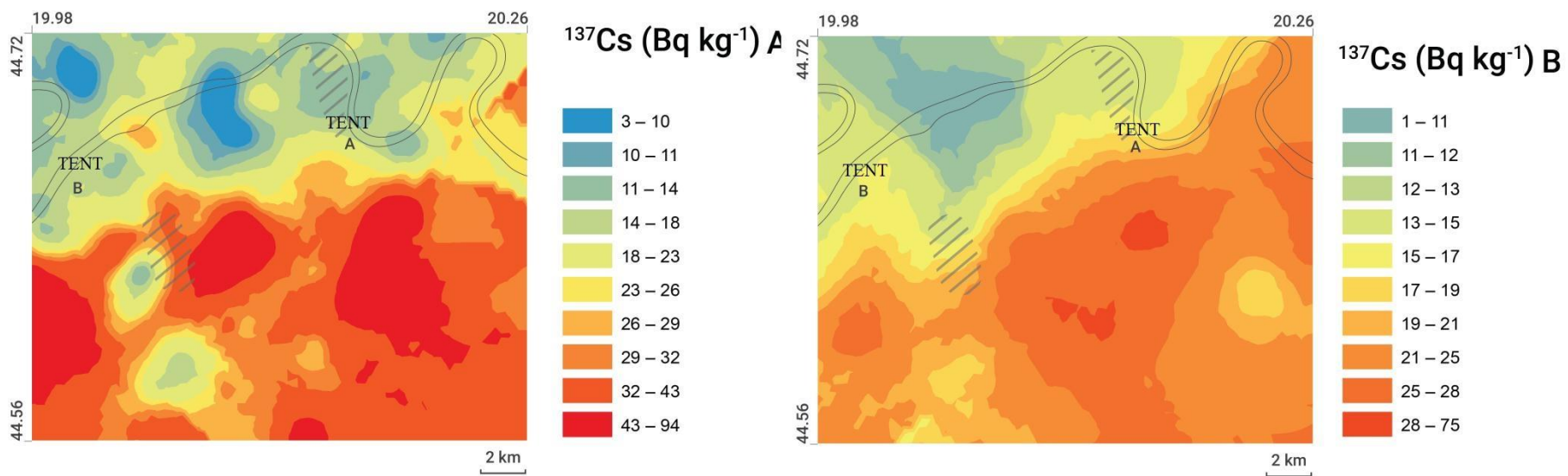
Slika 11. Prostorna distribucija ^{226}Ra u zemljištu istraživanog prostora (na dubini A-levo, na dubini B-desno)



Slika 12. Prostorna distribucija ^{232}Th u zemljištu istraživanog prostora (na dubini A-levo, na dubini B-desno)



Slika 13. Prostorna distribucija ^{40}K u zemljištu istraživanog prostora (na dubini A-levo, na dubini B-desno)

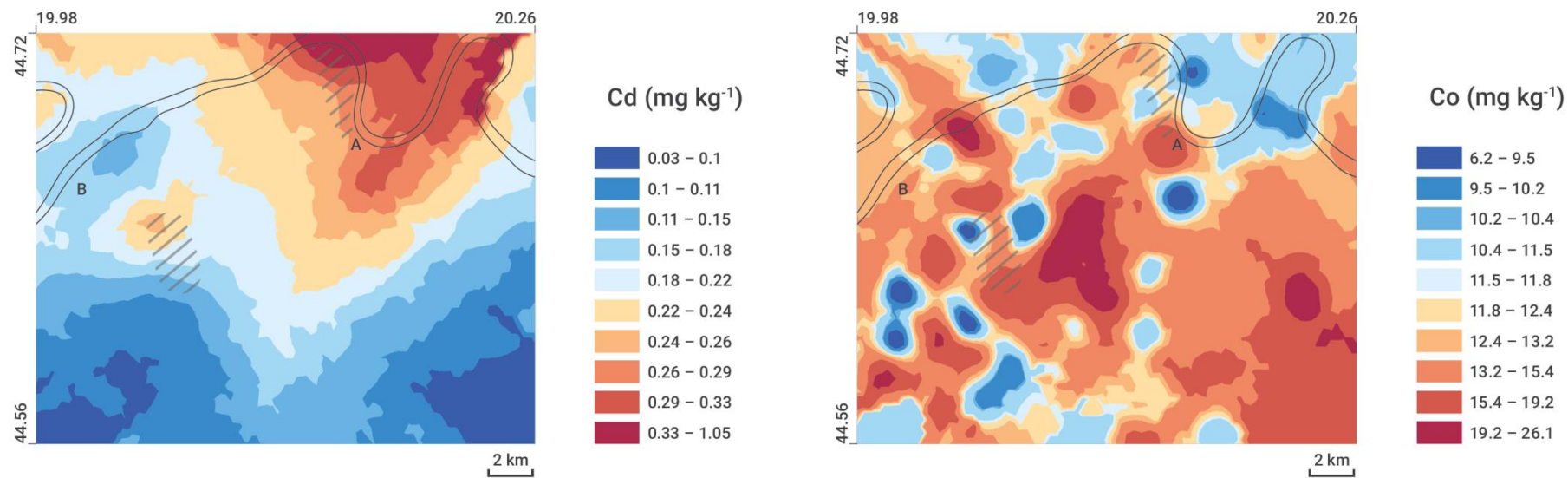


Slika 14. Prostorna distribucija ^{137}Cs u zemljištu istraživanog prostora (na dubini A-levo, na dubini B-desno)

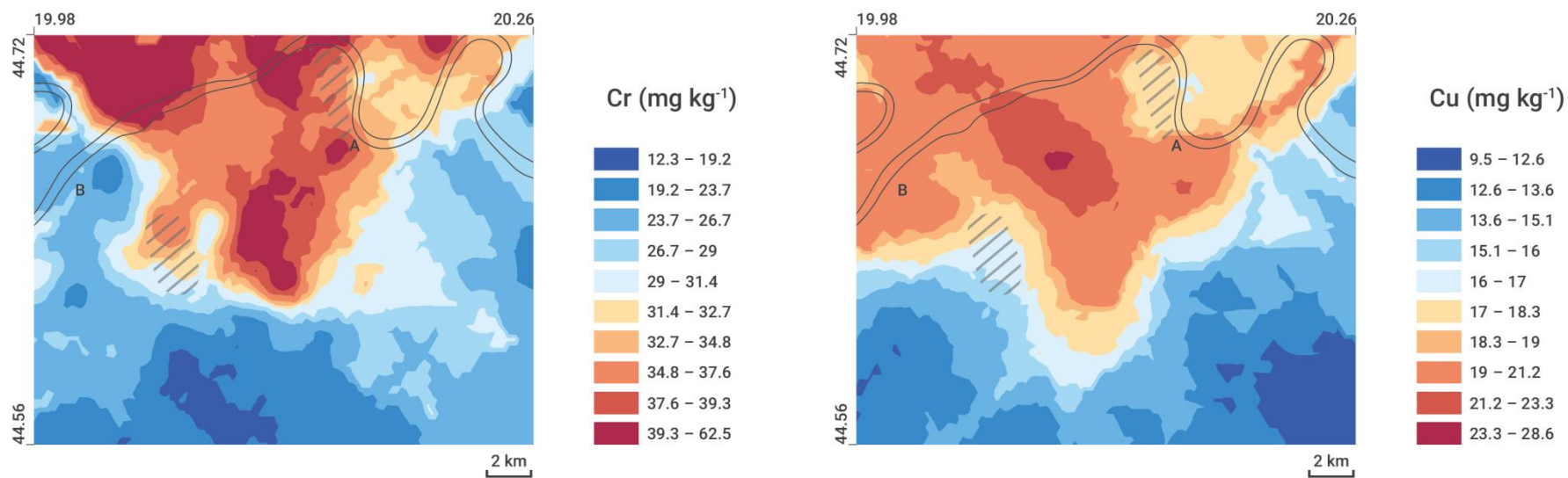
Nakon vizuelne provere semivariograma i unakrsne validacije najbolji model za fitovanje koncentracija teških metala je gausijan za: Cd, Cr, Cu, Fe, Ni i V, sferni za Co i Zn, i eksponencijalni za Pb. Odnos *nugget/prag* za Co, Pb i Zn iznosi 4%, 16% i 17%, redom, što ukazuje da promenljive imaju jaku prostornu zavisnost. Ovaj odnos za Cr, Fe, Ni i V iznosi 57%, 34%, 43% i 60%, redom, što ukazuje da promenljive imaju umerenu prostornu zavisnost. Odnos *nugget/prag* za Cd, Cu i Mn od 81%, 79% i 89%, redom ukazuje na slabu prostornu zavisnost. Opsezi *nugget/prag* za Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb i Zn, tabla 15, pokazuju da je dužina prostorne autokorelacije mnogo duža od srednje vrednosti intervala uzorkovanja koji iznosi 1,3 km, što potvrđuje da je prostorni način uzorkovanja prikladan, i očekuje se da prostorne strukture interpolacionih karti budu zadovoljavajuće preciznosti. Samo su opsezi Fe i V, nešto kraći u odnosu na srednju vrednost intervala uzorkovanja.

Prostorna distribucija teških metala u zemljištu na istraživanom prostoru dobijena korišćenjem ordinarne kriging metode predstavljena je na slikama 15-19. Mape prostorne distribucije ukazuju na visoku promenljivost koncentracija teških metala u zemljištu istraživanog prostora. Distribucija i migracija teških metala u zemljištu zavisi od vrste metala i karakteristika životne sredine. Na istraživanom prostoru najviše koncentracije teških metala određene su u pravcu dominantnog vetra. Na osnovu mapa prostorne distribucije (slika 15-19) vidi se da Co, Fe i V imaju sličnu prostornu varijaciju, ovakav rezultat podudara se sa rezultatom *HCA*, koja otkriva njihovu blisku vezu. Najviše koncentracije Cd, Mn, Ni i Pb određene su u blizini deponija pepela. Do luženja Mn dolazi u toku i nakon transporta pepela, a oksidi Mn poreklom iz pepela su dominantni supstrat Ni, što objašnjava sličnost u izgledu mapa njihovih prostornih distribucija na istraživanom prostoru. Najviše koncentracije Co, Cr, Cu i Zn nalaze se na prostoru između dva bloka A i B TENT. Povišene koncentracije ovih elemenata na ovom prostoru nisu direktna posledica rada TENT, već se mogu pripisati poljoprivrednoj aktivnosti koja je tu prisutna. Primenom metode kriginga Chandrasekaran i sar. otkrili su da koncentracije Cr i Co pokazuju veoma sličnu prostornu raspodelu, sa žarištima smeštenim na severu i istoku istraživanog prostora, što ukazuje na njihovo zajedničko poreklo, najverovatnije posledice poljoprivredne delatnosti [143]. Interpolacione mape pokazale su da na povišene koncentracije Fe, Mg,

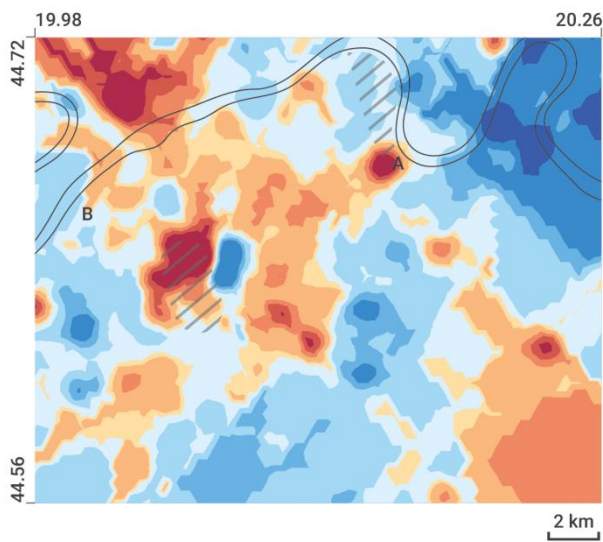
Mn, As, Co, Cr, Ni i Sb veliki uticaj ima prisustvo ofiolita u nekim delovima Ptolemais–Kozani basena u Grčkoj [139]. Na prostoru koji okružuje TE u Brazilu uticaj drugih izvora zagađivanja zemljišta teškim metalima je razmatran primenom metoda prostorne distribucije. Otkriveno je da povišene koncentracije Mn vode poreklo iz cementare, dok su povišene koncentracije Pb posledica saobraćaja [165].



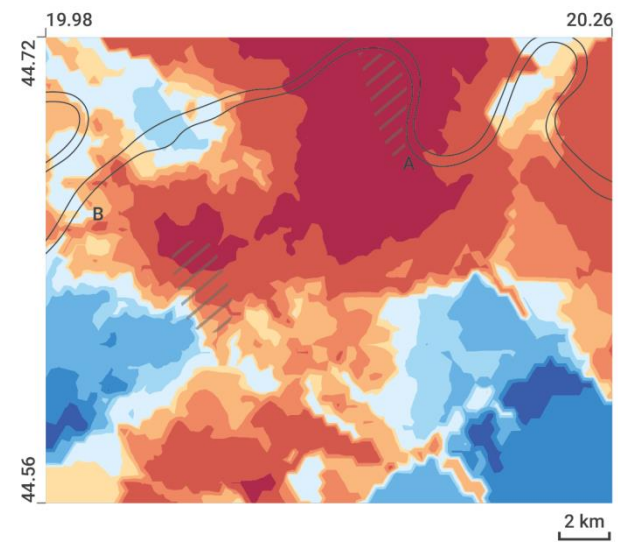
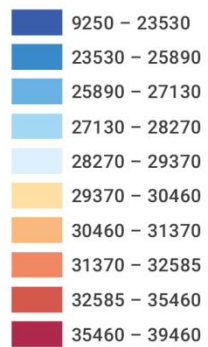
Slika 15. Prostorna distribucija Cd (levo) i Co (desno) u zemljištu istraživanog prostora



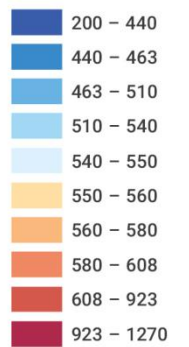
Slika16. Prostorna distribucija Cr (levo) i Cu (desno) u zemljištu istraživanog prostora



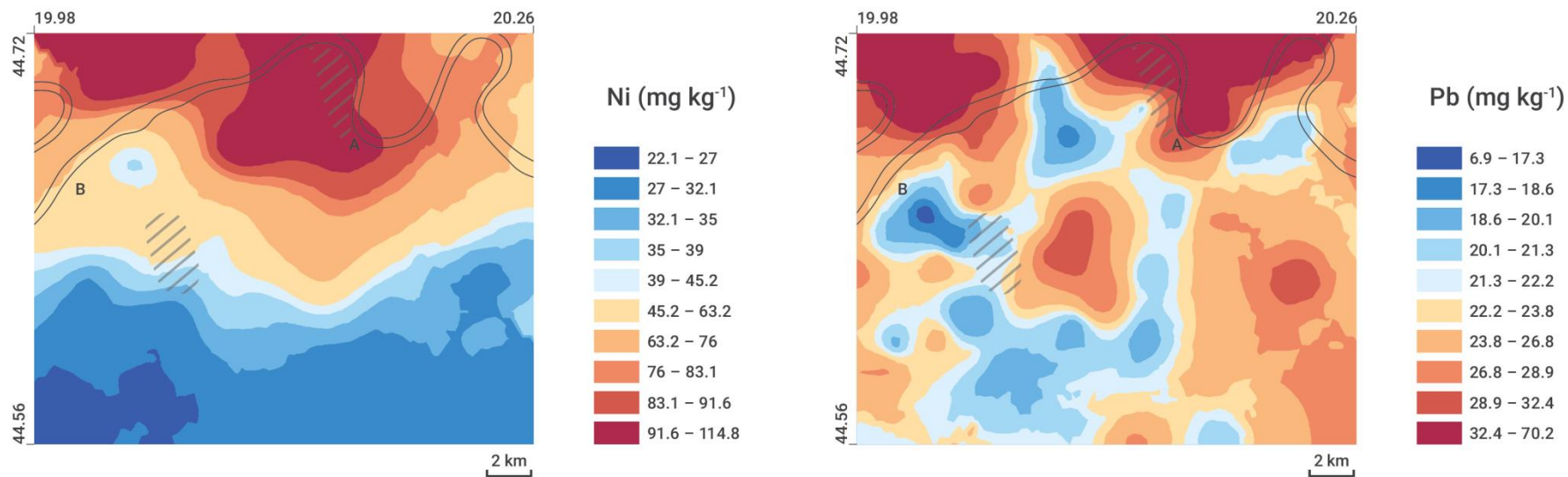
Fe (mg kg⁻¹)



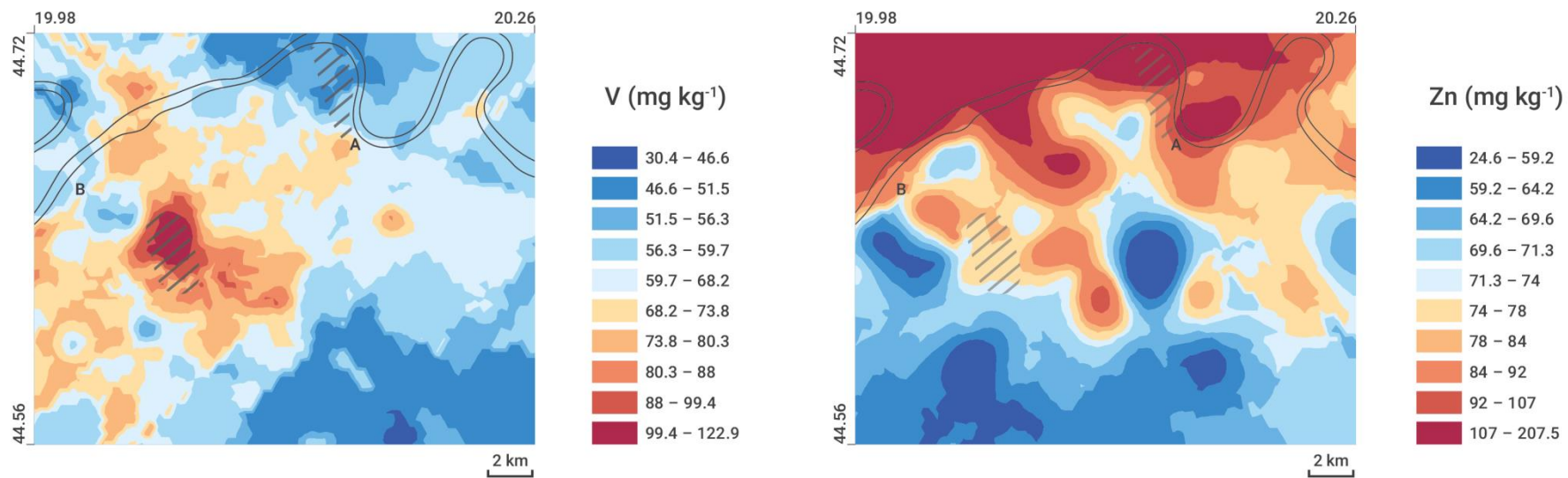
Mn (mg kg⁻¹)



Slika17. Prostorna distribucija Fe (levo) i Mn (desno) u zemljištu istraživanog prostora



Slika 18. Prostorna distribucija Ni (levo) i Pb (desno) u zemljištu istraživanog prostora



Slika 19. Prostorna distribucija V (levo) i Zn (desno) u zemljištu istraživanog prostora

4.6 Procena radijacionog rizika na živi svet istraživanog prostora

4.6.1 Procena radijacionog rizika na čoveka

Jačina doze zračenja i hazard indeksi γ zračenja usled spoljašnjeg izlaganja na ispitivanom prostoru procenjeni su koristeći srednje vrednosti koncentracija aktivnosti ^{238}U , ^{232}Th i ^{40}K oba sloja (A i B) zemljišnih uzoraka. Deskriptivna statistika jačine doze zračenja (D), godišnje efektivne doze (H), faktora rizika pojave kancera (F_{rk}) i indeksa radijacionog rizika (H_{eks}) na stanovništvo ispitivanog prostora sa 95 lokacija prikazana je u tabeli 18.

