

D- 335

UNIVERZITET U NOVOM SADU  
PRIRODNO-MATEMATIČKI FAKULTET  
INSTITUT ZA FIZIKU

*GAMA-SPEKTROMETRIJA  
U ODREĐIVANJU TRANSPORTA  
PRIRODNIH RADIONUKLIDA IZ ZEMLJIŠTA U BILJKE*

diplomski rad

mentor:  
dr Ljiljana Čonkić

kandidat:  
Ler Filip

NOVI SAD, decembra 1995.

26. dec. 1995.

Одјел	Академски години	Број	Споменик
0603	9/250		

Eksperimentalni deo ovog diplomskog rada radjen je u Laboratoriji za nuklearnu fiziku Instituta za fiziku Prirodno-matematičkog fakulteta u Novom Sadu.

Diplomski rad je radjen pod rukovodstvom dr Ljiljane Čonkić, kojoj kao i svim članovima Laboratorije za nuklearnu fiziku dugujem veliku zahvalnost na pomoći u toku izrade ovog rada. Takođe želim da iskažem veliku zahvalnost gospodinu Boriši Milićeviću koji mi je većinu referenci pomogao da prevedem.

Ler Filip

NATURA DUCE ERRARI NULLO PACTO POTEST.

Kada priroda vodi ne može se zahutati.

## SADRŽAJ

I.UVOD .....	1
II.OPŠTI DEO .....	3
II.1. Radionuklidi, jonizujuća zračenja, njihovo dejstvo na živi svet .....	3
II.2. Radijaciona doza i procena rizika .....	4
II.3. Parametri radijacione sigurnosti bioloških sistema .....	8
II.4. Terestrijalni ekosistemi; izvori i putevi njihove radiološke kontaminacije .....	9
II.5. Transport prirodnih radionuklida iz zemljišta u biljke .....	15
II.6. Program mera za smanjivanje radiokontaminacije .....	17
III. MERNA TEHNIKA I METOD MERENJA .....	18
III.1. Specifičnosti $\gamma$ -spektrometrije prirodnih uzoraka .....	18
III.2. Merna tehnika i metod merenja .....	20
III.3. Kalibracija efikasnosti detektora .....	26
IV. EKSPERIMENTALNI DEO .....	27
IV.1. Uzorkovanje i priprema uzoraka .....	27
IV.2. Rezultati i diskusija .....	27
V. ZAKLJUČAK .....	33
VI. LITERATURA .....	36



## I. UVOD

U eri napretka nuklearne tehnologije, proizvodnje veštačkih radionuklida, intenzivnijeg korišćenja nuklearne energije, pa i akidentalnih situacija na nuklearnim postrojenjima praćenih kontaminacijom velikih naseljenih regiona, pažnja javnosti svakako nije fokusirana na problem prirodne radioaktivnosti. Sa stanovišta potrebe da se kontroliše izlaganje stanovništva ionizujućem zračenju to nikako nije opravdano, jer u normalnim uslovima pretežni deo doze zračenja koje stanovništvo prima potiče ipak iz prirodnih izvora.

Radionuklidi ispušteni u prirodu doprinose ozračavanju čoveka preko različitih mehanizama. Inhaliranjem i/ili ingestijom dospevaju u telo iz vazduha, vode i hrane, gde inkorporirani u tkivima organa izazivaju interna ozračivanja. Uticaj biosfere na radionuklide u pojedinim ekosistemima ispituje se najčešće simuliranjem mehanizama interakcije u laboratorijskim uslovima, uz relativno visoke - pouzdano merljive koncentracije aktivnosti u cilju omogućavanja i merenja još uvek veoma niskih hemijskih koncentracija. Zato ne postoji pravi uvid u stvarne procese u prirodi, koji se odvijaju pri niskim koncentracijama radionuklida, pri čemu je poseban problem nepoznavanje stvarno prenosivih frakcija radionuklida pri disperziji.

Na osnovu sistematskog merenja prirodnih radionuklida u vazduhu, vodama, zemljištu, namirnicama i stočnoj hrani i dobijenih rezultata može se konstatovati različiti sadržaj pomenutih radionuklida koji se putem namirnica unose u organizam stanovnika nekog područja.

Za ocenu značaja bilo kakve naknadne radiokontaminacije biosfere, neophodno je poznavanje kapaciteta pojedinih bioloških sistema za primanje radionuklida, a koji mora biti ograničen dozvoljivim granicama sadržaja veštačkih radionuklida, imajući u vidu nivo prirodne radioaktivnosti tog sistema.

Lokacije sa povišenim nivoom prirodne radioaktivnosti pružaju dobru priliku za ispitivanje

posledica produženog izlaganja čoveka ionizujućem zračenju. Uz to takve lokacije predstavljaju izvrsne prirodne laboratorije za eksperimentalnu studiju simultanog transporta prirodnih radionuklida iz zemljišta u biljke u stacionarnim uslovima.

Program ovog diplomskog rada sastoji se u sledećem:

- određivanje koncentracije aktivnosti prirodnih radionuklida:  $^{238}U$ ,  $^{226}Ra$ ,  $^{232}Th$  i  $^{40}K$ , iz snimljenih spektara uzoraka zemljišta i biljnog materijala;
- određivanje transfer faktora prirodnih radionuklida iz zemljišta u biljke;
- procena apsorbovanih i ekvivalentnih doza koje primi sama biljka, i ingestionih doza koje čovek dobija od prirodnih radionuklida sadržanih u toj vrsti hrane.

Na kraju se postavlja pitanje svrhe ovih merenja opisanih u daljem tekstu. Transport radionuklida od zemljišta, preko pojedinih članova lanca ishrane do čoveka je osnovni problem u proceni radijacionog rizika. Jedan od pristupa rešavanja ovog problema uključujući problem intenzivne proizvodnje kvalitetne hrane, za koju povišen nivo prirodne radioaktivnosti zemljišta može da bude ozbiljan limitirajući faktor, je svakako detaljno poznavanje usvajanja radionuklida od strane biljaka značajnih za ishranu, te je i ovaj rad mali doprinos tome.