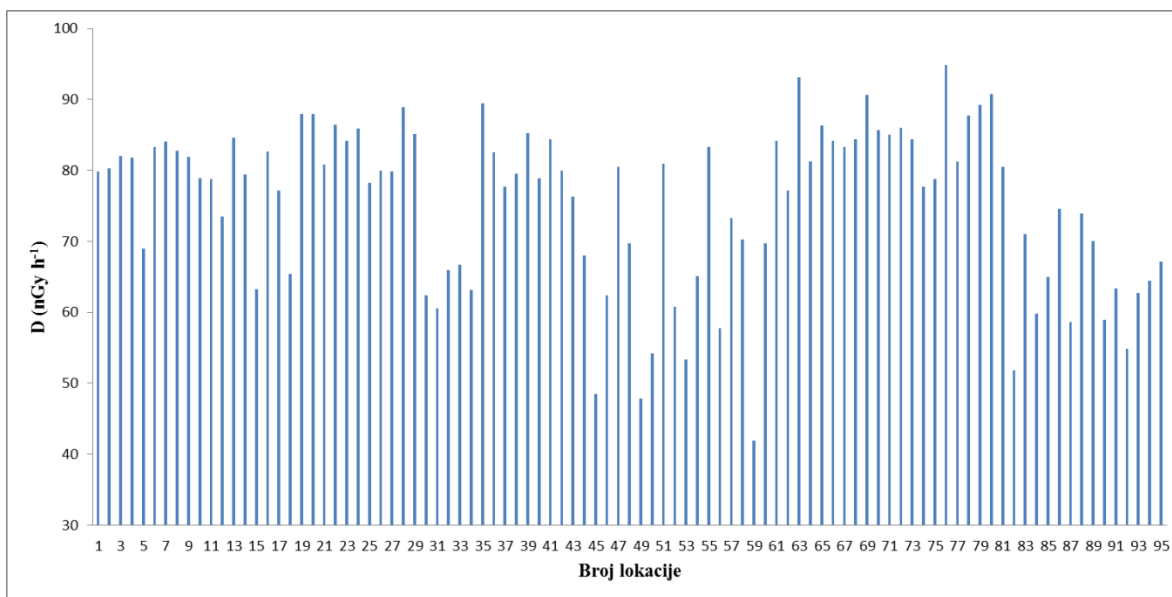
Tabela 18. Deskriptivna statistika jačine doze gama zračenja, godišnje efektivne doze, faktora rizika pojave kancera i indeksa radijacionog rizika usled terestrijalnog izlaganja

Parametar	Sr. vrednost	Opseg	St. devijacija	Min	Max	Koef. asimetrije	Koef. zaobljenosti
D (nGy h ⁻¹)	75,3	53	11,5	41,9	94,9	-0,77	-0,14
H (μSv)	92,4	65	14,1	51,4	116,4	-0,77	-0,14
F_{rk} (×10 ⁻⁴)	3,5	2,5	0,5	2,0	4,5	-0,77	-0,14
H_{eks}	0,44	0,31	0,07	0,24	0,55	-0,75	-0,19

Jačina doze gama zračenja poreklom od ^{238}U , ^{232}Th i ^{40}K

Jačina doze gama-zračenja u vazduhu na metar iznad nivoa tla koja potiče od ^{238}U , ^{232}Th i ^{40}K izračunata je na osnovu koncentracija aktivnosti navedenih radionuklida prema jednačini (26). Jačina doze varira u opsegu 41,9-94,9 nGy h⁻¹, a srednja vrednost na 95 lokacija istraživanog prostora iznosi 75,3 nGy h⁻¹. Prema UNSCEAR, jačina doze u vazduhu usled primordijarnog gama-zračenja u normalnim uslovima iznosi 60 nGy h⁻¹, a vrednosti po zemljama variraju od 10 do 200 nGy h⁻¹ [5]. Za teritoriju Beograda srednja vrednost jačine doze zračenja iznosi 60,5 nGy h⁻¹ [174]. Isti tipovi zemljišta su analizirani u

radu Janković-Mandić i Dragović [174] i na ispitivanom prostoru, dobijena više srednje vrednosti jačine doze zračenja u ovom istraživanju može se pripisati zagađenju na pojedinim mestima uzorkovanja. Na teritoriji Srbije određena je doza zračenja od 78,8 nGy h⁻¹ [175] i 66,8 nGy h⁻¹[119]. U radu Bikit i sar. [175] doza zračenja je određena na osnovu 50 lokacija na teritoriji Vojvodine, dok su Dragović i sar. [119] procenu izvršili na osnovu 140 lokacija 21-og regiona Srbije i Crne Gore. Regioni obuhvaćeni ovim studijama razlikuju se u pogledu starosti, geneze, petrohemijskih i geohemijskih karakteristika. Jačina doze 95 lokacija istraživanog prostora predstavljena je na slici 20. Najviše vrednosti jačine doze zračenja određene su na lokacijama južno i zapadno u odnosu na blokove elektrane u pravcu dominantnog vetra.



Slika 20. Jačina doze zračenja za različite lokacije ispitivanog prostora

Godišnja efektivna doza i faktor rizika pojave kancera

Na osnovu koncentracija aktivnosti ²³⁸U, ²³²Th i ⁴⁰K i na osnovu jednačina (27) i (28) izračunate su godišnja efektivna doza i faktor rizika pojave kancera usled terestrijalnog izlaganja. Deskriptivna statistika ovih parametara dobijena na osnovu rezultata merenja

koncentracija aktivnosti uzoraka sa 95 lokacija prikazana je u tabeli 18. Vrednosti godišnje efektivne doze na istraživanom prostoru variraju u opsegu 51,4-116,4 μSv . Srednja vrednost godišnje efektivne doze iznosi 92,4 μSv , što je oko 10 puta niža vrednost od maksimalno dozvoljene vrednosti preporučene od strane *ICRP*-a koja iznosi 1 mSv za stanovništvo [29]. Svetski prosek godišnje efektivne doze zračenja, procenjen na osnovu primordijarnih zemljišnih radionuklida, iznosi 70 μSv [5]. Srednja vrednost procenjene godišnje efektivne doze zračenja u okolini termoelektrane „Nikola Tesla“ u Obrenovcu iznosi 92,4 μSv , što je skoro za red veličine viša vrednost u odnosu na svetski prosek.

Srednja vrednost faktora rizika pojave kancera iznosi $3,5 \times 10^{-4}$ i bliska je u poređenju sa svetskim prosekom čija je vrednost $2,9 \times 10^{-4}$ [3]. Ovakav rezultat ukazuje na to da je mogućnost za dobijanje kancera, kao posledica negativnog uticaja rada termoelektrane, kod stanovništva u njenom okruženju mala. Srednja vrednosti ovog faktora na ispitivanom prostoru nalazi se između vrednosti za teritoriju Beograda, Srbija, koja iznosi $2,8 \times 10^{-4}$ [174] i oblast Kirklareli, Turska, koja iznosi $5,0 \times 10^{-4}$ [176].

Indeks radijacionog rizika usled terestrijalnog izlaganja

Na osnovu koncentracija aktivnosti ^{238}U , ^{232}Th i ^{40}K i na osnovu jednačine (29) izračunat je indeks radijacionog rizika usled terestrijalnog izlaganja. Deskriptivna statistika indeksa dobijena na osnovu rezultata merenja koncentracija aktivnosti uzoraka sa 95 lokacija prikazana je u tabeli 17. Srednja vrednost indeksa radijacionog rizika dobijena ovim istraživanjem iznosi 0,44. Radijacioni rizik usled spoljašnjeg izlaganja ne smatra se značajnim ako je vrednost indeksa manja od jedan. Opsezi vrednosti ovog indeksa od 0,25-0,55 ukazuju na to da na istraživanom prostoru ne postoji značajan radijacioni rizik za stanovništvo usled terestrijalnog izlaganja, H_{ex} izračunat na osnovu koncentracija radionuklida u zemljištu u studijama sprovedenim u okolini TE-a koje za svoj rad koriste lignit iznosi 0,30 (Španija) [96], 0,32 (Turska) [111], 0,34 (Grčka) [113], 0,43 (Kina) [99]. H_{ex} izračunat na osnovu koncentracija radionuklida u pepelu dobijenom sagorevanjem lignita iznosi 0,7 (Srbija) [15], 1,0 (Grčka) [113], 1,3 (Turska) [177]. U okolini TE u Mađarskoj koja za svoj rad koristi mrki ugalj H_{ex} izračunat na osnovu koncentracija

radionuklida u zemljištu iznosi 0,52, Koncentracije uranijuma i radijuma u pepelu u ovoj TE kreću se u opsegu od 500-1500 Bq kg⁻¹ [112], ovako visoke vrednosti aktivnosti daju vrednosti indeksa radijacionog rizika veće od jedinice. Vrednost H_{ex} izračunat na osnovu koncentracija radionuklida u pepelu značajan je prilikom planiranja vremena boravka na deponiji pepela u toku dana.

4.6.2 Procena radijacionog rizika na biotu

4.6.2.1 Radijacioni rizik na biotu procenjen primenom ERICA Tool-a

Nivo 2 softvera *ERICA Tool* korišćen je prilikom izračunavanja doza zračenja i procene radijacionog rizika na biotu istraživanog prostora. Za procenu su korišćene referentne životinje i biljke koje se nalaze u bazi podataka softvera (tabela 6). S obzirom da je procena vršena na nivou skrininga, nije uzeto u razmatranje kolika je zastupljenost referentnih organizama na istraživanom prostoru. Prilikom izračunavanja jačine doze zračenja na biotu korišćene su koncentracije aktivnosti radionuklida (tzv. *best estimated values*) u zemljištu određene na istraživanom prostoru za koje se smatra da su najprikladnije vrednostima za procenu. Koncentracije aktivnosti koje su korišćene prilikom procene predstavljene su u tabeli 19. Prilikom procene uzeto je da su ²³⁴Th, ²³⁴U i ²³⁰Th u ravnoteži sa ²³⁸U, a da je ²¹⁰Po u ravnoteži sa ²¹⁰Pb i ²²⁶Ra. Pretpostavka je da emanacija ²²²Rn iz zemljišta iznosi 20% vrednosti, tako da koncentracije aktivnosti ²¹⁰Po i ²¹⁰Pb čine 80% koncentracije ²²⁶Ra [3]. Koncentracioni odnosi korišćeni prilikom izračunavanja koncentracija aktivnosti za referentne organizme dati su u prilogu A. Koncentracije aktivnosti za referentne organizme izračunate na osnovu j-ne 30 predstavljene su u tabeli 19.

Tabela 19. Koncentracije aktivnosti radionuklida (Bq kg^{-1}) korišćene u proceni doza zračenja za biotu na istraživanom prostoru

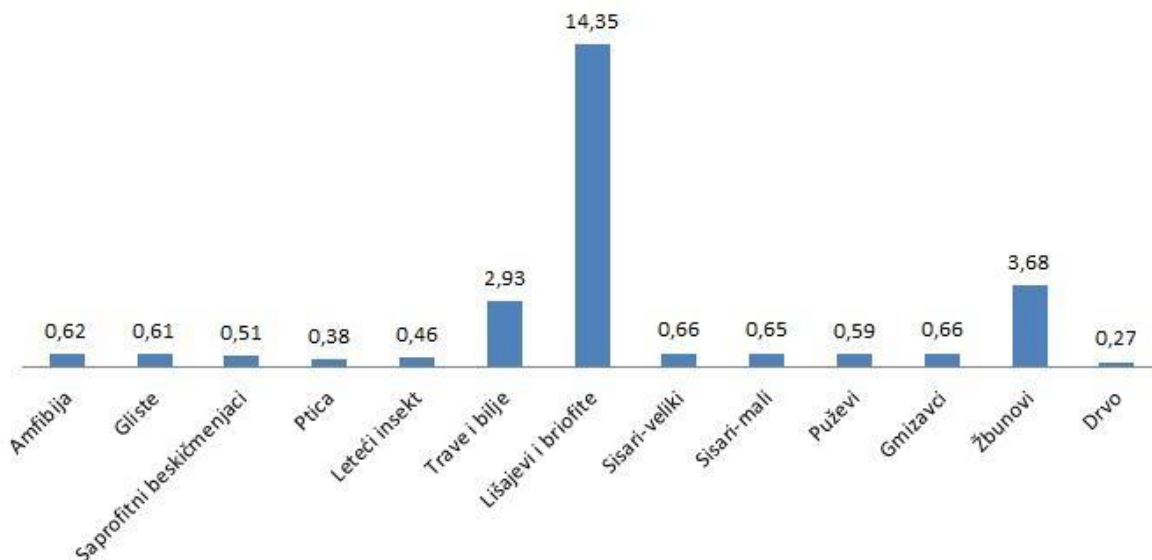
Radionuklid	Zemljište	Vodozemci	Gliste	Saprofitni beskičmenjaci	Ptice	Leteći insekti	Trave i bilje	Lišajevi i briofite	Sisar - veliki	Sisari - mali	Puževi	Gmizavci	Žbunovi	Drvo
^{137}Cs	100	45,67	8,10	10,58	56,33	10,58	111,57	378,41	341,49	341,49	4,05	57,40	196,17	13,55
^{210}Pb	48	5,75	23,07	19,17	2,92	19,17	5,76	124,80	1,79	1,79	0,35	1,89	15,36	3,34
^{210}Po	48	4,91	0,48	0,48	0,49	0,48	13,44	124,80	4,26	4,26	0,48	6,14	15,84	3,52
^{226}Ra	60	2,66	2,60	2,60	2,17	2,60	10,80	42,60	2,66	2,66	2,86	2,66	19,80	0,69
^{230}Th	70	0,03	0,64	0,36	0,03	0,36	11,20	26,60	0,01	0,01	0,64	0,15	4,27	0,09
^{232}Th	60	0,02	0,55	0,30	0,02	0,30	9,60	22,80	0,01	0,01	0,55	0,13	3,66	0,08
^{234}Th	70	0,03	0,64	0,36	0,03	0,36	11,20	26,60	0,01	0,01	0,64	0,15	4,27	0,09
^{234}U	70	0,38	2,36	0,73	0,09	0,73	8,95	63,70	0,38	0,38	2,36	0,36	4,27	0,46
^{238}U	70	0,38	2,36	0,73	0,09	0,73	8,95	63,70	0,38	0,38	2,36	0,36	4,27	0,46

Izračunate jačine doze zračenja usled spoljašnjeg izlaganja, unutrašnjeg izlaganja i ukupna doza zračenja usled izlaganja zračenju ^{137}Cs , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{230}Th , ^{234}Th , ^{232}Th , ^{234}U i ^{238}U iz zemljišta za referentne organizme na istraživanom prostoru predstavljene su u tabeli 20. Najveća doza zračenja usled spoljašnjeg izlaganja za referentne organizme potiče od ^{137}Cs , opsezi doza iznose $9,00 \times 10^{-3}$ - $3,10 \times 10^{-2}$ $\mu\text{Gy h}^{-1}$, i ^{226}Ra , opsezi doza iznose $1,08 \times 10^{-2}$ - $5,46 \times 10^{-2}$ $\mu\text{Gy h}^{-1}$. Najviša doza zračenja usled unutrašnjeg izlaganja potiče od ^{226}Ra kod: glista, saprofitnih beskičmenjaka i letećih insekata ($3,54 \times 10^{-1}$ $\mu\text{Gy h}^{-1}$); ptica ($3,11 \times 10^{-1}$ $\mu\text{Gy h}^{-1}$); trava i bilja ($1,47 \times 10^0$ $\mu\text{Gy h}^{-1}$); puževa ($3,90 \times 10^{-1}$ $\mu\text{Gy h}^{-1}$) i žbunova ($2,70 \times 10^0$ $\mu\text{Gy h}^{-1}$). Kod sisara (velikih i malih) najveći doprinos dozi zračenja usled unutrašnjeg izlaganja potiče od ^{210}Po ($1,32 \times 10^{-1}$ $\mu\text{Gy h}^{-1}$) i ^{226}Ra ($3,70 \times 10^{-1}$ i $3,59 \times 10^{-1}$ $\mu\text{Gy h}^{-1}$). Briofite i lišajevi dozu usled unutrašnjeg izlaganja najviše dobijaju od ^{210}Po ($3,81 \mu\text{Gy h}^{-1}$), ^{226}Ra ($5,90 \mu\text{Gy h}^{-1}$), ^{234}U ($1,75 \mu\text{Gy h}^{-1}$) i ^{238}U ($1,54 \mu\text{Gy h}^{-1}$). Kod drveća najveća doza usled unutrašnjeg izlaganja potiče od ^{210}Po ($1,09 \times 10^{-1}$ $\mu\text{Gy h}^{-1}$). Ukupne jačine doze zračenja usled terestrijalnog izlaganja za referentne organizme na istraživanom prostoru predstavljene su na slici 21. Ukupna doza zračenja ($\mu\text{Gy h}^{-1}$) usled terestrijalnog izlaganja za referentne organizme na istraživanom prostoru iznosi: vodozemci ($6,25 \times 10^{-1}$), gliste ($6,14 \times 10^{-1}$), saprofitni beskičmenjaci ($5,15 \times 10^{-1}$), ptice ($3,75 \times 10^{-1}$), leteći insekti ($4,62 \times 10^{-1}$), trave i bilje ($2,93 \times 10^0$), lišajevi i briofite ($1,44 \times 10^{+1}$), sisari – veliki ($6,56 \times 10^{-1}$), sisari – mali ($6,50 \times 10^{-1}$), puževi ($5,92 \times 10^{-1}$), gmizavci ($6,62 \times 10^{-1}$), žbunovi ($3,68 \times 10^0$), drvo ($2,66 \times 10^{-1}$).

Tabela 20. Jačina doze zračenja ($\mu\text{Gy h}^{-1}$) usled spoljašnjeg izlaganja, unutrašnjeg izlaganja i ukupna doza zračenja usled izlaganja zračenju ^{137}Cs , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{230}Th , ^{234}Th , ^{232}Th , ^{234}U i ^{238}U iz zemljišta za referentne organizme na istraživanom prostoru

Nuklid	D_{ext}												
	Vodozemci	Gliste	Saprofitni beskičmenjaci	Ptice	Leteći insekti	Trave i bilje	Lišajevi i briofite	Sisar - veliki	Sisari - mali	Puževi	Gmizavci	Žbunovi	Drvo
^{137}Cs	$3,00 \times 10^{-2}$	$3,00 \times 10^{-2}$	$3,10 \times 10^{-2}$	$1,10 \times 10^{-2}$	$1,20 \times 10^{-2}$	$1,10 \times 10^{-2}$	$1,16 \times 10^{-2}$	$5,60 \times 10^{-3}$	$2,80 \times 10^{-2}$	$1,20 \times 10^{-2}$	$2,70 \times 10^{-2}$	$1,10 \times 10^{-2}$	$9,00 \times 10^{-3}$
^{210}Pb	$2,78 \times 10^{-5}$	$2,88 \times 10^{-5}$	$2,93 \times 10^{-5}$	$1,34 \times 10^{-5}$	$1,39 \times 10^{-5}$	$1,92 \times 10^{-5}$	$1,40 \times 10^{-5}$	$3,70 \times 10^{-6}$	$2,50 \times 10^{-5}$	$1,39 \times 10^{-5}$	$2,26 \times 10^{-5}$	$9,60 \times 10^{-6}$	$6,24 \times 10^{-6}$
^{210}Po	$2,16 \times 10^{-7}$	$2,16 \times 10^{-7}$	$2,21 \times 10^{-7}$	$8,16 \times 10^{-8}$	$8,16 \times 10^{-8}$	$8,16 \times 10^{-8}$	$8,35 \times 10^{-8}$	$4,13 \times 10^{-8}$	$2,06 \times 10^{-7}$	$8,16 \times 10^{-8}$	$1,97 \times 10^{-7}$	$7,68 \times 10^{-8}$	$6,72 \times 10^{-8}$
^{226}Ra	$5,34 \times 10^{-2}$	$5,40 \times 10^{-2}$	$5,46 \times 10^{-2}$	$2,04 \times 10^{-2}$	$2,10 \times 10^{-2}$	$1,98 \times 10^{-2}$	$2,07 \times 10^{-2}$	$1,08 \times 10^{-2}$	$5,10 \times 10^{-2}$	$2,10 \times 10^{-2}$	$4,92 \times 10^{-2}$	$1,92 \times 10^{-2}$	$1,62 \times 10^{-2}$
^{230}Th	$1,40 \times 10^{-5}$	$1,47 \times 10^{-5}$	$1,47 \times 10^{-5}$	$4,90 \times 10^{-6}$	$5,04 \times 10^{-6}$	$9,80 \times 10^{-6}$	$5,04 \times 10^{-6}$	$1,75 \times 10^{-6}$	$1,26 \times 10^{-5}$	$5,04 \times 10^{-6}$	$1,19 \times 10^{-5}$	$5,46 \times 10^{-6}$	$3,08 \times 10^{-6}$
^{232}Th	$8,40 \times 10^{-6}$	$8,40 \times 10^{-6}$	$9,00 \times 10^{-6}$	$2,58 \times 10^{-6}$	$2,64 \times 10^{-6}$	$6,60 \times 10^{-6}$	$2,63 \times 10^{-6}$	$7,80 \times 10^{-7}$	$7,20 \times 10^{-6}$	$2,58 \times 10^{-6}$	$6,60 \times 10^{-6}$	$3,00 \times 10^{-6}$	$1,26 \times 10^{-6}$
^{234}Th	$7,70 \times 10^{-4}$	$7,70 \times 10^{-4}$	$7,70 \times 10^{-4}$	$3,22 \times 10^{-4}$	$3,22 \times 10^{-4}$	$3,29 \times 10^{-4}$	$3,25 \times 10^{-4}$	$1,54 \times 10^{-4}$	$7,70 \times 10^{-4}$	$3,22 \times 10^{-4}$	$7,00 \times 10^{-4}$	$3,01 \times 10^{-4}$	$2,59 \times 10^{-4}$
^{234}U	$1,19 \times 10^{-5}$	$1,19 \times 10^{-5}$	$1,26 \times 10^{-5}$	$4,83 \times 10^{-6}$	$4,97 \times 10^{-6}$	$9,80 \times 10^{-6}$	$5,02 \times 10^{-6}$	$1,19 \times 10^{-6}$	$1,05 \times 10^{-5}$	$4,97 \times 10^{-6}$	$9,10 \times 10^{-6}$	$4,13 \times 10^{-6}$	$1,26 \times 10^{-6}$
^{238}U	$8,40 \times 10^{-6}$	$8,40 \times 10^{-6}$	$9,10 \times 10^{-6}$	$3,36 \times 10^{-6}$	$3,50 \times 10^{-6}$	$7,00 \times 10^{-6}$	$3,50 \times 10^{-6}$	$7,00 \times 10^{-7}$	$7,00 \times 10^{-6}$	$3,43 \times 10^{-6}$	$6,09 \times 10^{-6}$	$2,80 \times 10^{-6}$	$4,83 \times 10^{-7}$
D_{int}													
^{137}Cs	$6,85 \times 10^{-3}$	$1,13 \times 10^{-3}$	$1,27 \times 10^{-3}$	$1,07 \times 10^{-2}$	$1,48 \times 10^{-3}$	$1,56 \times 10^{-2}$	$4,47 \times 10^{-2}$	$1,16 \times 10^{-1}$	$5,81 \times 10^{-2}$	$5,67 \times 10^{-4}$	$9,76 \times 10^{-3}$	$2,75 \times 10^{-2}$	$4,34 \times 10^{-3}$
^{210}Pb	$1,43 \times 10^{-3}$	$5,52 \times 10^{-3}$	$3,79 \times 10^{-3}$	$7,59 \times 10^{-4}$	$4,19 \times 10^{-3}$	$1,32 \times 10^{-3}$	$2,37 \times 10^{-2}$	$4,66 \times 10^{-4}$	$4,48 \times 10^{-4}$	$7,99 \times 10^{-5}$	$4,71 \times 10^{-4}$	$3,51 \times 10^{-3}$	$8,69 \times 10^{-4}$
^{210}Po	$1,52 \times 10^{-1}$	$1,48 \times 10^{-2}$	$1,48 \times 10^{-2}$	$1,52 \times 10^{-2}$	$1,48 \times 10^{-2}$	$4,17 \times 10^{-1}$	$3,81 \times 10^0$	$1,32 \times 10^{-1}$	$1,32 \times 10^{-1}$	$1,48 \times 10^{-2}$	$1,90 \times 10^{-1}$	$4,91 \times 10^{-1}$	$1,09 \times 10^{-1}$
^{226}Ra	$3,59 \times 10^{-1}$	$3,54 \times 10^{-1}$	$3,54 \times 10^{-1}$	$3,11 \times 10^{-1}$	$3,54 \times 10^{-1}$	$1,47 \times 10^0$	$5,90 \times 10^0$	$3,70 \times 10^{-1}$	$3,59 \times 10^{-1}$	$3,90 \times 10^{-1}$	$3,59 \times 10^{-1}$	$2,70 \times 10^0$	$9,76 \times 10^{-2}$
^{230}Th	$7,35 \times 10^{-4}$	$1,73 \times 10^{-2}$	$9,59 \times 10^{-3}$	$7,35 \times 10^{-4}$	$9,59 \times 10^{-3}$	$3,02 \times 10^{-1}$	$7,17 \times 10^{-1}$	$2,56 \times 10^{-4}$	$2,56 \times 10^{-4}$	$1,73 \times 10^{-2}$	$4,10 \times 10^{-3}$	$1,15 \times 10^{-1}$	$2,39 \times 10^{-3}$
^{232}Th	$5,37 \times 10^{-4}$	$1,27 \times 10^{-2}$	$7,00 \times 10^{-3}$	$5,37 \times 10^{-4}$	$7,00 \times 10^{-3}$	$2,21 \times 10^{-1}$	$5,26 \times 10^{-1}$	$1,87 \times 10^{-4}$	$1,87 \times 10^{-4}$	$1,27 \times 10^{-2}$	$3,00 \times 10^{-3}$	$8,42 \times 10^{-2}$	$1,74 \times 10^{-3}$
^{234}Th	$1,25 \times 10^{-5}$	$2,63 \times 10^{-4}$	$9,78 \times 10^{-5}$	$1,36 \times 10^{-5}$	$1,17 \times 10^{-4}$	$4,48 \times 10^{-3}$	$6,72 \times 10^{-3}$	$4,93 \times 10^{-6}$	$4,65 \times 10^{-6}$	$2,44 \times 10^{-4}$	$7,15 \times 10^{-5}$	$1,71 \times 10^{-3}$	$4,60 \times 10^{-5}$
^{234}U	$1,07 \times 10^{-2}$	$6,61 \times 10^{-2}$	$2,03 \times 10^{-2}$	$2,46 \times 10^{-3}$	$2,03 \times 10^{-2}$	$2,51 \times 10^{-1}$	$1,75 \times 10^0$	$1,07 \times 10^{-2}$	$1,07 \times 10^{-2}$	$6,61 \times 10^{-2}$	$1,02 \times 10^{-2}$	$1,20 \times 10^{-1}$	$1,29 \times 10^{-2}$
^{238}U	$9,19 \times 10^{-3}$	$5,66 \times 10^{-2}$	$1,74 \times 10^{-2}$	$2,11 \times 10^{-3}$	$1,74 \times 10^{-2}$	$2,15 \times 10^{-1}$	$1,54 \times 10^0$	$9,19 \times 10^{-3}$	$9,19 \times 10^{-3}$	$5,66 \times 10^{-2}$	$8,71 \times 10^{-3}$	$1,02 \times 10^{-1}$	$1,11 \times 10^{-2}$
D_{tot}													
^{137}Cs	$3,69 \times 10^{-2}$	$3,11 \times 10^{-2}$	$3,23 \times 10^{-2}$	$2,17 \times 10^{-2}$	$1,35 \times 10^{-2}$	$2,66 \times 10^{-2}$	$5,62 \times 10^{-2}$	$1,22 \times 10^{-1}$	$8,61 \times 10^{-2}$	$1,26 \times 10^{-2}$	$3,68 \times 10^{-2}$	$3,85 \times 10^{-2}$	$1,33 \times 10^{-2}$
^{210}Pb	$1,46 \times 10^{-3}$	$5,55 \times 10^{-3}$	$3,82 \times 10^{-3}$	$7,73 \times 10^{-4}$	$4,20 \times 10^{-3}$	$1,34 \times 10^{-3}$	$2,37 \times 10^{-2}$	$4,70 \times 10^{-4}$	$4,73 \times 10^{-4}$	$9,38 \times 10^{-5}$	$4,94 \times 10^{-4}$	$3,52 \times 10^{-3}$	$8,76 \times 10^{-4}$
^{210}Po	$1,52 \times 10^{-1}$	$1,48 \times 10^{-2}$	$1,48 \times 10^{-2}$	$1,52 \times 10^{-2}$	$1,48 \times 10^{-2}$	$4,17 \times 10^{-1}$	$3,81 \times 10^0$	$1,32 \times 10^{-1}$	$1,32 \times 10^{-1}$	$1,48 \times 10^{-2}$	$1,90 \times 10^{-1}$	$4,91 \times 10^{-1}$	$1,09 \times 10^{-1}$
^{226}Ra	$4,12 \times 10^{-1}$	$4,08 \times 10^{-1}$	$4,08 \times 10^{-1}$	$3,31 \times 10^{-1}$	$3,75 \times 10^{-1}$	$1,49 \times 10^0$	$5,92 \times 10^0$	$3,81 \times 10^{-1}$	$4,10 \times 10^{-1}$	$4,11 \times 10^{-1}$	$4,08 \times 10^{-1}$	$2,72 \times 10^0$	$1,14 \times 10^{-1}$
^{230}Th	$7,49 \times 10^{-4}$	$1,74 \times 10^{-2}$	$9,60 \times 10^{-3}$	$7,40 \times 10^{-4}$	$9,59 \times 10^{-3}$	$3,02 \times 10^{-1}$	$7,17 \times 10^{-1}$	$2,58 \times 10^{-4}$	$2,69 \times 10^{-4}$	$1,73 \times 10^{-2}$	$4,12 \times 10^{-3}$	$1,15 \times 10^{-1}$	$2,39 \times 10^{-3}$
^{232}Th	$5,45 \times 10^{-4}$	$1,27 \times 10^{-2}$	$7,01 \times 10^{-3}$	$5,39 \times 10^{-4}$	$7,00 \times 10^{-3}$	$2,21 \times 10^{-1}$	$5,26 \times 10^{-1}$	$1,88 \times 10^{-4}$	$1,94 \times 10^{-4}$	$1,27 \times 10^{-2}$	$3,00 \times 10^{-3}$	$8,42 \times 10^{-2}$	$1,75 \times 10^{-3}$
^{234}Th	$7,83 \times 10^{-4}$	$1,03 \times 10^{-3}$	$8,68 \times 10^{-4}$	$3,36 \times 10^{-4}$	$4,39 \times 10^{-4}$	$4,81 \times 10^{-3}$	$7,04 \times 10^{-3}$	$1,59 \times 10^{-4}$	$7,75 \times 10^{-4}$	$5,66 \times 10^{-4}$	$7,71 \times 10^{-4}$	$2,01 \times 10^{-3}$	$3,05 \times 10^{-4}$
^{234}U	$1,07 \times 10^{-2}$	$6,61 \times 10^{-2}$	$2,04 \times 10^{-2}$	$2,47 \times 10^{-3}$	$2,04 \times 10^{-2}$	$2,51 \times 10^{-1}$	$1,75 \times 10^0$	$1,07 \times 10^{-2}$	$1,07 \times 10^{-2}$	$6,61 \times 10^{-2}$	$1,02 \times 10^{-2}$	$1,20 \times 10^{-1}$	$1,29 \times 10^{-2}$
^{238}U	$9,20 \times 10^{-3}$	$5,66 \times 10^{-2}$	$1,74 \times 10^{-2}$	$2,12 \times 10^{-3}$	$1,74 \times 10^{-2}$	$2,15 \times 10^{-1}$	$1,54 \times 10^0$	$9,19 \times 10^{-3}$	$9,20 \times 10^{-3}$	$5,66 \times 10^{-2}$	$8,72 \times 10^{-3}$	$1,02 \times 10^{-1}$	$1,11 \times 10^{-2}$

Ukupna jačina doze zračenja ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)



Slika 21. Ukupne jačine doze zračenja ($\mu\text{Gy h}^{-1}$) usled zemljišnog izlaganja zračenju za referentne organizme na istraživanom prostoru

Izračunati koeficijenti rizika (RQ) dobijeni korišćenjem najbolje procenjene vrednosti koncentracija aktivnosti i parametara *Tool*-a predstavljani su u tabeli 21. Da bi se dobile konzervativnije vrednosti RQ na nivou 95-og ili 99-og percentila najbolje procenjene vrednosti koeficijenta rizika potrebno je pomnožiti sa faktorom nesigurnosti čija je vrednost 3 ili 5. Preporučena skrining doza ERICA Tool-a iznosi $10 \mu\text{Gy h}^{-1}$ [103, 178]. Na istraživanom prostoru višu vrednost od skrining doze ima grupa lišajevi i briofite, za koje je procenjena ukupna doza zračenja $14,4 \mu\text{Gy h}^{-1}$. Na istraživanom prostoru ne postoji radijacioni rizik na biotu na osnovu preporuka DOE/IAEA i ICRP, za koje je skrining doza za zemljišne životinje i biljke iznosi $40\text{-}400 \mu\text{Gy h}^{-1}$ i $400\text{-}4000 \mu\text{Gy h}^{-1}$, redom [46, 179].

Tabela 21. Koeficijenti rizika za referente organizme na istraživanom prostoru

Referentni organizam	Koeficijent rizika
Vodozemci	$6,25 \times 10^{-2}$
Gliste	$6,14 \times 10^{-2}$
Saprofitni beskičmenjaci	$5,15 \times 10^{-2}$
Ptice	$3,75 \times 10^{-2}$
Leteći insekti	$6,14 \times 10^{-2}$
Trave i bilje	$2,93 \times 10^{-1}$
Lišajevi i briofite	$1,44 \times 10^0$
Sisari - veliki	$6,56 \times 10^{-2}$
Sisari - mali	$6,50 \times 10^{-2}$
Puževi	$5,92 \times 10^{-2}$
Gmizavci	$6,62 \times 10^{-2}$
Žbunovi	$3,68 \times 10^{-1}$
Drvo	$2,66 \times 10^{-2}$

Vandenhove i sra. su procenili da je ukupna doza zračenja za lišajeve i briofite $150 \mu\text{Gy h}^{-1}$ u okolini postrojenja za proizvodnju fosfatnih đubriva, Belgija [180]. Ova vrednost je 10 puta viša od vrednosti dobijene na istraživaonom prostoru TENT. U bazi podataka FREDERICA ne postoji podatak o efektima radijacije na lišajeve i briofite pri nižim dozama zračenja [49], već samo podatak da do morbiditeta dolazi pri hroničnom izlaganju visokim dozama od $20,5 \times 10^3 \mu\text{Gy h}^{-1}$ [181]. Koristeći *ERICA Tool* Černe i sar. izvršili su procenu jačine doze zračenja na biotu poreklom od ^{238}U , ^{226}Ra i ^{230}Th u okolini zatvorenog rudnika urana Žirovski vrh u Sloveniji [182]. Procenjena doza zračenja za referentne biljke i životinje iznosila je od $4,85 \times 10^{-1}$ do $3,3 \times 10^1 \mu\text{Gy h}^{-1}$. Najviša doza zračenja određena je za lišajevi i briofite, što se podudara sa rezultatom dobijenim na istraživanom prostoru oko TENT. Na prostoru rudnika urana u oblasti Kadji Sai, Kirgistan, najviša ukupna doza zračenja procenjena za briofite i lišajeve iznosi $1,64 \times 10^2 \mu\text{Gy h}^{-1}$, a najveći doprinos ukupnoj dozi zračenja doprinosi ^{226}Ra [183]. Ukupna doza zračenja procenjena za gliste bila je u opsegu $0,05\text{-}2,6 \mu\text{Gy h}^{-1}$, na prostoru sa prirodno visokim koncentracijama ^{232}Th u Norveškoj. Dobijena doza zračenja procenjena je na osnovu eksperimentalno dobijenih koncentracija aktivnosti ^{232}Th i ^{238}U za referentni organizam i medijum primenom *ERICA Tool*-a. Najveći doprinos ukupnoj dozi zračenja potiče od unutrašnjeg izlaganja ^{232}Th (81-

96%) [184]. U okolini nuklearne elektrane Selefild, Velika Britanija, korišćenjem *ERICA Tool*-a procenjene su jačine doze zračenja na biotu poreklom od antopogenih radionuklida ^{90}Sr , ^{99}Tc , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ i ^{241}Am . Najviša ukupna doza zračenja procenjena je za gmizavce ($7 \times 10^{-1} \mu\text{Gy h}^{-1}$), a najveći doprinos ukupnoj dozi zračenja potiče od unutrašnjeg izlaganja ^{90}Sr [185]. Oskolkov i sar. izračunavali su jačine doze zračenja za male ptice i sisare, amfibije i gmizavce korišćenjem *ERICA Tool*-a u okolini rashladnog jezera nuklearne elektrane u Černobilju [186]. Prilikom procene doza zračenja za terestrijalne organizme poreklom od ^{90}Sr i ^{137}Cs , autori su dobili podudaranje procenjenih doza zračenja korišćenjem *Tool*-a sa eksperimentalno dobijenim rezultatima. Jačine doze zračenja procenjene *Tool*-om za izotope plutonijuma bile su mnogo veće od eksperimentalno izmerenih doza, za male sisare bile su 2-5 puta više, a za male ptice čak 10-14 puta više vrednosti procenjene jačine doze zračenja [186]. Na osnovu koncentracija aktivnosti radionuklida u zemljištu izmerenih nepunih mesec dana nakon nuklearnog akcidenta u Fukušimi, na prostoru 25-45 km severozapadno od Fukušime, korišćenjem *ERICA Tool*-a procenjene jačine doze zračenja za referentne organizme iznosile su 2-6 mGy d^{-1} [187] što je 10-100 puta vića vrednost od one koja se smatra bezbednom za terestrijalne ekosisteme [46].

4.6.2.2 Radijacioni rizik na biotu procenjen primenom modela RESRAD BIOTA

Za procenu doza zračenja na biotu istraživanog prostora korišćen je nivo 3 softvera *RESRAD BIOTA*. Za procenu su korišćene referentni organizmi (životinje i biljke) koje se po defaultu nalaze u programu (tabela 6). Prilikom izračunavanja doza zračenja za biotu korišćene su koncentracije aktivnosti radionuklida u zemljištu određene na istraživanom prostoru koje se smatraju najprikladnijim vrednostima za proračun. Koncentracije aktivnosti zemljišta koje su korišćene prilikom procene predstavljene su u tabeli 19. Bioakumulacioni faktori korišćeni prilikom izračunavanja koncentracija aktivnosti za

referentne organizme dati su u prilogu A. Izračunate koncentracije aktivnosti za referentne životinje i biljke predstavljene su u tabeli 22.

Tabela 22. Koncentracije aktivnosti radionuklida (Bq kg^{-1}) za zemljište, referentne životinje i biljke korišćene u proceni doza zračenja za biotu istraživanog prostora

Radionuklid	Zemljište	Životinje	Biljke
^{137}Cs	100	$1,10 \times 10^{-4}$	$9,50 \times 10^{-2}$
^{210}Pb	48	$4,33 \times 10^{-1}$	$4,80 \times 10^{-1}$
^{210}Po	48	$2,03 \times 10^{-1}$	$4,80 \times 10^{-2}$
^{226}Ra	60	$3,60 \times 10^0$	$6,54 \times 10^0$
^{230}Th	70	$1,15 \times 10^{-1}$	$6,12 \times 10^{-2}$
^{232}Th	60	$1,15 \times 10^{-1}$	$6,12 \times 10^{-2}$
^{234}Th	70	$1,15 \times 10^{-1}$	$6,12 \times 10^{-2}$
^{234}U	70	$2,87 \times 10^{-1}$	$2,65 \times 10^{-1}$
^{238}U	70	$2,87 \times 10^{-1}$	$2,65 \times 10^{-1}$

U nivou 3 modela *RESRAD BIOTA* postoji mogućnost kreiranja novog organizma, od strane korisnika. Unutar programa postoji osam različitih geometrija za novokreirane organizme, koje su svrstane na skali od 1 do 8. Na osnovu geometrije organizma izračunavaju se faktori konverzije jačine doze zračenja. Za geometriju 1 (najmanja geometrija) masa modelovanog organizma iznosi 0,00001 kg, a dimenzije (dužna -x, visina -y, širina -z) su 0,2×0,2×0,2 cm, dimenzija 8 (najveća geometrija) masa iznosi 1000 kg, a dimenzije su 220×100×100 cm. Prilikom modelovanja organizma potrebno je definisati faktor prostora (*area factor AF*) koji predstavlja udeo vremena koji organizam provede na istraživanom prostoru i geometrijski faktor (*geometry factor GF*) koji opisuje geometrijsku vezu između organizma i radioaktivnog izvora. Kod zemljišnih ekosistema referentni organizam može se nalaziti u zemljištu, na zemljištu i u vazduhu. Suma udela vremena provedenog u nekom od ova tri prostora ne sme biti veća od jedinice. Primera radi, prilikom modelovanja divlje patke *Anas platyrhynchos* vrednost *AF* iznosi 0,55, od čega 0,3 je udeo vremena koje provede na zemlji, a 0,25 je udeo vremena koji provede u vazduhu. Ukoliko se radioaktivni izvor, radionuklidi, nalazi u zemljištu, što je ovde slučaj,

GF čija je vrednost 0,5 odgovara 2π geometriji (organizam se nalazi na površini zemljišta), dok za GF čija je vrednost 1 opisuje 4π geometriju (organizam se nalazi u zemljištu). Za modelovanje organizama odabrano je 10 vrsta koje su zastupljene na istraživanom prostoru. Na osnovu veličine i mase ovih organizama, odabrano je šest različitih geometrija (tabela 23). U tabeli 23 nalaze se parametri za kreirane zemljišne organizme za koje je vršena procena jačine doze zračenja na istraživanom prostoru korišćenjem *RESRAD BIOTE*. Faktor konverzije jačine doze zračenja (DCF) je množilac koji povezuje koncentraciju aktivnosti u zemljištu i koncentraciju aktivnosti celog modelovanog organizma u dozu zračenja usled unutrašnjeg i spoljašnjeg izlaganja. DCF postoji za za svaku kombinaciju para radionuklid-geometrija i za većinu organizama definisan je na osnovu geometrije elipsoida. Za modelovane organizme, DCF usled unutrašnjeg (int) i spoljašnjeg (ext) izlaganja dobijeni koristeći *RESRAD BIOTA*-u predstavljeni su u tabeli .