## II. OPŠTI DEO

### II.1. RADIONUKLIDI, JONIZUJUĆA ZRAČENJA, NJIHOVO DEJSTVO NA ŽIVI SVET

Svet, sva živa i neživa priroda sazdana je od hemijskih elemenata, a ovi od atoma čije jezgro - proton i neutron drže na okupu jake privlačne *nuklearne sile*. Kombinacija različitog broja protona i neutrona daje jezgra sa različitim stepenom stabilnosti, tako da potpuno stabilnih različitih nuklearnih vrsta ima samo oko 270, dok sva ostala jezgra spontano teže da izmene nepovoljan odnos protona i neutrona i da postignu stabilno stanje. Pri tome emituju zračenja različitih vrsta i energija transformišući se u jezgra drugih hemijskih elemenata. Ovaj proces prelaska jezgra u stabilno stanje uz istovremeno emitovanje zračenja naziva se *radioaktivnim raspadom*, a nuklearna vrsta sa takvim osobinama *radionuklid*. Brzina raspada izražava se konstantom raspada  $\lambda$ , koja označava verovatnoću raspada jezgra atoma u jedinici vremena. Materijal u kojem se u jednoj sekundi dešava jedan raspad ima aktivnost od 1 Bq (bekerel).  $1 \text{ Bq} = 1 \text{ s}^{-1}$  predstavlja jedinicu aktivnosti izvora u SI sistemu. U praksi se obično koristi karakteristika radioaktivnog raspada poznata kao vreme poluraspada:

$$T_{\frac{1}{2}} = \frac{\ln 2}{\lambda}, \quad (1)$$

karakteristično za svaki radionuklid. Zakon radioaktivnog raspada opisuje opadanje broja radioaktivnih atoma sa vremenom i glasi:

$$N = N_0 \cdot e^{-\lambda t}. \quad (2)$$

Zajedničko za sve tipove zračenja koja potiču iz radioaktivnih raspada ( $\alpha$ -raspad,  $\beta$ -raspad,  $\gamma$  -"raspad" - spontana fisija) je da (kao i X-zračenje i neutroni) u materiji kroz koju prolaze izazivaju stvaranje jona, što je opšti naziv *jonizujuća zračenja*. Pod pojmom jonizujućih

zračenja se, znači, podrazumevaju čestice nastale pri izvesnim interakcijama u elektronskom omotaču atoma (rentgensko zračenje). Po prirodi se deli na elektromagnetsko i korpuskularno.

Osnovni proces je interakcija snopa zračenja sa elektronskim omotačem atoma. Ukoliko je iznos predate energije veći od jonizacionog potencijala, elektron napušta atom i ovaj postaje pozitivan ion. Jonizacioni potencijal za većinu elemenata koji ulaze u sastav organskih molekula raznih tkiva je reda 10 do 20 eV ( $1 \text{ eV} = 1.6 \cdot 10^{-19}$ ) te izbačeni elektroni mogu da imaju širok spektar energija. Najveći deo energije koju ionizujuće zračenje preda atomu supstance kroz koju prolazi putem navedenih interakcija konačno uveća unutrašnji sadržaj energije samog apsorbera, tj. pretvori se u toplotu. Samo mali deo energije upadnog snopa putem jonizacije dovodi do bioloških oštećenja. Činjenica da su biološki efekti zračenja u izuzetnoj nesrazmeri sa predatom energijom predstavlja tzv. *radiobiološki paradox*. Naime, doza od 10 Gy ( $1 \text{ Gy} = 1 \text{ J} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) dovoljna je da usmrti čoveka i bilo kojeg sisara. Istovremeno, ova energija temperaturu ljudskog tela može da podigne samo za  $0.001^\circ\text{C}$ . Govoreći o jonizaciji ta doza odgovara stvaranju  $2 \cdot 10^{15}$  jonskih parova po gramu tkiva, što je ekvivalent  $2 \cdot 10^6$  jonizacija po jednoj ćeliji. Budući da ćelija sadrži oko  $10^8$  velikih molekula i  $10^{13}$  molekula vode, deo molekula koji je ionizovan ne bi imao letalno dejstvo da nisu u pitanju vitalni centri malih dimenzija.

## II.2. RADIJACIONA DOZA I PROCENA RIZIKA

Da bi radijacioni efekti mogli u potpunosti da se procene potrebno je poznavati tri bitna aspekta fenomena:

- "kvalitet" zračenja (fotoni, elektroni, neutroni) i energiju samog zračenja;
- količinu energije apsorbovane u tkivu;
- prostornu i vremensku raspodelu te energije.

U cilju dobijanja kvantitativne mere dejstva zračenja na materiju uvodi se pojam *apsorbovane doze*, koja se definiše kao količnik energije predate nekoj elementarnoj zapremini ozračenog tela i mase supstance sadržane u ozračenoj zapremini:

$$D = \frac{d\bar{E}}{dm} \quad (3)$$

Ovako definisana apsorbovana doza primenjuje se za proračune radijacionih oštećenja izazvanih svim vrstama zračenja, a SI jedinica je Grej (Gy) ( $1 \text{ Gy} = 1 \text{ J/kg}$ ).

Prepostavimo da su radionuklidi transferovani iz zemljišta u biljku i da biljka prima odredjenu apsorbovanu i ekvivalentnu dozu od unetih radionuklida. Obzirom da je domet  $\gamma$ -zračenja veoma veliki, za proračun se uzima u obzir samo  $\alpha$  i  $\beta$ -zračenje.

Brzina apsorbovane doze (i za  $\alpha$  i  $\beta$ -čestice) se izračunava pomoću formule

$$\dot{D} = A \cdot \bar{E} \cdot R$$

gde je

$A$ ... koncentracija aktivnosti u biljnom materijalu,

$\bar{E}$ ... usrednjena energija ( $\alpha$  odn.  $\beta$ -čestice) a

$R$ ...broj emitovanih čestica u nizu.

Ekvivalentna doza se dalje izračunava kao  $DE = \dot{D} \cdot t \cdot QF$ , gde je  $\dot{D}$  - brzina doze,  $t$  - vegetativni period (uzeto je da je  $t=1$  mesec), a  $QF$  - faktor kvaliteta.