Tabela 23. Izabrani organizmi i parametri na osnovu kojih je izvršeno izračunavanje doza zračenja na istraživanom prostoru korišćenjem modela *RESRAD BIOTA*

Organizam		RESRAD BIOTA							
Narodni naziv	Latinski naziv	Geometrija					Masa (kg)	AF	GF
		broj	Dimenzije (cm)						
			x	y	z				
Kišna glista	<i>Lumbricus terrestris</i>	2	2,5	1,2	0,62	0,003	1	0,5	
Žaba	<i>Rana lessonae</i>	3	10	2	2	0,01	0,5	1	
Veverica	<i>Sciurus vulgaris</i>	4	45	8,7	4,9	0,3	1	0,5	
Divlja patka	<i>Anas platyrhynchos</i>	4	45	8,7	4,9	2,5	0,55	0,5	
Zec	<i>Lepus europaeus</i>	5	50	26	13	7	1	0,5	
Lisica	<i>Vulpes vulpes</i>	5	50	26	13	7	1	0,5	
Srna	<i>Capreolus capreolus</i>	6	100	42	33	20	1	0,5	
Divlja svinja	<i>Sus scrofa</i>	6	100	42	33	100	1	0,75	
Hrast lužnjak	<i>Quercus robur</i>	7	270	66	48	500	1	0,5	
Lipa	<i>Tilia spp.</i>	7	270	66	48	500	1	0,5	

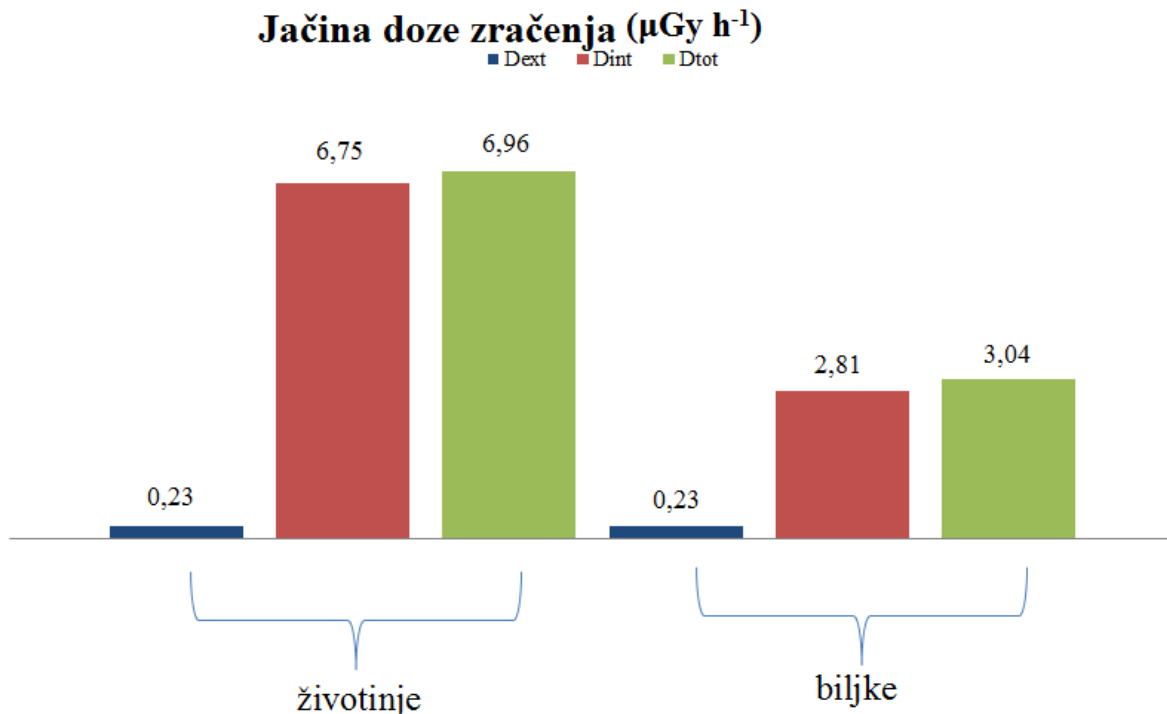
Tabela 24. Faktori konverzije jačine doze zračenja ((Gy y⁻¹)/(Bq kg⁻¹)) za korišćene radionuklide i kreirane organizme korišćenjem modela *RESRAD BIOTA*

Nuklid	Kišna glista		Žaba		Veverica Divlja patka		Zec Lisisca		Srna Divlja svinja		Hrast lužnjak Lipa	
	<i>DCF_{ext}</i>	<i>DCF_{int}</i>	<i>DCF_{ext}</i>	<i>DCF_{int}</i>	<i>DCF_{ext}</i>	<i>DCF_{int}</i>	<i>DCF_{ext}</i>	<i>DCF_{int}</i>	<i>DCF_{ext}</i>	<i>DCF_{int}</i>	<i>DCF_{ext}</i>	<i>DCF_{int}</i>
¹³⁷ Cs	2,91×10 ⁻⁶	1,18×10 ⁻⁶	2,79×10 ⁻⁶	1,3×10 ⁻⁶	2,56×10 ⁻⁶	1,53×10 ⁻⁶	2,14×10 ⁻⁶	1,95×10 ⁻⁶	1,57×10 ⁻⁶	2,52×10 ⁻⁶	1,17×10 ⁻⁶	2,92×10 ⁻⁶
²¹⁰ Pb	2,13×10 ⁻⁷	5,47×10 ⁻⁴	8,8×10 ⁻⁸	5,47×10 ⁻⁴	3,42×10 ⁻⁸	5,47×10 ⁻⁴	1,46×10 ⁻⁸	5,47×10 ⁻⁴	7,33×10 ⁻⁹	5,47×10 ⁻⁴	4,98×10 ⁻⁹	5,47×10 ⁻⁴
²¹⁰ Po	4,23×10 ⁻¹¹	5,45×10 ⁻⁴	4,14×10 ⁻¹¹	5,45×10 ⁻⁴	3,84×10 ⁻¹¹	5,45×10 ⁻⁴	3,24×10 ⁻¹¹	5,45×10 ⁻⁴	2,41×10 ⁻¹¹	5,45×10 ⁻⁴	1,82×10 ⁻¹¹	5,45×10 ⁻⁴
²²⁶ Ra	9,25×10 ⁻⁶	3,01×10 ⁻³	8,82×10 ⁻⁶	3,01×10 ⁻³	7,99×10 ⁻⁶	3,01×10 ⁻³	6,76×10 ⁻⁶	3,01×10 ⁻³	5,12×10 ⁻⁶	3,01×10 ⁻³	3,93×10 ⁻⁶	3,01×10 ⁻³
²³⁰ Th	4,66×10 ⁻⁹	4,78×10 ⁻⁴	3,14×10 ⁻⁹	4,78×10 ⁻⁴	2,05×10 ⁻⁹	4,78×10 ⁻⁴	1,38×10 ⁻⁹	4,78×10 ⁻⁴	8,48×10 ⁻¹⁰	4,78×10 ⁻⁴	5,82×10 ⁻¹⁰	4,78×10 ⁻⁴
²³² Th	3,55×10 ⁻⁹	3,69×10 ⁻³	2,24×10 ⁻⁹	3,7×10 ⁻³	1,30×10 ⁻⁹	3,70×10 ⁻³	8,12×10 ⁻¹⁰	3,70×10 ⁻³	4,78×10 ⁻¹⁰	3,70×10 ⁻³	3,24×10 ⁻¹⁰	3,70×10 ⁻³
²³⁴ Th	1,22×10 ⁻⁶	3,34×10 ⁻⁶	5,65×10 ⁻⁷	4,0×10 ⁻⁶	2,57×10 ⁻⁷	4,31×10 ⁻⁶	1,49×10 ⁻⁷	4,41×10 ⁻⁶	9,39×10 ⁻⁸	4,70×10 ⁻⁶	6,77×10 ⁻⁸	4,31×10 ⁻⁶
²³⁴ U	4,45×10 ⁻⁹	4,88×10 ⁻⁴	2,59×10 ⁻⁹	4,88×10 ⁻⁴	1,20×10 ⁻⁹	4,88×10 ⁻⁴	6,23×10 ⁻⁹	4,48×10 ⁻⁴	3,43×10 ⁻¹⁰	4,88×10 ⁻⁴	2,30×10 ⁻¹⁰	4,88×10 ⁻⁴
²³⁸ U	1,22×10 ⁻⁶	4,33×10 ⁻⁴	5,66×10 ⁻⁷	4,34×10 ⁻⁴	2,58×10 ⁻⁷	4,34×10 ⁻⁴	1,49×10 ⁻⁷	4,34×10 ⁻⁴	9,41×10 ⁻⁸	4,34×10 ⁻⁴	6,78×10 ⁻⁸	4,34×10 ⁻⁴

Jačina doze zračenja usled spoljašnjeg i unutrašnjeg izlaganja izračunate na osnovu koncentracija aktivnosti radionuklida u zemljištu na istraživanom prostoru i ukupna doza zračenja za pojedinačne radionuklide na osnovu kojih je vršena procena doze za referentne životinje i biljke korišćenjem modela *RESRAD BIOTA* predstavljene su u tabeli 25. Najveći doprinos ukupnoj dozi zračenja daju ^{137}Cs i ^{226}Ra . Ukupna doza zračenja usled zemljišnog izlaganja radionuklidima za referentne životinje iznosi $6,96 \mu\text{Gy h}^{-1}$, a za referentne biljke iznosi $3,06 \mu\text{Gy h}^{-1}$ (slika 22).

Tabela 25. Jačina doze zračenja ($\mu\text{Gy h}^{-1}$) usled spoljašnjeg i unutrašnjeg izlaganja i ukupna doza zračenja izlaganja zračenju ^{137}Cs , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{230}Th , ^{234}Th , ^{232}Th , ^{234}U i ^{238}U iz zemljišta za referentne životinje i biljke na istraživanom prostoru

Nuklid	D_{ext}		D_{int}		D_{tot}	
	Životinje	Biljke	Životinje	Biljke	Životinje	Biljke
^{137}Cs	$4,58 \times 10^{-02}$	$4,58 \times 10^{-02}$	$5,38 \times 10^{+00}$	$4,63 \times 10^{-01}$	$5,42 \times 10^{+00}$	$5,08 \times 10^{-01}$
^{210}Pb	$1,18 \times 10^{-02}$	$1,18 \times 10^{-02}$	$2,71 \times 10^{-02}$	$3,00 \times 10^{-02}$	$3,89 \times 10^{-02}$	$4,17 \times 10^{-02}$
^{210}Po	$2,35 \times 10^{-07}$	$2,35 \times 10^{-07}$	$1,25 \times 10^{-02}$	$2,96 \times 10^{-03}$	$1,25 \times 10^{-02}$	$2,96 \times 10^{-03}$
^{226}Ra	$9,58 \times 10^{-02}$	$9,58 \times 10^{-02}$	$1,24 \times 10^{+00}$	$2,25 \times 10^{+00}$	$1,33 \times 10^{+00}$	$2,35 \times 10^{+00}$
^{230}Th	$5,75 \times 10^{-04}$	$5,75 \times 10^{-04}$	$7,33 \times 10^{-03}$	$3,92 \times 10^{-03}$	$7,92 \times 10^{-03}$	$4,50 \times 10^{-03}$
^{232}Th	$4,17 \times 10^{-04}$	$4,17 \times 10^{-04}$	$4,42 \times 10^{-02}$	$2,81 \times 10^{-02}$	$4,46 \times 10^{-02}$	$2,85 \times 10^{-02}$
^{234}Th	$3,65 \times 10^{-02}$	$3,65 \times 10^{-02}$	$0,00 \times 10^{+00}$	$0,00 \times 10^{+00}$	$3,65 \times 10^{-02}$	$3,65 \times 10^{-02}$
^{234}U	$5,21 \times 10^{-04}$	$5,21 \times 10^{-04}$	$1,48 \times 10^{-02}$	$1,48 \times 10^{-02}$	$1,53 \times 10^{-02}$	$1,53 \times 10^{-02}$
^{238}U	$3,68 \times 10^{-02}$	$3,68 \times 10^{-02}$	$1,32 \times 10^{-02}$	$1,33 \times 10^{-02}$	$5,00 \times 10^{-02}$	$5,00 \times 10^{-02}$



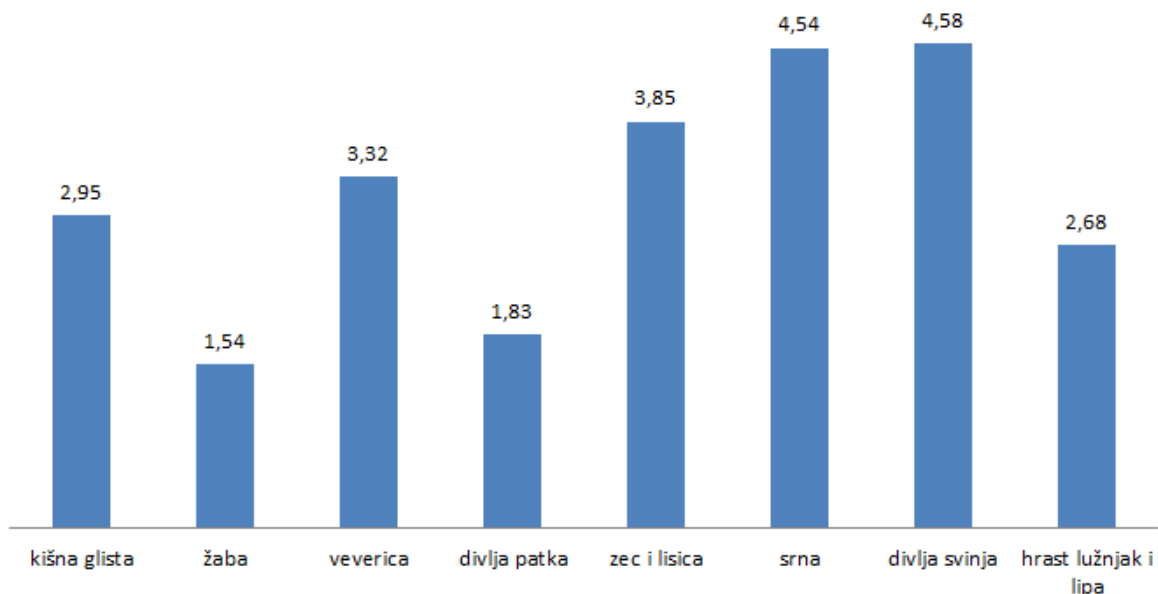
Slika 22. Ukupne doze zračenja ($\mu\text{Gy h}^{-1}$) usled zemljišnog izlaganja zračenju za referentne organizme na istraživanom prostoru

Na osnovu koncentracija aktivnosti radionuklida u zemljištu na istraživanom prostoru izračunate jačine doze zračenja usled spoljašnjeg i unutrašnjeg izlaganja i ukupna doza zračenja za pojedinačne radionuklide na osnovu kojih je vršena procena doze za modelovane organizme korišćenjem *RESRAD BIOTA*-e predstavljene su u tabeli 26. Najveći udeo ukupnoj dozi zračenja za modelovane organizme poreklom je od ^{137}Cs i ^{210}Pb . Na slici 23 predstavljena je ukupna doza zračenja usled zemljišnog izlaganja radionuklidima za modelovane organizme na istraživanom prostoru. Najviša doza zračenja procenjena je za velike sisare (srna i divlja svinja) i iznosi $4,5 \mu\text{Gy h}^{-1}$, dok je najmanja doza procenjena za amfibijske (žaba) $1,5 \mu\text{Gy h}^{-1}$.

Tabela 26. Jačine doze zračenja ($\mu\text{Gy h}^{-1}$) usled spoljašnjeg i unutrašnjeg izlaganja i ukupna doza zračenja izlaganja zračenju ^{137}Cs , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{230}Th , ^{234}Th , ^{232}Th , ^{234}U i ^{238}U iz zemljišta za modelovane organizme na istraživanom prostoru

Nuklid	D_{ext}							
	Kišna glista	Žaba	Veverica	Divlja patka	Zec Lisica	Srna	Divlja svinja	Hrast lužnjak Lipa
^{137}Cs	$3,32 \times 10^{-02}$	$1,60 \times 10^{-02}$	$1,46 \times 10^{-02}$	$8,04 \times 10^{-03}$	$1,22 \times 10^{-02}$	$8,96 \times 10^{-03}$	$1,34 \times 10^{-02}$	$6,71 \times 10^{-03}$
^{210}Pb	$6,54 \times 10^{-02}$	$3,02 \times 10^{-02}$	$2,74 \times 10^{-02}$	$1,50 \times 10^{-02}$	$2,32 \times 10^{-02}$	$1,75 \times 10^{-02}$	$2,63 \times 10^{-02}$	$1,35 \times 10^{-02}$
^{210}Po	$2,43 \times 10^{-05}$	$7,67 \times 10^{-06}$	$4,46 \times 10^{-06}$	$2,45 \times 10^{-06}$	$2,78 \times 10^{-06}$	$1,64 \times 10^{-06}$	$2,45 \times 10^{-06}$	$1,11 \times 10^{-06}$
^{226}Ra	$3,55 \times 10^{-05}$	$1,04 \times 10^{-05}$	$4,79 \times 10^{-06}$	$2,63 \times 10^{-06}$	$2,49 \times 10^{-06}$	$1,37 \times 10^{-06}$	$2,06 \times 10^{-06}$	$9,21 \times 10^{-07}$
^{230}Th	$9,75 \times 10^{-03}$	$2,26 \times 10^{-03}$	$1,03 \times 10^{-03}$	$5,67 \times 10^{-04}$	$5,96 \times 10^{-04}$	$3,76 \times 10^{-04}$	$5,63 \times 10^{-04}$	$2,71 \times 10^{-04}$
^{232}Th	$1,17 \times 10^{-03}$	$2,41 \times 10^{-04}$	$9,38 \times 10^{-05}$	$5,17 \times 10^{-05}$	$4,01 \times 10^{-05}$	$2,01 \times 10^{-05}$	$3,01 \times 10^{-05}$	$1,37 \times 10^{-05}$
^{234}Th	$2,32 \times 10^{-07}$	$1,13 \times 10^{-07}$	$1,05 \times 10^{-07}$	$5,79 \times 10^{-08}$	$8,88 \times 10^{-08}$	$6,58 \times 10^{-08}$	$9,92 \times 10^{-08}$	$5,00 \times 10^{-08}$
^{234}U	$3,69 \times 10^{-05}$	$1,26 \times 10^{-05}$	$8,17 \times 10^{-06}$	$4,50 \times 10^{-06}$	$5,54 \times 10^{-06}$	$3,39 \times 10^{-06}$	$5,08 \times 10^{-06}$	$2,33 \times 10^{-06}$
^{238}U	$9,75 \times 10^{-03}$	$2,26 \times 10^{-03}$	$1,03 \times 10^{-03}$	$5,67 \times 10^{-04}$	$5,96 \times 10^{-04}$	$3,75 \times 10^{-04}$	$5,63 \times 10^{-04}$	$2,70 \times 10^{-04}$
	D_{int}							
^{137}Cs	$1,48 \times 10^{+00}$	$8,17 \times 10^{-01}$	$1,93 \times 10^{+00}$	$1,06 \times 10^{+00}$	$2,45 \times 10^{+00}$	$3,17 \times 10^{+00}$	$3,17 \times 10^{+00}$	$3,16 \times 10^{-01}$
^{210}Pb	$1,24 \times 10^{+00}$	$6,17 \times 10^{-01}$	$1,24 \times 10^{+00}$	$6,79 \times 10^{-01}$	$1,24 \times 10^{+00}$	$1,24 \times 10^{+00}$	$1,24 \times 10^{+00}$	$2,25 \times 10^{+00}$
^{210}Po	$4,05 \times 10^{-02}$	$2,03 \times 10^{-02}$	$4,05 \times 10^{-02}$	$2,23 \times 10^{-02}$	$4,05 \times 10^{-02}$	$4,05 \times 10^{-02}$	$4,05 \times 10^{-02}$	$2,59 \times 10^{-02}$
^{226}Ra	$1,48 \times 10^{-02}$	$7,42 \times 10^{-03}$	$1,48 \times 10^{-02}$	$8,17 \times 10^{-03}$	$1,48 \times 10^{-02}$	$1,48 \times 10^{-02}$	$1,48 \times 10^{-02}$	$1,48 \times 10^{-02}$
^{230}Th	$1,29 \times 10^{-02}$	$6,46 \times 10^{-03}$	$1,29 \times 10^{-02}$	$7,13 \times 10^{-03}$	$1,29 \times 10^{-02}$	$1,30 \times 10^{-02}$	$1,30 \times 10^{-02}$	$1,31 \times 10^{-02}$
^{232}Th	$2,70 \times 10^{-02}$	$1,35 \times 10^{-02}$	$2,70 \times 10^{-02}$	$1,49 \times 10^{-02}$	$2,70 \times 10^{-02}$	$2,70 \times 10^{-02}$	$2,70 \times 10^{-02}$	$3,00 \times 10^{-02}$
^{234}Th	$1,26 \times 10^{-02}$	$6,29 \times 10^{-03}$	$1,26 \times 10^{-02}$	$6,92 \times 10^{-03}$	$1,26 \times 10^{-02}$	$1,26 \times 10^{-02}$	$1,26 \times 10^{-02}$	$2,99 \times 10^{-03}$
^{234}U	$7,29 \times 10^{-03}$	$3,65 \times 10^{-03}$	$7,29 \times 10^{-03}$	$4,01 \times 10^{-03}$	$7,29 \times 10^{-03}$	$7,29 \times 10^{-03}$	$7,29 \times 10^{-03}$	$3,91 \times 10^{-03}$
^{238}U	$3,00 \times 10^{-06}$	$1,79 \times 10^{-06}$	$3,86 \times 10^{-06}$	$2,13 \times 10^{-06}$	$3,96 \times 10^{-06}$	$4,01 \times 10^{-06}$	$4,01 \times 10^{-06}$	$3,67 \times 10^{-05}$
	D_{tot}							
^{137}Cs	$1,52 \times 10^{+00}$	$8,29 \times 10^{-01}$	$1,94 \times 10^{+00}$	$1,07 \times 10^{+00}$	$2,48 \times 10^{+00}$	$3,18 \times 10^{+00}$	$3,18 \times 10^{+00}$	$3,23 \times 10^{-01}$
^{210}Pb	$1,30 \times 10^{+00}$	$6,50 \times 10^{-01}$	$1,27 \times 10^{+00}$	$6,96 \times 10^{-01}$	$1,26 \times 10^{+00}$	$1,25 \times 10^{+00}$	$1,27 \times 10^{+00}$	$2,26 \times 10^{+00}$
^{210}Po	$4,05 \times 10^{-02}$	$2,03 \times 10^{-02}$	$4,05 \times 10^{-02}$	$2,23 \times 10^{-02}$	$4,05 \times 10^{-02}$	$4,05 \times 10^{-02}$	$4,05 \times 10^{-02}$	$2,59 \times 10^{-02}$
^{226}Ra	$1,49 \times 10^{-02}$	$7,42 \times 10^{-03}$	$1,48 \times 10^{-02}$	$8,17 \times 10^{-03}$	$1,48 \times 10^{-02}$	$1,48 \times 10^{-02}$	$1,48 \times 10^{-02}$	$1,48 \times 10^{-02}$
^{230}Th	$2,27 \times 10^{-02}$	$8,71 \times 10^{-03}$	$1,40 \times 10^{-02}$	$7,67 \times 10^{-03}$	$1,35 \times 10^{-02}$	$1,33 \times 10^{-02}$	$1,35 \times 10^{-02}$	$1,34 \times 10^{-02}$
^{232}Th	$2,82 \times 10^{-02}$	$1,38 \times 10^{-02}$	$2,71 \times 10^{-02}$	$1,49 \times 10^{-02}$	$2,71 \times 10^{-02}$	$2,70 \times 10^{-02}$	$2,71 \times 10^{-02}$	$3,00 \times 10^{-02}$
^{234}Th	$1,26 \times 10^{-02}$	$6,29 \times 10^{-03}$	$1,26 \times 10^{-02}$	$6,92 \times 10^{-03}$	$1,26 \times 10^{-02}$	$1,26 \times 10^{-02}$	$1,26 \times 10^{-02}$	$2,99 \times 10^{-03}$
^{234}U	$7,33 \times 10^{-03}$	$3,66 \times 10^{-03}$	$7,29 \times 10^{-03}$	$4,02 \times 10^{-03}$	$7,29 \times 10^{-03}$	$7,29 \times 10^{-03}$	$7,29 \times 10^{-03}$	$3,91 \times 10^{-03}$
^{238}U	$9,75 \times 10^{-03}$	$2,26 \times 10^{-03}$	$1,03 \times 10^{-03}$	$5,67 \times 10^{-04}$	$6,00 \times 10^{-04}$	$3,79 \times 10^{-04}$	$5,67 \times 10^{-04}$	$3,07 \times 10^{-04}$

Ukupna jačina doze zračenja ($\mu\text{Gy h}^{-1}$)



Slika 23. Ukupne jačine doze zračenja ($\mu\text{Gy h}^{-1}$) usled zemljišnog izlaganja zračenju za modelovane organizme na istraživanom prostoru

Poređenjem dobijenih vrednosti ukupne jačine doze zračenja referentnih organizama i modelovanih na istraživanom prostoru uočava se da su niže vrednosti dobijene za modelovane biljke i životinje. Ovakav rezultat pokazuje da su jačine doze zračenja za modelovane organizme manje konzervativne, s obzirom da su korišćeni parametri navedeni u tabeli 23 koji omogućavaju realniju procenu.

Za razliku od *ERICA Tool*-a, za koji se u literaturi mogu naći rezultati njegove primene, za *RESRAD BIOTA*-u ne postoji veliki broj publikovanih radova. S obzirom da je ovaj program nastao za potrebe Odeljenja za energiju, SAD, svoju primenu našao je za procenu doza zračenja za biotu prilikom dekomisije postrojenja koja su u svom radu koristila radioaktivni materijal, uglavnom na teritoriji SAD-a.

4.6.2.3 Razlike u procenjenim dozama zračenja za biotu korišćenjem softverskih modela

Primenom softverskih modela *ERICA Tool* i *RESRAD BIOTA* za izračunavanje ukupne jačine doze zračenja na biotu istraživanog prostora, dobijeni rezultati ukazuju da najveći doprinos ukupnoj dozi zračenja, u oba primenjena modela, daju ^{137}Cs , ^{226}Ra i ^{210}Po . Na istraživanom prostoru najviša doza zračenja primenom modela *ERICA Tool* iznosi $14,35 \mu\text{Gy h}^{-1}$ za referentni organizam lišajevi i briofite, a primenom modela *RESRAD BIOTA* iznosi $4,5 \mu\text{Gy h}^{-1}$ za modelovane velike sisare (srna i divlja svinja), $6,96 \mu\text{Gy h}^{-1}$ za referentne životinje i $3,04 \mu\text{Gy h}^{-1}$ za referentne biljke.

Do razlika u procenjenim dozama zračenja dolazi usled razlike u vrednostima korišćenih parametara prenosa, na osnovu kojih su izračunate koncentracije aktivnosti za biotu (prilog A) [57, 188]. Druga razlika među primenjenim modelima odnosi se na način izračunavanja koeficijenata/faktora konverzije jačine doze zračenja. Tehnika *Monte Carlo* koristi se prilikom simulacije prenosa zračenja u biotu za posmatrani medijum [189, 190]. Dozimetrijski modeli razvijeni su za široki opseg vodenih i zemljišnih organizama i za različita staništa [191, 192], ovakav pristup je sažet i ikorporiran unutar *ERICA Tool*-a [58]. Dozimetrijski modul *ERICA Tool*-a napisan u programskom jeziku *FORTRAN* i sastavlje je u Windows DLL-u, ovaj modul povezan je sa elektronskom bazom podataka koja pokriva skoro sve radionuklide, njih 838, kao i osobine njihovog raspada [193, 194]. U modelu *RESRAD BIOTA* za procenu DCF_{ext} i DCF_{int} koristi se *Monte Carlo* n-čestični prenosni kod (MCNP) [195]. Wood i sar. su rezlike u predviđenim dozama zračenja, u istraživanju sprovedenom u okolini nuklearne elektrane Selefild, VB, za životinje pripisali rezlikama u dozimetrijskim parametrima, dok su razlike u dozama zračenja za biljke pripisali razlikama u dozimetrijskim parametrima (DCC vs. DCF) i parametrima staništa (OF vs. AF) [196]. Pored navedenih parametara koji dovode do razlike u proceni ukupne jačine doze zračenja, varijaciji ukupnoj dozi zračenja primenom različitih modela doprinosi razlika u broju raspada i potomcima radionuklida za koji se vrši procena jačine doze zračenja [197, 198].

5 ZAKLJUČAK

Rezultati dobijeni u okviru ove disertacije dobijeni su na osnovu analize sadržaja radionuklida i teških metala u zemljištu sakupljenih na 95 lokacija na dubini od 0-20 cm, u periodu od 2011. do 2013. godine, u okolini termoelektrane „Nikola Tesla“ u Obrenovcu:

1. Srednje vrednosti koncentracija aktivnosti (Bq kg^{-1}) analiziranih radionuklida određene gmaspektrometrijskom metodom na istraživanom prostoru iznosile su: ^{238}U (51 ± 4), ^{226}Ra (43 ± 4), ^{232}Th (47 ± 2), ^{40}K (560 ± 20) i ^{137}Cs (23 ± 1). Srednje vrednosti koncentracija (mg kg^{-1}) teških metala određene atomskom apsorpcionom spektrometrijom iznosile su: Cd ($0,20\pm 0,02$), Co ($13,4\pm 1,3$), Cr ($32,2\pm 2,0$), Cu ($18,2\pm 1,2$), Fe (29000 ± 1100), Mn (610 ± 50), Ni ($55,9\pm 2,2$), Pb ($24,1\pm 1,9$), V ($67,1\pm 2,6$) i Zn ($79,6\pm 3,3$). Srednje vrednosti fizičko-hemijskih karakteristika zemljišta na istraživanom prostoru određenih standardnim laboratorijskim metodama iznosile su: pesak (10,6 %), glina (29,3%), prah (60,1%), pH (6,85), K ($130,6 \mu\text{S cm}^{-1}$), TOC (1,6%), c_{CO_3} (3,2%), CEC ($49,9 \text{ cmol kg}^{-1}$).
2. Da bi se ispitala depozicija prirodnih radionuklida na istraživanom prostoru izračunat je K parametar, minimalne vrednosti ovog parameta iznosile su za ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th i ^{40}K 0,5; 0,8; 0,7 i 0,6, dok su maksimalne vrednosti iznosile 1,7; 1,3; 2,1 i 1,7, redom. Sa ciljem određivanja stepena kontaminacije radionuklidima kao posledice rada TE izračunati su faktori kontaminacije, srednje vrednosti ovog faktora iznosile su: CF_K -0,9; CF_{Th} -1,4; CF_U -1,7.
3. Sa ciljem određivanja zagađenja zemljišta teškim metalima na istraživanom prostoru izračunati su sledeći parametri čiji su opsezi iznosili: faktor obogaćenja (Cd (0,3-9,1); Co (1,1-4,4); Cr (0,3-1,5); Cu (0,9-5,1); Mn (0,4-3,2); Ni (1,5-15,5); Pb (0,3-3,8); V (0,8-5,8); Zn (0,6-3,5)), geo-akumulacioni indeks (Cd (-2,9 do 2,3), Co(-0,9 do 1,2), Cr (-2,9 do -0,5), Cu (-1,0 do 0,6), Fe (-2,5 do -0,4), Mn (-2,3 do 0,4), Ni (-0,3 do 2,1), Pb (-2,3 do 1,1), V (-1,6 do 0,4), Zn (-1,7 do 1,4)), faktor kontaminacije (Cd (0,2-7,3), Co(0,8-3,4), Cr (0,2-1,0), Cu (0,7-2,2),

Fe (0.3-1.1), Mn (0.3-2.0), Ni (1.2-6.4), Pb (0.3-3.1), V (0.5-2.0), Zn (0.5-4.0)) i indeks zagađenja (0,7-2,1). Dobijeni rezultati ukazuju da postoji kontaminacija zemljišta na pojedinim lokacijama istraživanog prostora.

4. Primenom hijerarhijske metode grupisanja određene su međusobne korelacije radionuklida, teških metala i fizičko-hemijskih karakteristika zemljišta u svojstvu faktora koji mogu uticati na njihovu migraciju. Na nivou pouzdanosti $p \leq 0,01$, značajne korelacije postoje između sledećih parametara: ^{238}U - ^{226}Ra (0,78), ^{238}U - ^{232}Th (0,81), ^{226}Ra - ^{232}Th (0,96), ^{137}Cs - TOC (0,40), ^{40}K -glina (0,40), Fe-V (0,47), Fe-Co (0,36) i V-Co (0,40), Cr-Ni (0,61), Cr-Cu (0,52), Pb-Zn (0,66), Pb-Cd (0,46), Mn-Cd (0,44), Mn-Zn (0,34), K - CEC (0,86), K -pH (0,79), K - cCO_3 (0,47), CEC - cCO_3 (0,74), pesak- cCO_3 (0,41), pesak- CEC (0,34).
5. Dobijeni rezultati pokazuju da je prostorna distribucija najviših vrednosti koncentracija aktivnosti ^{238}U i ^{232}Th u pravcu jugo-zapada u odnosu na TENT. Distribucija ^{40}K pokazuje najviše vrednosti koncentracija aktivnosti na prostoru gde su zastupljeni planosoli, dok je distribucija ^{137}Cs na istraživanom prostoru heterogena. Na osnovu mapa prostorne distribucije uočeno je da koncentracije Co, Fe i V imaju sličnu prostornu varijaciju. Najviše koncentracije Cd, Mn, Ni i Pb određene su u blizini deponija pepela. Najviše koncentracije Co, Cr, Cu i Zn nalaze se na prostoru između dva bloka A i B TENT.
6. Jačina doze gama-zračenja poreklom od ^{238}U , ^{232}Th i ^{40}K izračunata na osnovu koncentracija aktivnosti navedenih radionuklida kretala se u opsegu 41,9-94,9 nGy h⁻¹, sa srednjom vrednošću od 75,3 nGy h⁻¹. Dobijena srednja vrednost ukupne jačine doze u ovom radu nešto je viša u odnosu na svetski prosek (60 nGy h⁻¹). Srednja vrednost godišnje efektivne doze iznosila je 92,4 μSv (51,4-116,4μSv) skoro je za red veličine viša u odnosu na srednju vrednost na svetskom nivou, koja prema UNSCEAR (2010) iznosi 70 μSv za zračenje od prirodnih izvora na otvorenom prostoru. Srednja vrednost faktora rizika pojave kancera iznosi $3,5 \times 10^{-4}$. Srednja vrednost indeksa radijacionog rizika usled terestrijalnog izlaga (H_{ext}) iznosi 0,44 (0,25-0,55).

7. Primenom *ERICA Tool*-a, nivo 2, izvršeno je izračunavanje jačine doza zračenja i procena radijacionog rizika na biotu istraživanog prostora. Za referentne organizme, za koje je vršena procena, najveća doza zračenja usled spoljašnjeg izlaganja potiče od ^{137}Cs , opsezi jačina doza zračenja iznosili su $9,00 \times 10^{-3}$ - $3,10 \times 10^{-2} \mu\text{Gy h}^{-1}$, a za ^{226}Ra , su iznosili $1,08 \times 10^{-2}$ - $5,46 \times 10^{-2} \mu\text{Gy h}^{-1}$. Najviša jačina doza zračenja usled unutrašnjeg izlaganja za referentne organizme potiče od ^{226}Ra kod: glista, saprofitnih beskičmenjaka i letećih insekata ($3,54 \times 10^{-1} \mu\text{Gy h}^{-1}$); ptica ($3,11 \times 10^{-1} \mu\text{Gy h}^{-1}$); trava i bilja ($1,47 \times 10^0 \mu\text{Gy h}^{-1}$); puževa ($3,90 \times 10^{-1} \mu\text{Gy h}^{-1}$) i žbunova ($2,70 \times 10^0 \mu\text{Gy h}^{-1}$). Kod sisara (velikih i malih) najveći doprinos jačini doze zračenja usled unutrašnjeg izlaganja potiče od ^{210}Po ($1,32 \times 10^{-1} \mu\text{Gy h}^{-1}$) i ^{226}Ra ($3,70 \times 10^{-1}$ i $3,59 \times 10^{-1} \mu\text{Gy h}^{-1}$). Briofite i lišajji jačinu doze zračenja usled unutrašnjeg izlaganja najviše dobijaju od ^{210}Po ($3,81 \mu\text{Gy h}^{-1}$), ^{226}Ra ($5,90 \mu\text{Gy h}^{-1}$), ^{234}U ($1,75 \mu\text{Gy h}^{-1}$) i ^{238}U ($1,54 \mu\text{Gy h}^{-1}$). Kod drveća najveća jačina doze zračenja usled unutrašnjeg izlaganja potiče od ^{210}Po ($1,09 \times 10^{-1} \mu\text{Gy h}^{-1}$). Ukupna doza zračenja ($\mu\text{Gy h}^{-1}$) usled terestrijalnog izlaganja za referentne organizme na istraživanom prostoru iznosila je kod: vodozemci ($6,25 \times 10^{-1}$), gliste ($6,14 \times 10^{-1}$), saprofitni beskičmenjaci ($5,15 \times 10^{-1}$), ptice ($3,75 \times 10^{-1}$), leteći insekti ($4,62 \times 10^{-1}$), trave i bilje ($2,93 \times 10^0$), lišajevi i briofite ($1,44 \times 10^1$), sisari – veliki ($6,56 \times 10^{-1}$), sisari – mali ($6,50 \times 10^{-1}$), puževi ($5,92 \times 10^{-1}$), gmizavci ($6,62 \times 10^{-1}$), žbunovi ($3,68 \times 10^0$), drvo ($2,66 \times 10^{-1}$). Preporučena skrining jačina doze *ERICA Tool*-a iznosi $10 \mu\text{Gy h}^{-1}$. Na istraživanom prostoru višu vrednost od skrining jačine doze ima grupa lišajevi i briofite, za koje je procenjena ukupna jačina doza zračenja $14,4 \mu\text{Gy h}^{-1}$.
8. Primenom *RESRAD BIOTA*-e, nivo 3, izvršeno je izračunavanje jačine doza zračenja i procena radijacionog rizika na biotu istraživanog prostora. Prilikom izračunavanja jačine doze zračenja na biotu korišćene su koncentracije aktivnosti radionuklida u zemljištu. U proceni su korišćene referentni organizmi (životinje i biljke) koje se po difoltu nalaze u programu, ali su i modelovani novi organizmi za koje se zna da naseljavaju istraživani prostor. Rezultati su pokazali da je najveći doprinos ukupnoj jačini doze zračenja za difolt organizme

poreklom od ^{137}Cs i ^{226}Ra . Ukupna jačina doze zračenja usled zemljišnog izlaganja radionuklidima za referentne životinje iznosila je $6,96 \mu\text{Gy h}^{-1}$, a za referentne biljke iznosila je $3,06 \mu\text{Gy h}^{-1}$. Najveći doprinos ukupnoj jačini doze zračenja za modelovane organizme poreklom je od ^{137}Cs i ^{210}Pb . Najviša jačina doze zračenja za modelovane organizme procenjena je za velike sisare (srna i divlja svinja) i iznosila je $4,5 \mu\text{Gy h}^{-1}$, dok je najmanja jačina doze procenjena za vodozemce (žaba) $1,5 \mu\text{Gy h}^{-1}$.

9. Na istraživanom prostoru primenom ERICA Tool-a i RESRAD BIOTA-e zaključeno je da ne postoji radijacioni rizik na biotu na osnovu preporuka DOE/IAEA i ICRP-a, za koje je scrining jačina doze zračenja za zemljišne životinje i biljke iznosi $40\text{-}400 \mu\text{Gy h}^{-1}$ i $400\text{-}4000 \mu\text{Gy h}^{-1}$, redom.

Na istraživanom prostoru, na pojedinim lokacijama, određene su povišene koncentracije aktivnosti radionuklida i koncentracije teških metala. Poređenjem dobijenih koncentracija sa sličnim prostorima oko TE-a širom sveta, zaključeno je da su koncentracije dosta slične. Prostornu distribucija analiziranih metala ukazuje da su najviše koncentracije na prostoru pravca dominantnog vetra. Na osnovu svih izmerenih i procenjenih parametara na istraživanom prostoru u okolini TENT ne postoji radijacioni rizik za stanovništvo. U ovom radu po prvi put je izvršena procena radijacionog rizika na biotu jednog prostora na teritoriji Srbije primenom softvera *ERICA Tool* i *RESRAD BIOTA*. Dobijeni rezultati pokazali su da ne postoji radijacioni rizik na biotu na istraživanom prostoru u okolini TENT. Prilikom procene jačine doze zračenja za zemljišne organizme korišćenjem modela *ERICA Tool* ne uzima se u obzir doza zračenja poreklom od inhalacije ^{222}Rn . Uključivanje doprinosa radona ukupnoj dozi zračenja značajno bi doprinelo poboljšanju modela. Rezultati istraživanja dobijeni u ovom radu mogu poslužiti prilikom planiranja izgradnje novih blokova TE, u pogledu procene radijacionog rizika na živi svet i zaštitu životne sredine na prostoru od interesa. S obzirom na skrining nivo procene jačine doze zračenja na biotu primenom softvera, moguće je da teški metali pojačavaju ili izazivaju određeni ekološki efekat. U budućem radu trebalo bi istražiti potencijalne biomarkere kao odgovor biote na uticaj radionuklida i teških metala.