Biološki sistemi najčešće su izloženi  $\gamma$  i X-zračenju, a direktno merenje energije koju ova vrsta zračenja preda telu je veoma komplikovano, te se vrednost apsorbovane doze određuje preko ekspozicione doze - ekspozicije. Ekspozicija se definiše kao količnik absolutne vrednosti nadelektrisanja jona jednog predznaka stvorenih u vazduhu (kada su svi sekundarni elektroni oslobodjeni u interakciji sa primarnim fotonima potpuno zaustavljeni - ne vrše dalju ionizaciju) i mase ozračene zapremine. SI jedinica za ekspoziciju je  $1 \text{ C} \cdot \text{kg}^{-1}$ , a često se još uvek upotrebljava vanskemska jedinica rendgen ( $1 \text{ R} = 2.58 \cdot 10^{-4} \text{ C} \cdot \text{kg}^{-1}$ ).

Problem radijacione zaštite nije rešen poznavanjem primljene doze, pošto biološki efekat zavisi i od tipa zračenja, kao i od prostornog rasporeda izvora zračenja i ozračenog sistema, te je uveden i pojam ekvivalentne doze  $DE = D \cdot DF \cdot QF$ . Prostorna distribucija radionuklida unesenih u organizam nije uniformna i javljaju se regije sa velikim biološkim efektom, te se uvodi distribucijski faktor (DF).

Obzirom da su radiobiološki eksperimenti pokazali da veća gustina ionizacije za istu apsorbovanu energiju proizvodi veći biološki efekat uveden je faktor kvaliteta (QF), koji pokazuje koliko puta dato zračenje izaziva veći efekat od  $\gamma$  ili X-zračenja - koje se uzima kao referentno.

Tab. 1. Vrednosti faktora kvaliteta različitih tipova zračenja

tip zračenja	QF
X i $\gamma$ -zraci	1
$\beta$ -zraci $E_{max} > 0.03 \text{ MeV}$	1
$\beta$ -zraci $E_{max} < 0.03 \text{ MeV}$	1.7
neutroni, protoni $E \leq 10 \text{ MeV}$	10
$\alpha$ -čestice	10
teška jezgra	20

Jedinica za ekvivalentnu dozu je Sivert (Sv), dimenziono je jednak Gy (1 Sv = 100 rem), pošto su QF i DF bezdimenzijske konstante.

Izvori zračenja su ingestijom dospeli u ljudski organizam. Dozimetrijska merenja su u ovoj situaciji nemoguća, te se na osnovu merenja koncentracije radionuklida u hrani i procene količine konzumiranja iste primenom odgovarajućih modela i proračuna procenjuje doza usled interne kontaminacije radionuklidima unetim ingestijom. Transport, raspodela i deponovanje pojedinih radionuklida u ljudskom organizmu se mogu proceniti ukoliko se poznaju fiziološke i biohemiske

funkcije - metabolism organizma, s tim da su moguće veoma velike varijacije u zavisnosti od specifičnosti individue.

Za svaki radionuklid se propisuje godišnja granica unošenja ingestijom ,tzw. ALI vrednost (Annual Limits on Intakes), koja daje dozu od 50 mSv. U tabeli 2. su date ALI vrednosti (ingestion) za  $^{238}U$ ,  $^{226}Ra$ ,  $^{232}Th$  i  $^{40}K$ . ALI vrednosti navedene u tabeli se odnose na radionuklide bez njihovih potomaka. Međutim, unošenje radionuklida zajedno sa potomcima nastalim raspadom u organizmu tretiraju se generalnim metodom koji odgovara smesama [1].

Tab.2. Godišnje granične vrednosti unošenja radionuklida ingestijom u [Bq]

	ALI [Bq]
$^{238}U$	$5 \cdot 10^5$
$^{226}Ra$	$7 \cdot 10^4$
$^{232}Th$	$3 \cdot 10^4$
$^{40}K$	$1 \cdot 10^7$

Procena ingestionih doza iz 1 kg unete hrane u organizam čoveka se vrši na sledeći način:

$$\frac{D_i}{m} [\text{mSv/kg}] = A_i \cdot K, \quad (4)$$

gde je:

$A_i$ ...koncentracija aktivnosti i-tog radionuklida u hrani, a

$$K = \frac{50[\text{mSv}]}{\text{ALI}[Bq]}.$$

Na efekte ozračenja gotovo presudno utiče brzina doze zračenja, koja predstavlja dozu apsorbovanu u jedinici vremena [ $\mu\text{Gy} \cdot \text{s}^{-1}$ ].

Imajući u vidu važnost što preciznijeg određivanja radijacionog rizika koje iziskuje tačno poznavanje doze, jasna je važnost rešavanja metroloških problema u ovoj oblasti.

Izučavanje odnosa doze zračenja i odgovarajućeg biološkog efekta pokazalo je da za pojavu biološkog efekta treba dostići određen prag doze zračenja, koji predstavlja granicu između "dozvoljenog" i štetnog zračenja i definisan je kao maksimalna dozvoljena doza zračenja. Na osnovu maksimalne dozvoljene doze zračenja propisuju se norme sigurnosti.

Obzirom da zračenje može da bude unutrašnje i spoljašnje i norme sigurnosti se formiraju za oba slučaja.

Norme sigurnosti za unutrašnje zračenje veoma su komplikovane. Problemi koji se javljaju uslovjeni su nizom faktora:

- vrstom radionuklida,
- efektivnim vremenom njegovog poluraspada,
- energijom zračenja,

- metabolitičkim karakteristikama (resorpcija, deponovanje, tip kritičnog organa),
- stepenom toksičnosti,
- količinom unetog radionuklida,
- mehanizmom resorpcije,
- rastvorljivošću u tkivnim tečnostima itd.

U vanrednim situacijama norme se postavljaju tako da se izbegnu nestohastički efekti<sup>1</sup> zračenja, a stohastički efekti<sup>2</sup> treba da budu redukovani koliko je razumno - po principu ALARA (As Low as reasonably Achievable - toliko nisko koliko se razumno može postići).