6 LITERATURA

1. UNSCEAR. (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation), Effects of radiation on the environment, Report to the General assembly, Annex 1. New York, USA, 1996.
2. Eisberg, R., Resnick, R. . *Quantum physics of atoms, molecules, solids, nuclei and particles*. 1985. John Wiley and Sons, New York, USA
3. UNSCEAR. (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation), Sources and effects of ionizing radiation. New York, USA, 2000.
4. Gilmore, G.R. *Practical gamma-ray spectrometry*. 2008. John Wiley and Sons, New York, USA
5. UNSCEAR. (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation), Report to the general assembly with Scientific Annexes. Annex B: Exposure of the public and workers from various sources of radiation. New York, USA, 2010.
6. Bikit, I., D. Mrda, N. Todorovic, J. Nikolov, M. Krmar, M. Veskovcic, J. Slivka, J. Hansman, S. Forkapic and N. Jovancevic. *Airborne radioiodine in northern Serbia from Fukushima*. J Environ Radioact, 2012. 114: p. 89-93.
7. UNSCEAR. (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation), Report to the UN on the Effects of Atomic Radiation. New York, USA, 2010.
8. NISA. <http://www.meti.go.jp/press/2011/10/20111020001/20111020001>.
9. Pandit, G.G., S.K. Sahu and V.D. Puranik. *Natural radionuclides from coal fired thermal power plants – estimation of atmospheric release and inhalation risk*. Radioprotection, 2011. 46(6): p. S173-S179.
10. Cudic, V., D. Kisic, D. Stojiljkovic and A. Jovovic. *Ash from thermal power plants as secondary raw material*. Arh Hig Rada Toksikol, 2007. 58(2): p. 233-8.
11. Xinwei, L., Xiaodan, J. and F. Wang *Natural radioactivity of coal and its by-products in the Baoji coal-fired power plant, China*. Curr Sci, 2006. 91: p. 1508-1511.

12. Karangelos, D.J., N.P. Petropoulos, M.J. Anagnostakis, E.P. Hinis and S.E. Simopoulos. *Radiological characteristics and investigation of the radioactive equilibrium in the ashes produced in lignite-fired power plants*. J Environ Radioact, 2004. 77(3): p. 233-46.
13. Sahu, S.K., M. Tiwari, R.C. Bhangare and G.G. Pandit. *Enrichment and particle size dependence of polonium and other naturally occurring radionuclides in coal ash*. J Environ Radioact, 2014. 138: p. 421-6.
14. Bem, H., P. Wiczorkowski and M. Budzanowski. *Evaluation of technologically enhanced natural radiation near the coal-fired power plants in the Lodz region of Poland*. J Environ Radioact, 2002. 61(2): p. 191-201.
15. Janković, M.M., Todorović, D.J. and J.D. Nikoloć. *Analysis of natural radionuclides in coal, slag and ash in coal-fired power plants in Serbia*. J. Min. Metall. Sect. B-Metall, 2011. 47: p. 149-155.
16. Amin, Y.M., M.U. Khandaker, A.K. Shyen, R.H. Mahat, R.M. Nor and D.A. Bradley. *Radionuclide emissions from a coal-fired power plant*. Appl Radiat Isot, 2013. 80: p. 109-16.
17. Brooks, R.R. *Pollution through trace elements*, in *Environmental Chemistry*, Bookris, J.O.M. 1978, Plenum Press: New York, USA
18. Nalbandian, H. *Trace element emissions from coal; CCC/203*. 2012. Gemini House, London, UK
19. Dragović, S., M. Čujić, L. Slavković-Beškoski, B. Gajić, B. Bajat, M. Kilibarda and A. Onjia. *Trace element distribution in surface soils from a coal burning power production area: A case study from the largest power plant site in Serbia*. CATENA, 2013. 104(0): p. 288-296.
20. Tang, Q., G. Liu, Z. Yan and R. Sun. *Distribution and fate of environmentally sensitive elements (arsenic, mercury, stibium and selenium) in coal-fired power plants at Huainan, Anhui, China*. Fuel, 2012. 95(0): p. 334-339.
21. Tang, Q., G. Liu, C. Zhou, H. Zhang and R. Sun. *Distribution of environmentally sensitive elements in residential soils near a coal-fired power plant: potential risks to ecology and children's health*. Chemosphere, 2013. 93(10): p. 2473-9.

22. Zoller, W.H., E.S. Gladney and R.A. Duce. *Atmospheric concentrations and sources of trace metals at the South pole*. Science, 1974. 183(4121): p. 198-200.
23. Mandal, A. and D. Sengupta. *An assessment of soil contamination due to heavy metals around a coal-fired thermal power plant in India*. Environmental Geology, 2006. 51(3): p. 409-420.
24. Stalikas, C.D., C.I. Chaidou and G.A. Pilidis. *Enrichment of PAHs and heavy metals in soils in the vicinity of the lignite-fired power plants of West Macedonia (Greece)*. Science of The Total Environment, 1997. 204(2): p. 135-146.
25. Ćujić, M., S. Dragović, M. Sabovljević, L. Slavković-Beškoski, M. Kilibarda, J. Savović and A. Onjia. *Use of Mosses as Biomonitors of Major, Minor and Trace Element Deposition Around the Largest Thermal Power Plant in Serbia*. CLEAN – Soil, Air, Water, 2014. 42(1): p. 5-11.
26. Bossew, P. and G. Kirchner. *Modelling the vertical distribution of radionuclides in soil. Part 1: the convection-dispersion equation revisited*. J Environ Radioact, 2004. 73(2): p. 127-50.
27. Gršić, Z., Milutinović, P., Rajković, B., Dramilić, D. Velikić, Z. and Dramilić, S. . *Ash dust concentration in the vicinity of the ash disposal site depending on the size of the pond („water mirror“)*. Chem Ind Chem Engin Q 2010. 16: p. 243-249.
28. IAEA. (International Atomic Energy Agency), Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards. Vienna, 2011.
29. ICRP. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37 (2-4). 2007.
30. *Official Gazette of the Republic of Serbia*. 86/2011; 97/2013.
31. Harmens, H., Norris, D., Mills, G. and the participants of the moss survey. *Heavy metals and nitrogen in mosses: spatial patterns in 2010/2011 and long-term temporal trends in Europe*. Programme Coordination Centre for the ICP Vegetation. 2013. Centre for Ecology and Hydrology Bangor, UK.
32. Harmens, H., Norris, D. and the participants of the moss survey. *Spatial and temporal trends in heavy metal accumulation in mosses in Europe (1990-2005)*.

- Programme Coordination Centre for the ICP Vegetation*. 2008. Centre for Ecology and Hydrology, Bangor, UK.
33. IAEA. (International Atomic Energy Agency), Soil sampling for environmental contaminants; IAEA-TECDOC-1415. Vienna, 2004.
 34. ASTM. *Standard method for sampling surface soil for radionuclides - Method C 998-83*. 1983.
 35. Li, J., A.D. Heap *A review of spatial interpolation methods for environmental scientists*. 2008. Geoscience Australia, Record 2008/23
 36. Matheron, G. *Principles of geostatistics*. Economic Geology, 1963. 58(8): p. 1246-1266.
 37. Armstrong, M. *Basic linear geostatistics*. 1998. Springer, Berlin.
 38. ICRU. (International Commission on Radiation Units and Measurements), Sampling for radionuclides in the environment: Chapter V, Sampling to estimate spatial pattern. ICRU report 75. 2006.
 39. ESRI, ArcGIS Desktop: Release 9.3., Redlands, CA.
 40. Cember, H. *Introduce to Health Physics*. Third ed. 1996. McGraw-Hill, New York, USA
 41. ICRU. (International Commission on Radiation Units and Measurements), Conversion coefficients for use in radiological protection against external radiation. ICRU Report 57. 1998.
 42. Saito, K., N. Petoussi-Henss and M. Zankl. *Calculation of the effective dose and its variation from environmental gamma ray sources*. Health Phys, 1998. 74(6): p. 698-706.
 43. Quindos, L.S., P.L. Fernandez, C. Rodenas, J. Gomez-Arozamena and J. Arteche. *Conversion factors for external gamma dose derived from natural radionuclides in soils*. J Environ Radioact, 2004. 71(2): p. 139-45.
 44. Beck, H.L. *The physics of environmental radiation fields. Natural radiation environment II, CONF-720805 P2*. . in *The Second International Symposium on the Natural Radiation Environment*. Springfield, Virginia.

45. Kelly, M., and M. Thorne. *Radionuclides handbook*. 2003. Technical Report P3-101/Sp1b. Environment Agency, Bristol, UK
46. ICRP. Environmental Protection - the Concept and Use of Reference Animals and Plants. ICRP Publication 108. Ann. ICRP 38 (4-6). 2008.
47. Magill, J., Galy, J. *Radioactivity, Radionuclides, Radiation*. 2005. Springer, Berlin.
48. ICRP. Low-dose Extrapolation of Radiation-related Cancer Risk. ICRP Publication 99. Ann. ICRP 35 (4). 2005.
49. Copplestone, D., J. Hingston and A. Real. *The development and purpose of the FREDERICA radiation effects database*. J Environ Radioact, 2008. 99(9): p. 1456-63.
50. Real, A., S. Sundell-Bergman, J.F. Knowles, D.S. Woodhead and I. Zinger. *Effects of ionising radiation exposure on plants, fish and mammals: relevant data for environmental radiation protection*. J Radiol Prot, 2004. 24(4A): p. A123-37.
51. FREDERICA, www.frederica-online.org/
52. Valentin, J. *A framework for assessing the impact of ionising radiation on non-human species: ICRP Publication 91: Approved by the Commission in October 2002*. Annals of the ICRP, 2003. 33(3): p. 201-270.
53. Ulanovsky, A., G. Prohl and J.M. Gomez-Ros. *Methods for calculating dose conversion coefficients for terrestrial and aquatic biota*. J Environ Radioact, 2008. 99(9): p. 1440-8.
54. Beresford, N.A., C.L. Barnett, J.E. Brown, J.J. Cheng, D. Copplestone, V. Filistovic, A. Hosseini, B.J. Howard, S.R. Jones, S. Kamboj, A. Kryshev, T. Nedveckaite, G. Olyslaegers, R. Saxen, T. Sazykina, I.B.J. Vives, S. Vives-Lynch, T. Yankovich and C. Yu. *Inter-comparison of models to estimate radionuclide activity concentrations in non-human biota*. Radiat Environ Biophys, 2008. 47(4): p. 491-514.
55. Beresford, N.A., C.L. Barnett, B.J. Howard, W.A. Scott, J.E. Brown and D. Copplestone. *Derivation of transfer parameters for use within the ERICA Tool and the default concentration ratios for terrestrial biota*. J Environ Radioact, 2008. 99(9): p. 1393-407.

56. Vives i Batlle, J., M. Balonov, K. Beaugelin-Seiller, N.A. Beresford, J. Brown, J.J. Cheng, D. Coplestone, M. Doi, V. Filistovic, V. Golikov, J. Horyna, A. Hosseini, B.J. Howard, S.R. Jones, S. Kamboj, A. Kryshev, T. Nedveckaite, G. Olyslaegers, G. Prohl, T. Sazykina, A. Ulanovsky, S. Vives Lynch, T. Yankovich and C. Yu. *Inter-comparison of absorbed dose rates for non-human biota*. Radiat Environ Biophys, 2007. 46(4): p. 349-73.
57. Howard, B.J., N.A. Beresford, D. Coplestone, D. Telleria, G. Proehl, S. Fesenko, R.A. Jeffree, T.L. Yankovich, J.E. Brown, K. Higley, M.P. Johansen, H. Mulye, H. Vandenhove, S. Gashchak, M.D. Wood, H. Takata, P. Andersson, P. Dale, J. Ryan, A. Bollhofer, C. Doering, C.L. Barnett and C. Wells. *The IAEA handbook on radionuclide transfer to wildlife*. J Environ Radioact, 2013. 121: p. 55-74.
58. Brown, J.E., B. Alfonso, R. Avila, N.A. Beresford, D. Coplestone, G. Prohl and A. Ulanovsky. *The ERICA Tool*. J Environ Radioact, 2008. 99(9): p. 1371-83.
59. USDOE. (United States Department of the Environment), RESRAD-BIOTA: A Tool for Implementing a Graded Approach to Biota Dose Evaluation. (ISCORS Technical Report 2004-02 DOE/EH-0676), Washington, USA, 2004.
60. Coplestone, D., Bielby, S., Jones, S.R., Patton, D., Daniel, P. and I. Gize. *Impact assessment of ionising radiation on wildlife*. 2001. R&D publication 128. Environment Agency, Bristol, UK.
61. Coplestone, D., Wood, M.D., Bielby, S., Jones, S.R., Vives i Battle, J. and N.A. Beresford. . *Habitat regulations for Stage 3 assessments: radioactive substances authorisations*. 2003. R&D Technical Report P3-101/Spla. Environment Agency, Bristol, UK.
62. Keum, D.K., Jun, I., Lim, K.M. and Y.H. Choi. . *K-BIOTA V1.0 user's manual*. 2010. KAERI/TR-4230/2010. Korea Atomic Energy Research Institute.
63. Keum, D.K., I. Jun, K.M. Lim and Y.H. Choi. *Approach to non-human species radiation dose assessment in the Republic of Korea*. Radiat Prot Dosimetry, 2011. 146(1-3): p. 299-302.
64. Sazykina, T. *ECOMOD — An ecological approach to radioecological modelling*. Journal of Environmental Radioactivity, 2000. 50(3): p. 207-220.

65. Beresford, N.A., M. Balonov, K. Beaugelin-Seiller, J. Brown, D. Copplestone, J.L. Hingston, J. Horyna, A. Hosseini, B.J. Howard, S. Kamboj, T. Nedveckaite, G. Olyslaegers, T. Sazykina, I.B.J. Vives, T.L. Yankovich and C. Yu. *An international comparison of models and approaches for the estimation of the radiological exposure of non-human biota*. Appl Radiat Isot, 2008. 66(11): p. 1745-9.
66. Yankovich, T., N.A. Beresford, S. Fesenko, J. Fesenko, M. Phaneuf, E. Dagher, I. Outola, P. Andersson, K. Thiessen, J. Ryan, M.D. Wood, A. Bollhofer, C.L. Barnett and D. Copplestone. *Establishing a database of radionuclide transfer parameters for freshwater wildlife*. J Environ Radioact, 2013. 126: p. 299-313.
67. Wood, M.D. *Assessing the impact of ionizing radiation in temperate coastal sand dune ecosystems: measurement and modelling*. 2010. University of Liverpool.
68. Larsson, C.M. *The FASSET framework for assessment of environmental impact of ionising radiation in European ecosystems--an overview*. J Radiol Prot, 2004. 24(4A): p. A1-12.
69. Beresford, N.A., Howard, B.J. *DELIVERABLE D9: Application of FASSET framework at case study sites. A Deliverable Report for the Project "ERICA" (Contract No. FI6R-CT-2004-508847)*. 2005. Contract No. FI6R-CT-2004-508847. Swedish Radiation Protection Authority, Stockholm.
70. USDOE. (United States Department of the Environment), *A graded approach for evaluating radiation doses to aquatic and terrestrial biota*. (Technical Standard DOE-STD-1153-2002), Washington, USA, 2002.
71. *Federal Geological Survey, Geological Map of the Socialist Federal Republic of Yugoslavia 1:100000, sheet Obrenovac*. 1980. Belgrade, Serbia
72. Zivotic, D., I. Grzetic, H. Lorenz and V. Simic. *U and Th in some brown coals of Serbia and Montenegro and their environmental impact*. Environ Sci Pollut Res Int, 2008. 15(2): p. 155-61.
73. *Institute of Soil Science, Pedological Map of the Socialist Federal Republic of Yugoslavia 1:50000*. 1963. Belgrade, Serbia.
74. USEPA. (United States Environmental Protection Agency), *Method 3050b: Acid Digestion of Sediments, Sludges and Soils (Revision 2)* 1996.

75. ORTEC, Gamma Vision 32, Gamma-Ray Spectrum Analysis and MCA Emulation, Oak Ridge, USA
76. IAEA. (International Atomic Energy Agency), Measurement of Radionuclides in Food and the Environment; Technical Report Series 295. Vienna, 1989.
77.
http://nucleus.iaea.org/rpst/ReferenceProducts/ALMERA/ALMERA_Proficiency_Tests/index.htm.
78. Currie, L.A. *Nomenclature in evaluation of analytical methods including detection and quantification capabilities*. Pure Appl Chem, 1995. 67: p. 1699-1723.
79. <http://www.bipea.org/>.
80. Rowell, D.L. *Bodenkunde. Untersuchungsmethoden und ihre Anwendungen*. 1997. Springer, Berlin.
81. USDA. Soil Conservation Service, Soil Survey Laboratory. Methods and Procedures for Collecting Soil Samples. Soil Survey Report 1. WA, SAD, 1972.
82. ISO. *International Standard Organization, 10390, Soil quality - Determination of pH*. 2005.
83. ISO. *International Standard Organization, 11265, Soil quality - Determination of the specific electrical conductivity*. 1994.
84. Simakov, V.N. *Application of phenylanthranilic acid in determining humus, the method of Tyurin*. 1957. 8: p. 72-73.
85. Walkley, A. 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.
86. ISO. *International Standard Organization, 10693, Soil quality - Determination of carbonate content – Volumetric method*. 1995.
87. Baize, D. *Soil Science Analyses, A Guide to Current Use*. 1993. John Wiley & Sons, Chichester
88. Salminen, R., Batista, M.J., Bidovec, M., Demetriades, A., De Vivo, B., De Vos, W., Duris, M., Gilucis, A., Gregorauskiene, V., Halamic, J., Heitzmann, P., Lima, A., Jordan, G., Klaver, G., Klein, P., Lis, J., Locutura, J., Marsina, K., Mazreku, A.,

- O'Connor, P.J., Olsson, S.Å., Ottesen, R.T., Petersell, V., Plant, J.A., Reeder, S., Salpeteur, I., Sandström, H., Siewers, U., Steinfeld, A. and T. Tarvainen. *Geochemical Atlas of Europe. Part 1. Background information, Methodology and Maps*. 2005. Geological Survey of Finland, Espoo
89. Daskalakis, K.D. and T.P. O'Connor. *Normalization and Elemental Sediment Contamination in the Coastal United States*. Environmental Science & Technology, 1995. 29(2): p. 470-477.
 90. Sezgin, N., H.K. Ozcan, G. Demir, S. Nemlioglu and C. Bayat. *Determination of heavy metal concentrations in street dusts in Istanbul E-5 highway*. Environ Int, 2004. 29(7): p. 979-85.
 91. Duzgoren-Aydin, N.S., C.S. Wong, A. Aydin, Z. Song, M. You and X.D. Li. *Heavy metal contamination and distribution in the urban environment of Guangzhou, SE China*. Environ Geochem Health, 2006. 28(4): p. 375-91.
 92. Muller, G. *Schwermetalle in den sediments des Rheins-Veränderungen seitt 1971*. Umschan 1979. 79: p. 778-783.
 93. Muller, G. *Die Schwermetallbelastung der sedimente des Neckars und seiner Nebenflusse: eine Bestandsaufnahme*. Chemiker Zeitung 1981. 105: p. 157-164.
 94. Bhuiyan, M.A., L. Parvez, M.A. Islam, S.B. Dampare and S. Suzuki. *Heavy metal pollution of coal mine-affected agricultural soils in the northern part of Bangladesh*. J Hazard Mater, 2010. 173(1-3): p. 384-92.
 95. Hakanson, L. *An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach*. Water Research, 1980. 14(8): p. 975-1001.
 96. Charro, E., R. Pardo and V. Pena. *Chemometric interpretation of vertical profiles of radionuclides in soils near a Spanish coal-fired power plant*. Chemosphere, 2013. 90(2): p. 488-96.
 97. Brereton, R.G. *Data Analysis for the Laboratory and Chemical Plant*. 2003. Wiley, West Sussex
 98. SPSS, Statistical Package for the Social Sciences, 16.0, Chicago, Illinois, USA

99. Dai, L., H. Wei and L. Wang. *Spatial distribution and risk assessment of radionuclides in soils around a coal-fired power plant: a case study from the city of Baoji, China*. Environ Res, 2007. 104(2): p. 201-208.
100. Beretka, J. and P.J. Matthew. *Natural radioactivity of Australian building materials, industrial wastes and by-products*. Health Phys, 1985. 48(1): p. 87-95.
101. www.eric-toll.eu.
102. Hosseini, A., H. Thorrying, J.E. Brown, R. Saxen and E. Ilus. *Transfer of radionuclides in aquatic ecosystems--default concentration ratios for aquatic biota in the Erica Tool*. J Environ Radioact, 2008. 99(9): p. 1408-29.
103. Garnier-Laplace, J., Gilbin, R. . *Derivation of Predicted No-Effect Dose-Rate values for ecosystems (and their sub-organisational levels) exposed to radioactive substances*. 2006. EC Contract number F16R-CT-2003-508847. Swedish Radiation Protection Authority.
104. Zinger, I. Considerations for applying the ERICA Integrated Approach. Deliverable Report D8 for the Project "ERICA" (Contract No.FI6R-CT-2004-508847) within the EC's VIth Framework Programme. Swedish Radiation Protection Authority, Stockholm 2007.
105. <https://web.evs.anl.gov/resrad/>.
106. Charly Yu i Sunita Kamboj, *Aragon nacionalna laboratorija, SAD, 2014, lična komunikacija*.
107. Milutinović, P., Gršić, Z., Živković, N., Dramlić, D., Velikić, Z. and S. Dramlić. *System for automatically preventing the raising of ash from dedicted kandfills*. Chem Ind Chem Eng Q, 2012. 18: p. 681-692.
108. Shapiro, S.S. and M.B. Wilk. *An analysis of variance test for normality (complete samples)*. Biometrika, 1965. 52(3-4): p. 591-611.
109. Vuković, Ž., M. Mandić and D. Vuković. *Natural radioactivity of ground waters and soil in the vicinity of the ash repository of the coal-fired power plant "Nikola Tesla" A—Obrenovac (Yugoslavia)*. Journal of Environmental Radioactivity, 1996. 33(1): p. 41-48.