Obzirom da nema doze koja se može označiti kao bezbedna ne može se smatrati da je zemljiste i bilo koji drugi deo životne sredine bezbedan ukoliko je nivo radioaktivnosti ispod neke zakonom propisane granice. Pri izradi osnova za "Plan interventnih mera u vanrednim radijacionim situacijama" odgovorni organi moraju da ostvare princip ALARA uz obavezu da u što većoj meri kvantitativno uporede

- DOBIT - KORIST (od smanjenja rizika primenom određenih mera)
- GUBITAK - ŠTETU (zbog ekonomskih, psiholoških, odn. zdravstvenih i socijalnih šteta izazvanih direktno ili indirektno primenom tih istih mera).

Kako sve mere imaju svoju cenu, opravdane su samo one čija primena ostvaruje korist veću od gubitka, pri čemu se uvek daje prednost zaštiti zdravlja. Rešavanje ovog problema zahteva visokostručni, interdisciplinarni pristup [2]. U samom postupku prvi korak svakako treba da bude pažljivo snimanje osnovne komponente životne sredine, pri čemu treba voditi računa o zastupljenosti reprezentativnih uzoraka za određenu teritoriju. Takodje je potrebno utvrditi transfer faktore za tipska tla i najzastupljenije kulture, kako bi u slučaju eventualnog udesa mogao da se utvrdi realan transfer kontaminacije u vegetaciju odn. ostale karike lanca ishrane. Na osnovu podataka dobijenih merenjem koncentracije aktivnosti navedenih uzoraka računaju se doze koje stanovništvo prima kao posledicu akcidenta u prvoj godini i tokom 50 godina. Za doze

- < 5 mSv/god, odn. 50 mSv za 50 godina  
gotovo se ne preduzimaju nikakve mere
- 5 mSv/god ≤ doza ≤ 50 mSv/god  
preduzimaju se mere kao što su: kontrola svih namirnica, privremena zabrana ispaše stoke
- iznad ovih granica dolaze u obzir: restrikcija hrane, skloništa, evakuacija.

---

<sup>1</sup>NESTOHASTIČKI EFEKTI - jačina efekta zavisi od jačine doze. Za njih postoji prag doze.

<sup>2</sup>STOHASTIČKI EFEKTI - od jačine doze zavisi više verovatnoča javljanja efekta nego veličina efekta. Za njih ne postoji prag doza i nastaju samo kod pojedinaca, a ne kod svih ozračenih pojedinaca.

## II.3. PARAMETRI RADIJACIONE SIGURNOSTI BIOLOŠKIH SISTEMA

Poznavanje radioekološke situacije nekog sistema zahteva sistematsko izučavanje svih potencijalnih izvora zagadjivanja radioaktivnim materijama i njihovu rasprostranjenost u čovekovoj okolini.

U cilju očuvanja bioloških zajednica od ove vrste zagadjivača, koji su neminovna posledica korišćenja nuklearne energije, neophodno je određivanje i drugih parametara, na osnovu kojih je moguće donošenje zaključaka o odnosu efekta korisnosti i efekta rizika, a da radijaciona sigurnost biološkog sistema bude maksimalna i u somatskom i u genetskom smislu. Stoga, današnja istraživanja u ovoj oblasti odnose se na saznanje porekla radioaktivnih materija u okolini, njihovih puteva kretanja i svih barijera od izvora do biološkog sistema (tzv. lanci prelaza), vrste i sadržaja radioaktivnih materija, identifikacija radionuklida i njihovo merenje u pojedinim fazama biološkog sistema.

Brzina i mehanizmi ugradjivanja radionuklida u biološke zajednice zavise od fizičko-hemijskih osobina i radionuklida i bioloških zajednica. Poznavanje ovih parametara je bitno kada se govori o radijacionoj sigurnosti biološkog sistema. Svakako, poznavanje dejstva radioaktivnog zračenja na biosisteme i posledice ovog dejstva doprinosi potpunijem sagledavanju radijacionog rizika ispitivanog sistema.

Migracija radionuklida iz jedne u drugu kariku nekog ekološkog sistema, kvantitativno i kvalitativno se opisuje preko niza parametara, kao npr. koeficijenta nakupljanja, diskriminacije, translokacije, prelaza, zaštite, koncentracionih faktora i dr. Iznalaženje ovih parametara zahteva određivanje sadržaja ispitivanog radioaktivnog izotopa u vazduhu, padavinama, zemljjištu, kao i svim fazama datog ekosistema [3].

KOEFICIJENT NAKUPLJANJA ( $K_{nak}$ ) definisan je kao:

$$K_{nak} = \frac{C_n}{C_{n-1}} \quad (5)$$

gde je

$C_n$ ...koncentracija radionuklida u odgovarajućim jedinicama u "n"-toj karici ekološkog sistema,  
 $C_{n-1}$ ...koncentracija radionuklida u odgovarajućim jedinicama u "n-1"-oj karici tog sistema.

KOEFICIJENT TRANSLOKACIJE ( $K_{tr}$ ) za radionuklide definiše se kao odnos sadržaja ispitivanog radionuklida, izražen u odgovarajućim jedinicama n-te karice ekološkog sistema u dve različite faze životne sredine te karice. Npr. za biljke je to odnos sadržaja radionuklida u biljci

i sadržaj tog radionuklida u padavinama i zemljишtu.

Odredjivanje kapaciteta biološkog sistema da akumulišu radionuklide zahteva poznavanje akumulacionih faktora (odnos sadržaja radionuklida u odgovarajućim jedinicama ispitivanog sistema i njegove životne sredine), kao i koncentracionih faktora. Ovi faktori važe samo za ravnotežna stanja.

KONCENTRACIONI FAKTOR ( $K_f$ ) definiše se kao odnos mase (mg) radionuklida ispitivanog sistema i životne sredine tog sistema.

Uopšte, da bi se ustanovilo koliko je neki biološki sistem sposoban da koncentruje radionuklide, neophodno je poznavanje sadržaja njihovih stabilnih izotopa ili metaboličkih analoga u sistemu, u odnosu na sredinu čiji je sastavni deo ispitivani sistem.