110. Lu, X., Li, X., Yun, P., Luo, D., Wang, L., Ren, C. and C. Chen. *Measurement of natural radioactivity and assessment of associated hazards in soil around Baoji second coal-fired thermal power plant, China*. Radiat Prot Dosim, 2012. 148: p. 219-226.
111. Aytekin, H. and R. Baldik. *On the Radiological Character of a Coal-Fired Power Plant at the Town of Çatalağzı, Turkey*. Turkish Journal of Engineering & Environmental Sciences, 2008. 32(2): p. 101-105.
112. Papp, Z., Z. Dezso and S. Daroczy. *Significant radioactive contamination of soil around a coal-fired thermal power plant*. J Environ Radioact, 2002. 59(2): p. 191-205.
113. Psichoudaki, M. and H. Papaefthymiou. *Natural radioactivity measurements in the city of Ptolemais (Northern Greece)*. J Environ Radioact, 2008. 99(7): p. 1011-7.
114. Dragovic, S., B. Gajic, R. Dragovic, L. Jankovic-Mandic, L. Slavkovic-Beskoski, N. Mihailovic, M. Momcilovic and M. Cujic. *Edaphic factors affecting the vertical distribution of radionuclides in the different soil types of Belgrade, Serbia*. J Environ Monit, 2012. 14(1): p. 127-37.
115. IAEA. (International Atomic Energy Agency), *Construction and use of calibration facilities for radiometric field equipment; Technical Report Series 309*. Vienna, 1989.
116. Van Schmus, W.R. *Natural Radioactivity of the Crust and Mantle in Global Earth Physics: A Handbook of Physical Constants*, T.J, A. 1995, American Geophysical Union, *Agu Reference Shelf*: Washington, USA. p. 283-291.
117. Faure, G. *Principles of Isotope Geology*. 1986. John Wiley and Sons, New York, USA
118. Roger, J.J.W., Adams, J.A.S. *Uranium, Handbook of Geochemistry*. 1969. Springer Berlin
119. Dragović, S., L. Janković, A. Onjia and G. Bačić. *Distribution of primordial radionuclides in surface soils from Serbia and Montenegro*. Radiation Measurements, 2006. 41(5): p. 611-616.

120. Mandić, L.J., R. Dragović and S. Dragović. *Distribution of lithogenic radionuclides in soils of the Belgrade region (Serbia)*. Journal of Geochemical Exploration, 2010. 105(1–2): p. 43-49.
121. Hawkes, H.E., Webb, J.S. *Geochemistry in Mineral Exploration*. 1962. Harper, New York, USA.
122. Reimann, C. and P. de Caritat. *Distinguishing between natural and anthropogenic sources for elements in the environment: regional geochemical surveys versus enrichment factors*. Sci Total Environ, 2005. 337(1-3): p. 91-107.
123. Porteous, A. *Dictionary of Environmental Science and Technology*. 1969. John Wiley and Sons, New York, USA
124. Reimann, C. and R.G. Garrett. *Geochemical background--concept and reality*. Sci Total Environ, 2005. 350(1-3): p. 12-27.
125. *Official Gazette of the Republic of Serbia*. 23/1994.
126. DEPA. (Danish Environmental Protection Agency), *Guidelines on Remediation of Contaminated Sites, Environment Guidelines No. 7*. 2002.
127. BMU. (Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety), *Novellierung der Klärschlammverordnung (AbfKlärV). Synoptische Darstellung der Änderungsvorschläge Arbeitsentwurf — Stand: 19.11.2007*. 2007. (BMU — Referat WA II 4. WA II 4 — 30115-1/13).
128. Naturvårdsverket. *Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning (utkast 2009-05-19)*. 2009.
129. Environmental Agency and Department for Environment Food and Rural Affairs, *Land Quality Soil Guideline Values*. 2002.
130. Vukašinović-Pešić, V. and L.J. Rajaković. *Chemical Composition and Some Trace Element Contents in Coals and Coal Ash from Tamnava-Zapadno Polje Coal Field, Serbia*. Energy Sources Part A: Recovery, Utilization & Environmental Effects, 2009. 31(17): p. 1583-1589.
131. Yudovich, Y.E., Ketris, M.P. *Valuable Trace Elements in Coal*. Russian Academic of Science, Ural Division, Ekaterinburg; Institute of Geology, Komi Scientific Centre, 2006.

132. Popovic, A., D. Djordjevic and P. Polic. *Trace and major element pollution originating from coal ash suspension and transport processes*. Environ Int, 2001. 26(4): p. 251-5.
133. Tsikritzis, L., S. Ganatsios, O. Duliu, C. Kavouridis and T. Sawidis. *Trace elements distribution in soil in areas of lignite power plants of Western Macedonia*. Journal of Trace & Microprobe Techniques, 2002. 20(2): p. 269.
134. Khan, S., T.G. Kazi, H.I. Afridi, N.F. Kolachi, N. Ullah and K. Dev. *Speciation of vanadium in coal mining, industrial, and agricultural soil samples using different extractants and heating systems*. J AOAC Int, 2013. 96(1): p. 186-9.
135. Ward, C.R., D. French, J. Jankowski, M. Dubikova, Z. Li and K.W. Riley. *Element mobility from fresh and long-stored acidic fly ashes associated with an Australian power station*. International Journal of Coal Geology, 2009. 80(3-4): p. 224-236.
136. Sucharova, J., I. Suchara, M. Hola, C. Reimann, R. Boyd, P. Filzmoser and P. Englmaier. *Linking chemical elements in forest floor humus (Oh-horizon) in the Czech Republic to contamination sources*. Environ Pollut, 2011. 159(5): p. 1205-14.
137. Tümüklü, A., Çiflikli, M. and F.Z. Özgür. *Determination of heavy metals in soils around Afsin-Elbistan thermal power plant (Kahramanmaras, Turkey)*. Asian J Chem, 2008. 20: p. 6376-6384.
138. Keegan, T.J., M.E. Farago, I. Thornton, B. Hong, R.N. Colvile, B. Pesch, P. Jakubis and M.J. Nieuwenhuijsen. *Dispersion of As and selected heavy metals around a coal-burning power station in central Slovakia*. Sci Total Environ, 2006. 358(1-3): p. 61-71.
139. Petrotou, A., K. Skordas, G. Papastergios and A. Filippidis. *Factors affecting the distribution of potentially toxic elements in surface soils around an industrialized area of northwestern Greece*. Environmental Earth Sciences, 2012. 65(3): p. 823-833.
140. LeGalley, E. and M.P. Krekeler. *A mineralogical and geochemical investigation of street sediment near a coal-fired power plant in Hamilton, Ohio: an example of complex pollution and cause for community health concerns*. Environ Pollut, 2013. 176: p. 26-35.

141. Zhang, J. and C.L. Liu. *Riverine Composition and Estuarine Geochemistry of Particulate Metals in China—Weathering Features, Anthropogenic Impact and Chemical Fluxes*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2002. 54(6): p. 1051-1070.
142. Okedeyi, O.O., S. Dube, O.R. Awofolu and M.M. Nindi. *Assessing the enrichment of heavy metals in surface soil and plant (*Digitaria eriantha*) around coal-fired power plants in South Africa*. Environ Sci Pollut Res Int, 2014. 21(6): p. 4686-96.
143. Chandrasekaran, A., R. Ravisankar, N. Harikrishnan, K.K. Satapathy, M.V. Prasad and K.V. Kanagasabapathy. *Multivariate statistical analysis of heavy metal concentration in soils of Yelagiri Hills, Tamilnadu, India--spectroscopical approach*. Spectrochim Acta A Mol Biomol Spectrosc, 2015. 137: p. 589-600.
144. Li, Z., Z. Ma, T.J. van der Kuijp, Z. Yuan and L. Huang. *A review of soil heavy metal pollution from mines in China: pollution and health risk assessment*. Sci Total Environ, 2014. 468-469: p. 843-53.
145. Facchinelli, A., E. Sacchi and L. Mallen. *Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils*. Environ Pollut, 2001. 114(3): p. 313-24.
146. Yang, C.L., Z.F. Wu, H.H. Zhang, R.P. Guo and Y.Q. Wu. *Risk assessment and distribution of soil Pb in Guangdong, China*. Environ Monit Assess, 2009. 159(1-4): p. 381-91.
147. Sucharovà, J., I. Suchara, M. Hola, S. Marikova, C. Reimann, R. Boyd, P. Filzmoser and P. Englmaier. *Top-/bottom-soil ratios and enrichment factors: What do they really show?* Applied Geochemistry, 2012. 27(1): p. 138-145.
148. Navas, A., J. Soto and J. Machin. *^{238U} ^{226Ra} ^{210Pb}, ^{232Th} and ^{40K} activities in soil profiles of the Flysch sector (Central Spanish Pyrenees)*. Appl Radiat Isot, 2002. 57(4): p. 579-89.
149. Tsai, T.-L., C.-C. Liu, C.-Y. Chuang, H.-J. Wei and L.-C. Men. *The effects of physico-chemical properties on natural radioactivity levels, associated dose rate and evaluation of radiation hazard in the soil of Taiwan using statistical analysis*. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 2011. 288(3): p. 927-936.

150. Čujić, M., S. Dragović, M. Đorđević, R. Dragović, B. Gajić and Š. Miljanić. *Radionuclides in the soil around the largest coal-fired power plant in Serbia: radiological hazard, relationship with soil characteristics and spatial distribution*. Environmental Science and Pollution Research, 2015: p. 1-14.
151. Winde, F. and I. Jacobus van der Walt. *The significance of groundwater–stream interactions and fluctuating stream chemistry on waterborne uranium contamination of streams—a case study from a gold mining site in South Africa*. Journal of Hydrology, 2004. 287(1–4): p. 178-196.
152. Adeniyi, A.A., K.A. Yusuf and O.O. Okedeyi. *Assessment of the exposure of two fish species to metals pollution in the Ogun river catchments, Ketu, Lagos, Nigeria*. Environ Monit Assess, 2008. 137(1-3): p. 451-8.
153. Ming, D. *Carbonates*, in *Encyclopedia of soil science*, Lal, R. 2002, Marcel Dekker: New York, USA.
154. Moreno, J.L., F. Bastida, M. Ros, T. Hernández and C. García. *Soil organic carbon buffers heavy metal contamination on semiarid soils: Effects of different metal threshold levels on soil microbial activity*. European Journal of Soil Biology, 2009. 45(3): p. 220-228.
155. Campbell, C.A. *Soil Organic Matter (Developments in Soil Science)*, Schnitzer, M., Khan, S.V. 1978, Elsevier: Amsterdam. p. 173-265.
156. Vega, F.A., E.F. Covelo, M.L. Andrade and P. Marcet. *Relationships between heavy metals content and soil properties in minesoils*. Analytica Chimica Acta, 2004. 524(1–2): p. 141-150.
157. Vandenhove, H., M. Van Hees, K. Wouters and J. Wannijn. *Can we predict uranium bioavailability based on soil parameters? Part 1: effect of soil parameters on soil solution uranium concentration*. Environ Pollut, 2007. 145(2): p. 587-95.
158. Sheppard, S.C. *Robust Prediction of Kd from Soil Properties for Environmental Assessment*. Human & Ecological Risk Assessment, 2011. 17(1): p. 263-279.
159. Hormann, V. and H.W. Fischer. *Estimating the distribution of radionuclides in agricultural soils - dependence on soil parameters*. J Environ Radioact, 2013. 124: p. 278-86.

160. Korte, N.E., J. Skopp, W.H. Fuller, E.E. Niebla and B.A. Alesii. *Trace element movement in soils: influence of soil physical and chemical properties*. Soil Science, 1976. 122(6): p. 350-359.
161. Ylipietti, J., K. Rissanen, E. Kostianen, R. Salminen, O. Tomilina, K. Taht, A. Gilucis and V. Gregorauskiene. *Chernobyl fallout in the uppermost (0-3 cm) humus layer of forest soil in Finland, North East Russia and the Baltic countries in 2000--2003*. Sci Total Environ, 2008. 407(1): p. 315-23.
162. Cicek, A. and A.S. Koparal. *Accumulation of sulfur and heavy metals in soil and tree leaves sampled from the surroundings of Tuncbilek Thermal Power Plant*. Chemosphere, 2004. 57(8): p. 1031-6.
163. Cappuyns, V. and E. Slabbinck. *Occurrence of Vanadium in Belgian and European Alluvial Soils*. Applied and Environmental Soil Science, 2012. 2012: p. 12.
164. Karamanis, D., K. Ioannides and K. Stamoulis. *Environmental assessment of natural radionuclides and heavy metals in waters discharged from a lignite-fired power plant*. Fuel, 2009. 88(10): p. 2046-2052.
165. Rodriguez-Iruretagoiena, A., S. Fdez-Ortiz de Vallejuelo, A. Gredilla, C.G. Ramos, M.L. Oliveira, G. Arana, A. de Diego, J.M. Madariaga and L.F. Silva. *Fate of hazardous elements in agricultural soils surrounding a coal power plant complex from Santa Catarina (Brazil)*. Sci Total Environ, 2015. 508: p. 374-82.
166. Finkelman, R.B. *Modes of occurrence of potentially hazardous elements in coal: levels of confidence*. Fuel Processing Technology, 1994. 39(1-3): p. 21-34.
167. Mastalerz, M. and A. Drobniak. *Arsenic, cadmium, lead, and zinc in the Danville and Springfield coal members (Pennsylvanian) from Indiana*. International Journal of Coal Geology, 2007. 71(1): p. 37-53.
168. Jasinska, M., Niewiadomski, T., Schwbenthan, J. *Correlation between soil parameters and natural radioactivity*, in *Natural radiation environment*, Vohra, K., Mishra, U.C., Pillai, K.C., Sadasivan, S. 1982, John Wiley and Sons: New York, USA. p. 206-211.

169. VandenBygaart, A.J. and R. Protz. *Gamma radioactivity on a chronosequence, Pinery Provincial Park, Ontario*. Canadian Journal of Soil Science, 1995. 75(1): p. 73-84.
170. Tume, P., J. Bech, L. Longan, L. Tume, F. Reverter and B. Sepulveda. *Trace elements in natural surface soils in Sant Climent (Catalonia, Spain)*. Ecological Engineering, 2006. 27(2): p. 145-152.
171. Xie, Z., J. Li and W. Wu. *Application of GIS and Geostatistics to Characterize Spatial Variation of Soil Fluoride on Hang-Jia-Hu Plain, China*, in *Computer And Computing Technologies In Agriculture, Volume I*, Li, D. 2008, Springer US. p. 253-266.
172. Bunzl, K., H. Hötzl, G. Rosner and R. Winkler. *Spatial distribution of radionuclides in soil around a coal-fired power plant: ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K emitted with the fly ash and ^{137}Cs from the worldwide weapon testing fallout*. Science of The Total Environment, 1984. 38(0): p. 15-31.
173. Charro, E., R. Pardo and V. Pena. *Statistical analysis of the spatial distribution of radionuclides in soils around a coal-fired power plant in Spain*. J Environ Radioact, 2013. 124: p. 84-92.
174. Jankovic Mandic, L. and S. Dragovic. *Assessment of terrestrial gamma exposure to the population of Belgrade (Serbia)*. Radiat Prot Dosimetry, 2010. 140(4): p. 369-77.
175. Bikit, I., J. Slivka, L. Conkic, M. Krmar, M. Veskovic, N. Zikic-Todorovic, E. Varga, S. Curcic and D. Mrdja. *Radioactivity of the soil in Vojvodina (northern province of Serbia and Montenegro)*. J Environ Radioact, 2005. 78(1): p. 11-9.
176. Taskin, H., M. Karavus, P. Ay, A. Topuzoglu, S. Hidiroglu and G. Karahan. *Radionuclide concentrations in soil and lifetime cancer risk due to gamma radioactivity in Kirklareli, Turkey*. J Environ Radioact, 2009. 100(1): p. 49-53.
177. Parmaksiz, A., P. Arikan, M. Vural, E. Yeltepe and I. Tukenmez. *$(2)(2)(6)\text{Ra}$, $(2)(3)(2)\text{Th}$ and $(4)(0)\text{K}$ radionuclides enhancement rate and dose assessment for residues of lignite-fired thermal power plants in Turkey*. Radiat Prot Dosimetry, 2011. 147(4): p. 548-54.

178. Andersson, P., J. Garnier-Laplace, N.A. Beresford, D. Coplestone, B.J. Howard, P. Howe, D. Oughton and P. Whitehouse. *Protection of the environment from ionising radiation in a regulatory context (protect): proposed numerical benchmark values*. J Environ Radioact, 2009. 100(12): p. 1100-8.
179. Andersson, P., Beaugelin-Seiller, K., Beresford, N.A., Coplestone, D., Della Vedova, C., Garnier-Laplace, J., Howard, B.J., Howe, P., Oughton, D.H., Wells C. and P. Whitehouse. Numerical Benchmarks for Protecting Biota against Radiation in the Environment: Proposed Levels and Underlying Reasoning. (European Commission project N_ FI6R-03642 Deliverable 5b), Brussels, 2008.
180. Vandenhove, H., J. Vives i Batlle and L. Sweeck. *Potential radiological impact of the phosphate industry on wildlife*. Journal of Environmental Radioactivity, 2015. 141(0): p. 14-23.
181. Woodwell, G.M.a.T.P.G. *Effects of chronic gamma irradiation on lichen communities of a forest*. Am J Bot, 1967. 54: p. 1210-1215.
182. Černe, M., B. Smodiš, M. Štok and L. Benedik. *Radiation impact assessment on wildlife from an uranium mine area*. Nuclear Engineering and Design, 2012. 246(0): p. 203-209.
183. Oughton, D.H., G. Stromman and B. Salbu. *Ecological risk assessment of Central Asian mining sites: application of the ERICA assessment tool*. J Environ Radioact, 2013. 123: p. 90-8.
184. Mrdakovic Popic, J., B. Salbu and L. Skipperud. *Ecological transfer of radionuclides and metals to free-living earthworm species in natural habitats rich in NORM*. Sci Total Environ, 2012. 414: p. 167-76.
185. Wood, M.D., W.A. Marshall, N.A. Beresford, S.R. Jones, B.J. Howard, D. Coplestone and R.T. Leah. *Application of the ERICA Integrated Approach to the Drigg coastal sand dunes*. J Environ Radioact, 2008. 99(9): p. 1484-95.
186. Oskolkov, B.Y., M.D. Bondarkov, S.P. Gaschak, A.M. Maksimenko, T.G. Hinton, D. Coughlin, G.T. Jannik and E.B. Farfan. *Radiation dose assessment for the biota of terrestrial ecosystems in the shoreline zone of the Chernobyl nuclear power plant cooling pond*. Health Phys, 2011. 101(4): p. 349-61.

187. Garnier-Laplace, J., K. Beaugelin-Seiller and T.G. Hinton. *Fukushima wildlife dose reconstruction signals ecological consequences*. Environ Sci Technol, 2011. 45(12): p. 5077-8.
188. Yu, C., J.J. Cheng and S. Kamboj. *Effects of the new wildlife transfer factors on RESRAD-BIOTA's screening Biota Concentration Guides and previous model comparison studies*. J Environ Radioact, 2013. 126: p. 338-51.
189. Higley, K.A., S.L. Domotor, E.J. Antonio and D.C. Kocher. *Derivation of a screening methodology for evaluating radiation dose to aquatic and terrestrial biota*. J Environ Radioact, 2003. 66(1-2): p. 41-59.
190. Beaugelin-Seiller, K., F. Jasserand, J. Garnier-Laplace and J.C. Gariel. *Modeling radiological dose in non-human species: principles, computerization, and application*. Health Phys, 2006. 90(5): p. 485-93.
191. Vives i Batlle, J., S.R. Jones and J.M. Gomez-Ros. *A method for calculation of dose per unit concentration values for aquatic biota*. J Radiol Prot, 2004. 24(4A): p. A13-34.
192. Taranenko, V., G. Prohl and J.M. Gomez-Ros. *Absorbed dose rate conversion coefficients for reference terrestrial biota for external photon and internal exposures*. J Radiol Prot, 2004. 24(4A): p. A35-62.
193. ICRP. Radionuclide transformations: energy and intensity of emissions. ICRP Publication 38. Ann. ICRP 11-13. 1983.
194. Eckerman, K.F., R.J. Westfall, J.C. Ryman and M. Cristy. *Availability of nuclear decay data in electronic form, including beta spectra not previously published*. Health Phys, 1994. 67(4): p. 338-45.
195. Kamboj, S., D. LePoire and C. Yu. *External exposure model in the RESRAD computer code*. Health Phys, 2002. 82(6): p. 831-9.
196. Wood, M.D., N.A. Beresford, C.L. Barnett, D. Coplestone and R.T. Leah. *Assessing radiation impact at a protected coastal sand dune site: an intercomparison of models for estimating the radiological exposure of non-human biota*. J Environ Radioact, 2009. 100(12): p. 1034-52.