#### II.4. TERESTRIJALNI EKOSISTEMI; IZVORI I PUTEVI NJIHOVE RADILOŠKE KONTAMINACIJE

Ekosistem je kombinacija abiotičkog fizičko-hemijskog okruženja i ansambla živih organizama, koji kombinovano stvaraju oblik uzajamno koreliranog i uzajamno zavisnog sistema. Ova medjuzavisnost između živih i neživih komponenata je važna koncepcija za razumevanje čovekovog uticaja na okolinu, kao i u opisivanju procesa transporta radionuklida. Postoje primarni tipovi osnovnih sredina ili ekosistema, koji se mogu koristiti za prirodnu klasifikaciju puteva ozračavanja:

- terestrijalni (zemljani),
- akvatični (sveža voda),
- morski i
- estuarinski ekosistemi.

Zemljишte se smatra kontaminiranim ako se u njemu nalaze radioaktivne materije čija aktivnost može prouzrokovati ozračenje grupe pojedinaca iz stanovništva i stanovništva u celini iznad propisanih granica, uzimajući u obzir spoljašnje ozračenje, lanac ishrane i mogućnost kontaminacije vazduha i vode.

Unošenje radioaktivnog materijala u zemljишte može da bude direktno (unošenjem izvora ili stvaranjem *in situ*) i indirektno (iz druge kontaminirane sredine) [4].

Putem vodenih sistema (naročito voda za navodnjavanje, putem biološkog ciklusa, direktnim kontaktom sa mokrim i suvim atmosferskim talogom i materijalima sa tehnološki povišenim nivoom radioaktivnosti), kao i pri fizičkom transportu radioaktivnog materijala, može da dodje do kontaminacije zemljišta, koje tada predstavlja trajan rezervoar radionuklida odnosno ionizujućeg zračenja.

Sami izvori ionizujućeg zračenja se u osnovi dele na prirodne i tehnološke, pri čemu se prirodni izvori javljaju kao prirodni neizmenjeni i tehnološki promjenjeni prirodni izvori. U prirodne izvore zračenja i tehnološki promjenjene izvore zračenja spadaju *radionuklidi zemaljskog porekla* koji se dele na

1. radionuklide koji ne pripadaju radioaktivnim serijama
2. radionuklide koji pripadaju radioaktivnim serijama (uranov i torijumov niz)

1. U prvoj grupi najznačajniji je  $^{40}K$ .  $^{40}K$  emitiše  $\beta$  i  $\gamma$ -zračenje (sa jednim elektronskim zahvatom od 11 %). Fizičko vreme poluraspada  $^{40}K$  je  $1.26 \cdot 10^9$  godina, a biološko vreme poluraspada je 58 dana. U svakom kilogramu prirodnog kalijuma nalazi se aktivnost  $^{40}K$  od oko 30 kBq te je  $^{40}K$  pored prirodnog kalijuma prisutan u svim komponentama životne sredine. Prosečan stanovnik putem hrane u svoj organizam unese godišnje oko 44 kBq  $^{40}K$ , ali se gro izluči ekskretima i ravnotežni sadržaj u organizmu žena je oko 2.8 kBq, a muškaraca 4.2 kBq.

Kalijum je jedan od najrasprostranjenijih elemenata u životnoj sredini. U stvari, kalijum je tipičan "bioelement" jer ulazi u sastav svih organizama.

U tabeli 3. dat je sadržaj  $^{40}K$  u životnoj sredini [3].

Tab. 3. Sadržaj  $^{40}K$  u životnoj sredini (Bq/kg)

atmosfera	$3.7 \cdot 10^{-7}$
zemljina kora	888
zemljište	29.6-888
morska voda	8.88-11.84
rečna voda	$3.7 \cdot 10^{-2}$
jezerska voda	$7.4 \cdot 10^{-2}$ -0.555
mineralna voda	1.11-9.25
biljke	88.8-444
životinje	37-125.8
čovek	59.2

Iz navedenih podataka sledi da je celokupna životna sredina opterećena  $^{40}K$ , a samim tim i čovek. Doprinos  $^{40}K$  u ukupnoj aktivnosti prirodnih radioaktivnih materija za većinu bioloških sistema je preko 90%.

## 2.1. Serija urana

Koncentracija  $^{238}U$  u zemljištu se kreće od 10 do 50 Bq/kg. Prirodni uran sadrži tri izotopa i to: 0.006%  $^{234}U$ , 0.72%  $^{235}U$  i 99.27%  $^{238}U$  čiji je period poluraspada 4.49 milijardi godina

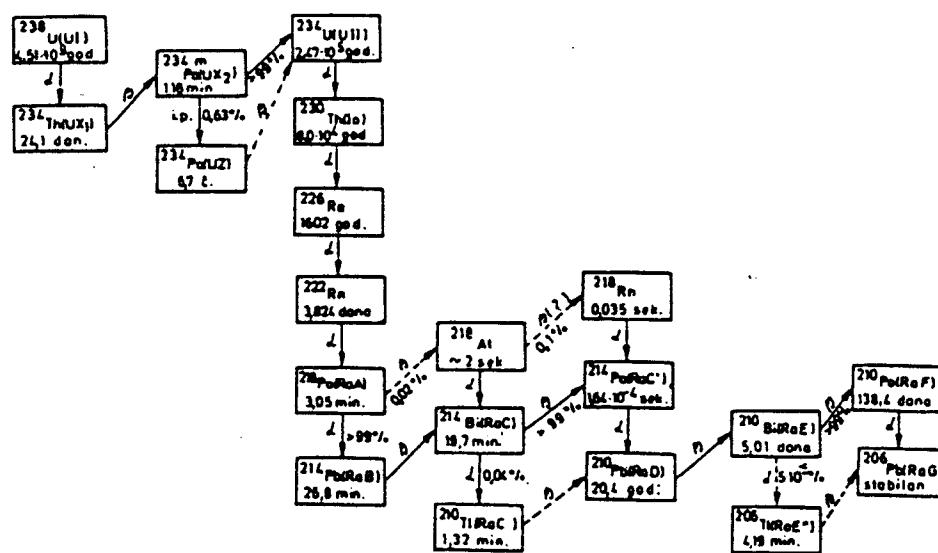
[5]. Po zdravstvenim efektima najopasniji je  $^{238}U$  (1 g  $^{238}U$  u ravnoteži sa produktima raspada emituje u jednoj sekundi  $9.84 \cdot 10^4$   $\alpha$ -čestica, koja kada prođe u tkivo tokom desetobilionitog dela sekunde izazivaju ionizaciju atoma, a zatim formiranjem slobodnih radikala prouzrokuju promene u molekulima biološki važnim za funkciju ćelije) [6]. Prirodni uran predstavlja specijalni slučaj sa aspekta zaštite jer izaziva i hemijske toksične efekte na bubrežima. Član uranovog niza  $^{226}Ra$  je takođe dugoživeći  $\alpha$ -emiter koji se ugradjuje u kosti, deponovan u kostima dugo ozračuje koštano tkivo i indukuje sarkom kostiju, a gasoviti potomak  $^{226}Ra$  doprinosi internom ozračivanju pluća [7].