197. Vives i Batlle, J., K. Beaugelin-Seiller, N.A. Beresford, D. Coplestone, J. Horyna, A. Hosseini, M. Johansen, S. Kamboj, D.K. Keum, N. Kurosawa, L. Newsome, G. Olyslaegers, H. Vandenhove, S. Ryufuku, S. Vives Lynch, M.D. Wood and C. Yu. *The estimation of absorbed dose rates for non-human biota: an extended intercomparison*. Radiat Environ Biophys, 2011. 50(2): p. 231-51.
198. Johansen, M.P., C.L. Barnett, N.A. Beresford, J.E. Brown, M. Cerne, B.J. Howard, S. Kamboj, D.K. Keum, B. Smodis, J.R. Twining, H. Vandenhove, J. Vives i Batlle, M.D. Wood and C. Yu. *Assessing doses to terrestrial wildlife at a radioactive waste disposal site: inter-comparison of modelling approaches*. Sci Total Environ, 2012. 427-428: p. 238-46.

Prilog A

Koncentracioni odnosi (*CR*) *ERICA Tool*-a i bioakumulacioni faktori (*B_{iv}*) *RESRAD-BIOTA*-e zemljišnog ekosistema za Cs, Pb, Po, Ra, Th i U

ERICA Tool	<i>CR</i>	RESRAD-BIOTA	<i>B_{iv}</i>
Cs			
Vodozemci	$4,57 \times 10^{-1}$	Zemljišne životinje	$1,10 \times 10^{+2}$
Gliste	$8,10 \times 10^{-2}$	Zemljišne biljke	$9,50 \times 10^0$
Saprofitni beskičmenjaci	$1,06 \times 10^{-1}$		
Ptice	$5,63 \times 10^{-1}$		
Leteći insekti	$1,06 \times 10^{-1}$		
Trave i bilje	$1,12 \times 10^0$		
Lišajevi i briofite	$3,78 \times 10^0$		
Sisari - veliki	$3,41 \times 10^0$		
Sisari - mali	$3,41 \times 10^0$		
Puževi	$4,05 \times 10^{-2}$		
Gmizavci	$5,74 \times 10^{-1}$		
Žbunovi	$1,96 \times 10^0$		
Drvo	$1,36 \times 10^{-1}$		
Pb			
Vodozemci	$1,20 \times 10^{-1}$	Zemljišne životinje	$9,02 \times 10^{-3}$
Gliste	$4,81 \times 10^{-1}$	Zemljišne biljke	$1,00 \times 10^{-2}$
Saprofitni beskičmenjaci	$3,99 \times 10^{-1}$		
Ptice	$6,08 \times 10^{-2}$		
Leteći insekti	$3,99 \times 10^{-1}$		
Trave i bilje	$1,20 \times 10^{-1}$		
Lišajevi i briofite	$2,60 \times 10^0$		
Sisari - veliki	$3,74 \times 10^{-2}$		
Sisari - mali	$3,74 \times 10^{-2}$		
Puževi	$7,27 \times 10^{-3}$		
Gmizavci	$3,93 \times 10^{-2}$		
Žbunovi	$3,20 \times 10^{-1}$		
Drvo	$6,97 \times 10^{-2}$		
Po			
Vodozemci	$1,02 \times 10^{-1}$	Zemljišne životinje	$4,22 \times 10^{-3}$
Gliste	$9,96 \times 10^{-3}$	Zemljišne biljke	$1,00 \times 10^{-3}$
Saprofitni beskičmenjaci	$9,96 \times 10^{-3}$		
Ptice	$1,02 \times 10^{-2}$		
Leteći insekti	$9,96 \times 10^{-3}$		
Trave i bilje	$2,80 \times 10^{-1}$		
Lišajevi i briofite	$2,60 \times 10^0$		
Sisari - veliki	$8,88 \times 10^{-2}$		
Sisari - mali	$8,88 \times 10^{-2}$		
Puževi	$9,96 \times 10^{-3}$		
Gmizavci	$1,28 \times 10^{-1}$		
Žbunovi	$3,30 \times 10^{-1}$		
Drvo	$7,33 \times 10^{-2}$		

Ra			
Vodozemci	$4,43 \times 10^2$	Zemljišne životinje	$6,00 \times 10^{-2}$
Gliste	$4,33 \times 10^{-2}$	Zemljišne biljke	$1,09 \times 10^{-1}$
Saprofitni beskičmenjaci	$4,33 \times 10^{-2}$		
Ptice	$3,62 \times 10^{-2}$		
Leteći insekti	$4,33 \times 10^{-2}$		
Trave i bilje	$1,80 \times 10^{-1}$		
Lišajevi i briofite	$7,10 \times 10^{-1}$		
Sisari - veliki	$4,43 \times 10^{-2}$		
Sisari - mali	$4,43 \times 10^{-2}$		
Puževi	$4,77 \times 10^{-2}$		
Gmizavci	$4,43 \times 10^{-2}$		
Žbunovi	$3,30 \times 10^{-1}$		
Drvo	$1,16 \times 10^{-2}$		
Th			
Vodozemci	$3,89 \times 10^{-4}$	Zemljišne životinje	$1,91 \times 10^{-3}$
Gliste	$9,17 \times 10^{-3}$	Zemljišne biljke	$1,02 \times 10^{-3}$
Saprofitni beskičmenjaci	$5,07 \times 10^{-3}$		
Ptice	$3,89 \times 10^{-4}$		
Leteći insekti	$5,07 \times 10^{-3}$		
Trave i bilje	$1,60 \times 10^{-1}$		
Lišajevi i briofite	$3,80 \times 10^{-1}$		
Sisari - veliki	$1,36 \times 10^{-4}$		
Sisari - mali	$1,36 \times 10^{-4}$		
Puževi	$9,17 \times 10^{-3}$		
Gmizavci	$2,17 \times 10^{-3}$		
Žbunovi	$6,10 \times 10^{-2}$		
Drvo	$1,26 \times 10^{-3}$		
U			
Vodozemci	$5,47 \times 10^{-3}$	Zemljišne životinje	$4,10 \times 10^{-3}$
Gliste	$3,37 \times 10^{-2}$	Zemljišne biljke	$3,78 \times 10^{-3}$
Saprofitni beskičmenjaci	$1,04 \times 10^{-2}$		
Ptice	$1,26 \times 10^{-4}$		
Leteći insekti	$1,04 \times 10^{-2}$		
Trave i bilje	$1,28 \times 10^{-1}$		
Lišajevi i briofite	$9,10 \times 10^{-1}$		
Sisari - veliki	$5,47 \times 10^{-4}$		
Sisari - mali	$1,36 \times 10^{-4}$		
Puževi	$3,37 \times 10^{-2}$		
Gmizavci	$5,19 \times 10^{-3}$		
Žbunovi	$6,10 \times 10^{-2}$		
Drvo	$6,60 \times 10^{-3}$		

Prilog 1.

Изјава о ауторству

Потписани-а: Мирјана Р. Ђујић

број индекса: 2010/0312

Изјављујем

да је докторска дисертација под насловом:

Радионуклиди и тешки метали у земљишту у околини термоелектране "Никола Тесла" у Обреновцу: фактори који утичу на њихову миграцију – просторна дистрибуција – процена радијационог утицаја на живи свет

- резултат сопственог истраживачког рада,
- да предложена дисертација у целини ни у деловима није била предложена за добијање било које дипломе према студијским програмима других високошколских установа,
- да су резултати коректно наведени и
- да нисам кршио/ла ауторска права и користио интелектуалну својину других лица.

Потпис докторанда

У Београду,

Prilog 2.

Изјава о истоветности штампане и електронске верзије докторског рада

Име и презиме аутора: Мирјана Р. Ћујић

Број индекса: 2010/0312

Студијски програм: Докторске студије физичке хемије

Наслов рада: Радионуклиди и тешки метали у земљишту у околини термоелектране "Никола Тесла" у Обреновцу: фактори који утичу на њихову миграцију – просторна дистрибуција – процена радијационог утицаја на живи свет

Ментори:

др Шћепан Миљанић, редовни професор, Факултет за физичку хемију, Универзитет у Београду

др Снежана Драговић, научни саветник, Институт за нуклеарне науке Винча, Универзитет у Београду

Потписани/а Мирјана Р. Ћујић

Изјављујем да је штампана верзија мог докторског рада истоветна електронској верзији коју сам предао/ла за објављивање на порталу **Дигиталног репозиторијума Универзитета у Београду**.

Дозвољавам да се објаве моји лични подаци везани за добијање академског звања доктора наука, као што су име и презиме, година и место рођења и датум одбране рада.

Ови лични подаци могу се објавити на мрежним страницама дигиталне библиотеке, у електронском каталогу и у публикацијама Универзитета у Београду.

Потпис докторанда

У Београду,

Prilog 3.

Изјава о коришћењу

Овлашћујем Универзитетску библиотеку „Светозар Марковић“ да у Дигитални репозиторијум Универзитета у Београду унесе моју докторску дисертацију под насловом:

Радионуклиди и тешки метали у земљишту у околини термоелектране "Никола Тесла" у Обреновцу: фактори који утичу на њихову миграцију – просторна дистрибуција – процена радијационог утицаја на живи свет

која је моје ауторско дело.

Дисертацију са свим прилозима предао/ла сам у електронском формату погодном за трајно архивирање.

Моју докторску дисертацију похрањену у Дигитални репозиторијум Универзитета у Београду могу да користе сви који поштују одредбе садржане у одабраном типу лиценце Креативне заједнице (Creative Commons) за коју сам се одлучио/ла.

1. Ауторство
2. Ауторство - некомерцијално
3. Ауторство – некомерцијално – без прераде
4. Ауторство – некомерцијално – делити под истим условима
5. Ауторство – без прераде
6. Ауторство – делити под истим условима

(Молимо да заокружите само једну од шест понуђених лиценци, кратак опис лиценци дат је на полеђини листа).

Потпис докторанда

У Београду,

Biografija kandidata



Mirjana (Ratko) Čujić rođena je 25. jula 1983. godine u Zemunu. Fakultet za fizičku hemiju upisala je 2003. godine. Pod mentorstvom dr Snežane Dragović, tada višeg naučnog saradnika Instituta INEP, i prof. dr Miroslava Kuzmanovića, vanrednog profesora Fakulteta za fizičku hemiju, diplomira januara 2010. godine. Iste godine na matičnom fakultetu brani master rad i stiče zvanje master fizičke hemije. Doktorske studije na Fakultetu za fizičku hemiju upisuje školske 2010/11 godine.

Svoj istraživački rad započinje 2009. godine kao apsolvent u Institutu za primenu nuklearne energije - INEP na odeljenju za Radioekologiju i agrohemiju, Univerzitet u Beogradu. Od 2011. godine zaposlena je u INEP-u i angažovana je na projektu Ministarstva prosvete, nauke i tehnološkog razvoja pod nazivom „Nove tehnologije za monitoring i zaštitu životnog okruženja od štetnih hemijskih supstanci i radijacionog opterećenja“ (id. br. III43009) čiji je rukovodilac dr Antonije Onjia, naučni savetnik Instituta za nuklearne nauke Vinča, Univerzitet u Beogradu. U zvanje istraživač saradnik izabrana je 12.04.2013. godine.

Cilj istraživačkog rada Mirjane Čujić je procena višestruke kontaminacije životne sredine radionuklidima i teškim metalima, nastale kao posledica rada termoelektrane „Nikola Tesla“ u Obrenovcu. U istraživačkom fokusu kandidatkinje je međuzavisnost zagađujućih supstancija, kao i faktora koji utiču na njihovu migraciju u životnoj sredini i njihov uticaj na biotu.

Pored rada na svojoj doktorskoj disertaciji, kandidatkinja je uključena u aktivnosti provere kontrole kvaliteta laboratorije u kojoj je zaposlena. Mirjana Čujić je učestvovala u izradi studije: „Procena negativnog uticaja T.E. Kolubara na zemljišnim površinama u neposrednom okruženju nakon izvršenih mera zaštite životne sredine”, za potrebe Elektroprivrede Srbije u toku 2011. godine.

Mirjana Čujić je uključena u demonstraciju laboratorijskih tehnika studentima u laboratoriji INEP-a. U cilju promocije nauke učestvovala je na takmičenju Laboratorija slavnih (FameLab) 2013. godine i Festivalu nauke (2012-2014) u Beogradu.

U toku svog dosadašnjeg rada imala je priliku da učestvuje na različitim obukama:

(organizator / naziv obuke / mesto i vreme obuke)

- Međunarodna agencija za atomsku energiju (MAAE) / „Providing Technical Support for Implementing Modern Approaches and Tools for Assessment of Radiation Impact on Terrestrial and Freshwater Environments“ / Centre for Ecology and Hydrology, Lancaster University and University of Stirling, Biological and Environmental Sciences, Velika Britanija, jesen 2011. godine;
- EC - JRC Institute for Reference Materials and Measurements / „Applications of gamma-ray spectrometry to environmental samples“ / Beograd, Srbija, novembar 2012. godine;
- MAAE/ „Modelling and Data for Radiological Impact Assessments“ (MODARIA) First Technical Meeting/ Beč, Austrija, novembar 2012. godine.
- Low Dose Research towards Multidisciplinary Integration - DOREMI i Strategy for Allied Radioecology - STAR / 'Environmental Radiobiology' / The Norwegian University of Life Sciences (UMB), Oslo, Norveška, jun 2013. godine;
- MAAE i Agencija za zaštitu od jonizujućih zračenja i nuklearnu sigurnost Srbije / 'Regional Workshop on Radiological Impact Assessment of Radioactive Discharges to the Environment' / Beograd, Srbija, oktobar 2013. godine;
- Međunarodni centar za teorijsku fiziku, ICTP / 'Workshop on Nuclear Data for Analytical Applications' / Trst, Italija, oktobar 2013. godine.
- MAAE/ „Modelling and Data for Radiological Impact Assessments“ (MODARIA) Second Technical Meeting/ Beč, Austrija, novembar 2013. godine. (on line učešće)

- MAAE i Argonne National Laboratory / „Rapid Assessment Methods for Environmental Radioactivity“ / Čikago, Illinois, SAD, mart 2014. godine;
- CERN i Univerzitet u Novom Sadu / „Danube School on Instrumentation in Elementary Particle and Nuclear Physics“ / Novi Sad, Srbija, septembar 2014. godine;
- MAAE i Argonne National Laboratory / „The Theory and Practical Application of RESRAD-BIOTA and Other Codes in the RESRAD Family for the Determination of Dose, Risk and Authorized Limits at Radioactively Contaminated Sites“ / Čikago, Illinois, SAD, oktobar 2014. godine;
- MAAE / „Human and Environmental Risk Assessment for Uranium Production Legacy Sites“ / Beč, Austirja, decembar 2014;
- MAAE i Spiez Laboratory / „In situ gamma-ray spectrometry“ / Spiez, Švajcarska, novembar 2015. godine.

Naučni doprinos kandidata:

M13 - Poglavlje u knjizi M11

Janković-Mandić, Lj., Đolić, M., Petrović, J., Ćujić, Mi., Dragović, S. Mosses As Biomonitorers of Atmospheric Pollution: Review of Methodologies, In: Advances in Environmental Research, Justin A. Daniels (Ed.), Nova Science Publishers, Inc., ISBN 978-1-63463-631-5, New York, USA, 2015, pp. 159-179.

Dragović, S., Ćujić M., Petrović, J., Dragović, R., Đorđević, M., Janković-Mandić, Lj. Biomonitoring of Atmospheric Pollution Using Mosses: Recent Developments and Future Prospects In Moss Classification, Development and Growth and Functional Role in Ecosystems ISBN 978-63117-397-4, New York, USA, 2014, pp.171-199.

Dragović, S., Ćujić, M., Kovačević, J. Environmental Radiological Impact of Uranium Mining and Milling Operations, In: Radionuclides: Sources, Properties and Hazards, J. Guillen Gerada (Ed.), Nova Science Publishers, Inc., ISBN 978-1-61942-753-2, New York, USA, 2012, pp. 205-235.

M21 Rad u vrhunskom međunarodnom časopisu

Ćujić, M., Dragović, S., Đorđević, M., Dragović, R., Gajić, B., Miljanić, Š. *Radionuclides in the soil around the largest coal fired power plant in Serbia: radiological hazard, relationship with soil characteristics and spatial distribution.* Environmental Science and Pollution Research 22 (2015) 10317-10330, ISSN 0944-1344.

Ćujić, M., Dragović, S., Đorđević, M., Dragović, R., Gajić B. *Environmental assessment of heavy metals around the largest coal fired power plant in Serbia.* Catena, In Press.

Ćujić, M., Dragović, S., Sabovljević, M., Slavković-Beškoski, L., Kilibarda, M., Savović, J., Onjia, A. *Use of mosses as biomonitors of major, minor and trace element deposition*

around the largest thermal power plant in Serbia. CLEAN - Soil Air Water 42 (2014) 5-11, ISSN 1863-0669.

Dragović, S., Ćujić, M., Slavković-Beškoski, L., Gajić, B., Bajat, B., Kilibarda, M., Onjia, A. *Trace element distribution in surface soils from a coal burning power production area: a case study from the largest power plant site in Serbia.* Catena, 104 (2013) 288-296, ISSN 0341-8162.

M22 Rad u istaknutom međunarodnom časopisu

Petrović, J., Ćujić, M., Đorđević, M., Dragović, R., Gajić, B., Miljanić, Š., Dragović, S. *Spatial distribution and vertical migration of ^{137}Cs in soils of Belgrade (Serbia) 25 years after the Chernobyl accident.* Environmental Science: Processes and Impacts, 15 (6) (2013) 1279-1289, ISSN 2050-7887.

Dragović, S., Gajić, B., Dragović, R., Janković-Mandić, Lj., Slavković-Beškoski, L., Mihailović, N., Momčilović, M., Ćujić, M. *Edaphic factors affecting the vertical distribution of radionuclides in the different soil types of Belgrade, Serbia.* Journal of Environmental Monitoring 14 (1) (2012) 127-137, ISSN 1764-0325.

M51 Vodeći naučni časopis nacionalnog značaja

Janković-Mandić, Lj., Petrović, J., Ćujić, M., Dragović, R., Đorđević, M., Nikolić, M., Dragović, S. *Sadržaj ^{137}Cs u zemljištu Beograda i procena jačine doze od ovog radionuklida.* ECOLOGICA, 76 (2014) 800-804.

M33 Saopštenje sa međunarodnog skupa štampano u celini

Ćujić, M., Petrović, J., Đorđević, M., Dragović, R., Dragović, S. *The radiological hazard due to naturally occurring radionuclides in soil around thermoelectric power plant, The*

Second International Conference on Radiation and Dosymetry in Various Fields of Research, RAD 2014, Niš, Serbia, May 27-30, 2014, Proceedings, 87-90, ISBN 978-86-6125-101-6.

Petrović, J., Dragović, R., Gajić, B., Ćujić, M., Dragović, S. Vertical distribution pattern of ^{137}Cs in undisturbed arenosoils of Banat Sands, Serbia, The Second International Conference on Radiation and Dosymetry in Various Fields of Research, RAD 2014, Niš, Serbia, May 27-30, 2014, Proceedings, 231-234, ISBN 978-86-6125-101-6.

Petrović, J., Dragović, R., Đorđević, M., Đokić, M., Nikolić, M., Ćujić, M., Dragović, S. Vertical distribution of ^{137}Cs in the undisturbed soil profiles in the basin of Pčinja River, southeastern Serbia, 12th International Conference on Fundamental and Applied Aspects of Physical Chemistry, Belgrade, Serbia, September 22-26, 2014. Proceedings, 877-880, ISBN 978-86-82475-32-3.

Petrović, J., Janković-Mandić, Lj., Ćujić, M., Dragović, S. External effective gamma dose rates originating from ^{137}Cs in surface soils of Belgrade urban area, 27th Symposium 'Society for Radiation Protection of Serbia and Montenegro', Vrnjačka Banja, Serbia, October 2-4, 2013, Proceedings, 80-82, ISBN 978-86-7306-115-3.

Florou, H., Dragović, S., Trabidou, G., Ćujić, M., Kritidis, P., Petrović, J., Sotiropoulou, M., Kovačević, J. Comparative radiological impact assessment in areas of elevated natural radioactivity in Greece and Serbia, 11th International Conference on Fundamental and Applied Aspects of Physical Chemistry, Belgrade, Serbia, September 24-28, 2012, Proceedings, 645-647, ISBN 978-86-82475-28-6.

Dragović, S., Gajić, B., Janković-Mandić, Lj., Slavković-Beškoski, L., Mihailović, N., Momčilović, M., Ćujić, M. Vertical distribution of radionuclides in soils of varying pedochemistry, International Symposium "The Environment and Industry" SIMI 2011, Bucharest, Romania, Proceedings, November 16-18, 2011, 122-128, ISBN 1843-5831.

Ćujić, M., Gajić, B., Janković-Mandić, Lj., Slavković-Beškoski, L., Momčilović, M., Dragović, S. Relationship between content of stable metals and radionuclides in soils around the largest thermal power plant in Serbia and soil particle-size fractions, International Symposium "The Environment and Industry" SIMI 2011, Bucharest, Romania, Proceedings, November 16-18, 2011, 286-291, ISBN 1843-5831.