Izotop  $^{238}U$  se raspada preko složenog niza radioaktivnog raspada (sl.1a.) i sa nizom  $^{232}Th$  čini dominantni deo prirodne radioaktivnosti [8].

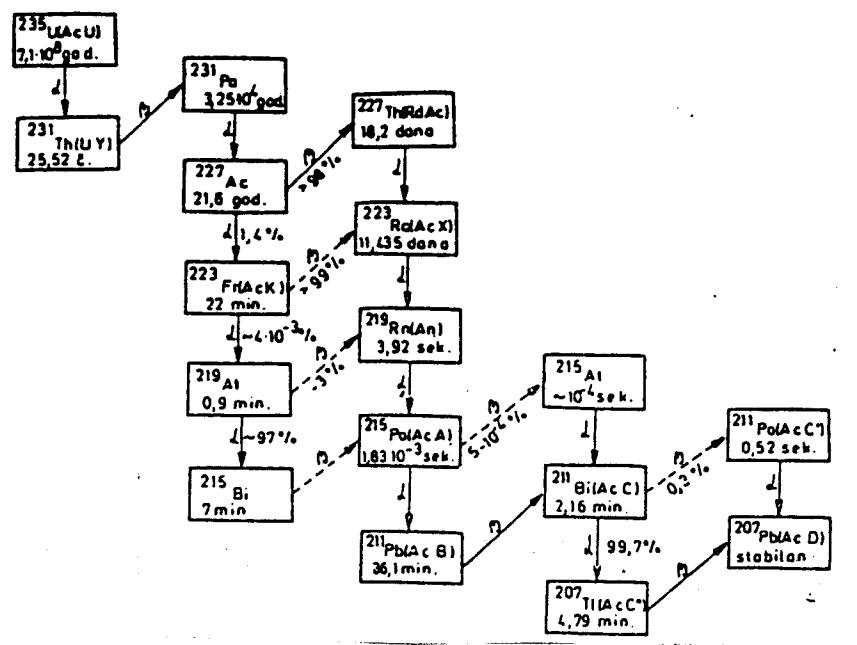
Serija  $^{238}U$  je od primarnog značaja koji daleko prevaziđa značaj pri izlaganju izotopima kao što su  $^{232}Th$  i  $^{235}U$  serije (na sl. 1b. je prikazan niz radioaktivnog raspada  $^{235}U$ ).

## 2.2. Serija torijuma

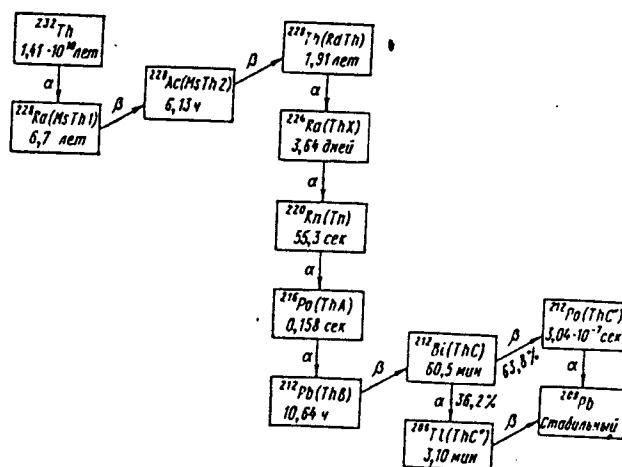
$^{232}Th$  slabo migrira iz stena zemljišta, a koncentracija u zemljištu je 7-50 Bq/kg [9]. Na sl.2. je prikazan niz radioaktivnog raspada  $^{232}Th$ .



Sl.1a. Niz radioaktivnog raspada  $^{238}U$



Sl. 1b. Niz radioaktivnog raspada  $^{235}\text{U}$



Sl. 2. Niz radioaktivnog raspada  $^{232}\text{Th}$

Tehnološki promenjeni prirodni izvori (usled ljudske delatnosti) su:

- kosmička zračenja na većim visinama (aerotransport),
- radionuklidi koji se rasejavaju sagorevanjem uglja, nafte i gasa,

- radionuklidi koji se redistribuiraju gradjevinskim materijalom i rudarskom delatnošću,
- radionuklidi u veštačkim djubrивима,
- radionuklidi u koncentrovanim produktima veterinarskog nadzora i
- radionuklidi u koncentrovanim produktima široke potrošnje.

U tehnološke izvore ionizujućeg zračenja ubrajaju se:

- radionuklidi u globalnoj atmosferi, poreklom od probnih nuklearnih eksplozija ( $^{137}Cs$ ,  $^{90}Sr$ ,  $^{95}Zr$ ),
- nuklearni objekti,
- izvori zračenja u medicini (dijagnostika, terapija),
- izvori ionizujućih zračenja u industriji,
- izvori ionizujućih zračenja u javnoj upotrebi (gromobrani, javljači požara...) [10].

Za radioekologiju poseban interes predstavlja proučavanje migracije radionuklida u zemljištu kao osnovnom resursu u poljoprivrednoj proizvodnji. Radioaktivne materije mogu biti usvojene od strane gajenih biljaka, kako nadzemnim delovima biljaka, iz vazduha, tako i korenovim sistemom, iz zemljišta. Intenzitet akumulacije radioaktivnih materija u biljkama zavisi od više faktora, medju kojima možemo izdvojiti četiri osnovna:

- 1) fizičko-hemijske osobine zemljišta,
- 2) biološke osobine biljaka,
- 3) fizičko-hemijske osobine radionuklida i
- 4) osobine primenjenih agrotehničkih mera.

1. *Fizičko-hemijske osobine zemljišta.* Osnovni fizičko-hemijski pokazatelji zemljišta koji utiču na pokretljivost radionuklida i njihovo usvajanje od biljaka su:

- kapacitet adsorpcije i sadržaj razmenljivih katjona,
- mehanički sastav,
- mineraloški sastav,
- kiselost zemljišta (pH),
- sadržaj organskih materija i radionuklida u zemljištu.

Povećanje kapaciteta adsorpcije zemljišta, po pravilu, utiče na povećanje sorpcije mikrokoličina radionuklida, a sastav razmenljivih katjona određuje specifičnost reakcija radionuklida sa njihovim hemijskim analizama.

Mehanički sastav utiče tako što sa povećanjem disperznosti zemljišnih čestica biljkama se smanjuje dostupnost radionukilda. Najveći uticaj na pokretanje radionuklida u zemljištu imaju čestice gline, fine frakcije, koje imaju veću sposobnost usvajanja u odnosu na krupne frakcije. Sitne zemljišne frakcije odlikuju se jačom fiksacijom radionuklida usled veće raspoložive površine glinenih čestica tako i promenjenim hemijskim svojstvima zemljišta.

Na usvajanje radionuklida iz zemljišta u biljku utiče mineraloški sastav zemljišta. Najveću sposobnost usvajanja pokazuju minerali iz grupe montmorilonita, što je i razumljivo s obzirom na to da imaju troslojnou rešetku koja se jako širi pri povećanju vlažnosti. Manji uticaj na usvajanje radionuklida od biljaka imaju minerali grupe kaolinita što je povezano sa manjom sposobnošću zadržavanja jona na površinu kristalne rešetke. Prelazni položaj u tom pogledu imaju liskuni i hidroliskuni.

Snižavanjem pH vrednosti zemljišta povećava se mobilnost većine radionuklida, a samim tim i jačina usvajanja od korenovog sistema.

Organske materije zemljišta pokazuju različiti uticaj na dostupnost radionuklida biljkama. Smanjenje usvajanja radionuklida od biljaka iz zemljišta sa visokim sadržajem humusa povezano je sa sposobnošću huminskih kiselina da apsorbuju jone metala. Pored visoko katjonsko-razmenjivačke sposobnosti, organske materije u zemljištu mogu obrazovati jake komplekse sa radionuklidima koji se ne mogu usvojiti od strane biljaka.

Za većinu radionuklida, u širem dijapazonu koncentracija, uočena je proporcionalna zavisnost između njihovog sadržaja u zemljištu i stepena akumulacije u biljci. Primećeno je da postoji takva situacija pri kojoj povećanje koncentracije radionuklida u zemljištu ne znači i njihovo povećano usvajanje od strane biljaka.

*2. Biološke osobine biljaka.* Sve gajene biljke usvajaju radionuklide preko nadzemnih organa i korenovog sistema. Bez obzira na to što su radionuklidi relativno čvrsto vezani u zemljištu, korenov sistem biljaka može da ih usvaja. Jačina usvajanja zavisi od:

- biljne vrste,
- procesa adsorpcije i desorpcije,
- zamene na površini zemljanih čestica,
- osobina radionuklida i

drugih spoljašnjih i unutrašnjih činilaca koji utiču na usvajanje radionuklida.

*3. Fizičko-hemijske osobine radionuklida.* Fizičko-hemijske osobine radionuklida, kao najvažniji faktor, određuju njihovu biološku pokretljivost zemljište-biljka. Akumulacija radionuklida i karakter njihove distribucije po organima biljaka određeni su u prvom redu potrebama biljnih organa. U biljkama se koncentrišu u najvećoj meri oni radionuklidi koji predstavljaju elemente potrebne za normalno odvijanje životnih funkcija biljaka (J, Zn, Mn). Pored pomenu-tih elemenata, značajna akumulacija javlja se i kod izotopa koji pripadaju grupi biološki važnih elemenata ( $^{137}Cs$ ,  $^{90}Sr$ ).

Problem biološke potrebe za teškim radionuklidima smatra se do sada spornim. U svakom slučaju, ukoliko su oni nužni, biljka ih usvaja u ultramalim količinama. Povećanje koncentracije teških prirodnih radionuklida inhibira porast biljaka usled svoje hemo- ( $-U$ ,  $^{232}Th$ ) i radiotoksičnosti ( $^{226}Ra$ ) i zbog toga je za ove radionuklide karakteristično povećanje akumulacije u korenju u odnosu na nadzemne organe biljaka.

4. *Agrotehničke mera.* Sprovodjenje kompleksnih agrotehničkih mera, a takođe i meliorativna obrada zemljišta, u cilju povećanja produktivne sposobnosti zemljišta i dobijanja stabilnih visokih prinosova, mnogostruko utiče na pokretljivost radionuklida, kao i na njihovu dostupnost korenovom sistemu biljke. Jedan od načina smanjenja akumulacije radionuklida u plodovima biljaka jeste primena mineralnih djubriva. Taj efekat se može postići na više načina:

- povećanjem prinosu biljaka, a samim tim i
- "razblaživanjem" sadržaja radionuklida,
- povećanjem koncentracije kalcijuma i kalijuma kao rezultata unošenja djubriva i - prelaskom dela radionuklida u teško rastvorljiva jedinjenja.

## II.5. TRANSPORT PRIRODNIH RADIONUKLIDA IZ ZEMLJIŠTA U BILJKE

U heterogenom multikomponentnom sistemu, kao što je zemljište, dodavanjem radioaktivne vode (npr.  $H_2OU$ ), ravnoteža će postojati ili će težiti da se dostignu izmedju faza čvrstog i tečnog. Ravnoteža će takođe postojati izmedju delova faze čvrstih materija. Uopšte, ove ravnoteže mogu biti ilustrovane sledećom jednačinom:

$$X \text{ čvrsto} \rightleftharpoons X \text{ površina} \rightleftharpoons X \text{ rastvor}$$

gde je  $X$  jon-nutrijent.

Prvi deo ove serije ravnoteža je uopšte vrlo lagan naročito sa katjonima i fosfatom. Zadnji deo je prožet vrlo brzim reakcijama i ravnoteža se može postići za nekoliko sekundi ili minuta. Pri ravnoteži, parcijalna molarna slobodna energija  $X$  je ista unutar čvrstih materija, na površini čvrstih materija i u rastvoru. Čim unošenje nutrijenta iscrpi sistem zemljišta, određivanje parcijalne molarne slobodne energije (faktor intenziteta) mora se dopuniti procenom faktora ekstenziteta (obično navedeni kao faktori kapaciteta). Relevantni faktori ekstenziteta su ovde broj molekula ili jona  $X$  koji učestvuju u bilo kojoj od dve glavne ravnoteže. Faktori intenziteta i ekstenziteta su u odnosu jedino pri ravnoteži. Kada posmatramo unošenje  $X$  u biljke, gde je prenos iz faze čvrstih u fazu tečnih materija, obavezno se moraju uzeti u obzir stope reakcija ravnoteže.

Kako je napred konstatovano, reakcija izmedju  $X$  na površini čvrstih materija i u rastvoru je krajnje brza i verovatnoća ove reakcije koja ograničava unošenje  $X$  u biljke je zaista neznatna. Ako je obim površine  $X$  relativno mali i lokalno se iscrpljuje iz korena biljke, popuna  $X$  mora da

se vrši ili prenosom iz čvrstih materija ili migracijom X iz zemljišta gde crpljenje nije nastalo. Pošto je ovaj proces često vrlo spor u poređenju sa unošenjem nutrijenata u koren, njegova stopa u ovoj situaciji će verovatno odrediti stopu unošenja X u biljke [11].

Transport radionuklida iz zemljišta u biljku, kroz protok mase i difuziju, nastupa simultano blizu korena. Naše razumevanje difuznog prenosa u zemljištima je striktno ograničeno odsustvom koherentnih podataka koji sadrže koeficijente difuzije u odnosu na izoterme apsorpcije. Istraživanje o ulozi difuzije na površini prema difuziji kroz fazu rastvaranja treba da se intenzivira sistemima modela i sistemima koji bliže simuliraju sisteme zemljište-biljka.

U radioekološkim studijama lanci ishrane se koriste za procenu ingestione doze koju čovek dobija od radionuklida u okolini. Svi modeli pri tome neizostavno koriste transfer faktore kao kvantitativnu meru prelaska radionuklida iz jedne karike lanca u drugu.

Model transfera prirodnih radionuklida iz zemljišta kao primarnog recipijenta do čoveka se šematski može predstaviti na sledeći način:

zemljište → biljka → životinja → čovek → doza

Istraživanja koja omogućavaju upoznavanje i kvantifikaciju transporta prirodnih radionuklida iz zemljišta u biljke od značaja su kako za procenu radiacionog rizika, tako i za normiranje MDK<sup>3</sup> vrednosti ovih polutanata u (poljoprivrednom) zemljištu; za procenu bilansa pri djubrenju zemljišta mineralnim djubrивима; za formiranje preventivnih mera za akcidentalne situacije kao i za eventualnu dekontaminaciju zemljišta uzgajanjem određenih biljaka. Rezultati ovakvih istraživanja mogu da daju i osnovu za teorijska objašnjenja različitog usvajanja elemenata koji ne učestvuju u fiziološkim i biohemičkim procesima u biljci. U ovu grupu spadaju i teški prirodni radionuklidi <sup>226</sup>Ra, <sup>238</sup>U i <sup>232</sup>Th u čijoj toksikologiji se prepišu *radiaciona toksičnost* (primarni radiohemski efekti veliki zbog gustine ionizacije biološkog materijala) i *hemijska toksičnost* (slična kao kod teških metala Pb, Cd, Hg,...), što komplikuje i pojačava negativne efekte na ljudsko zdravlje [12]. Transportni procesi u sistemu zemljište-biljke za ovu grupu radionuklida su nedovoljno poznati. Situaciju komplikuje činjenica da laboratorijska istraživanja daju neadekvatne rezultate zbog složenih interakcija u prirodi, gde je proces uslovjen prvenstveno fizičko-hemiskim karakteristikama zemljišta, klimatskim uslovima, biološkim osobinama biljaka, fizičko-hemiskim osobinama datog radionuklida i agrotehničkim merama [13,14,15].

Određivanje transfer faktora zemljište-biljke koji se za dati radionuklid definiše kao odnos

$$T_f = \frac{A^B}{A^Z} \quad (6)$$

gde je:  $A^B$  ... koncentracija aktivnosti radionuklida u biljci [Bq/kg, sveže težine], a  
 $A^Z$  ... koncentracija aktivnosti radionuklida u zemljištu [Bq/kg, suve težine],

<sup>3</sup>maksimalna dopustiva koncentracija

uz poznavanje transporta radionuklida iz stočne hrane u meso i mleko, kao i prosečne ishrane stanovništva, obezbeđuje mogućnost izračunavanja ingestionih doza direktno iz podataka za koncentracije aktivnosti radionuklida u zemljištu.

Tradicionalni modeli lanaca ishrane zahtevaju poznavanje transfer faktora zemljište-biljke, koje se odnose na odnos koncentracija aktivnosti. Ovaj odnos opisuje količinu radionuklida koji se očekuje da migriraju u biljku iz zemljišta pod uslovima ravnoteže.

## II.6. PROGRAM MERA ZA SMANJIVANJE RADIOKONTAMINACIJE

Program mera za smanjivanje radiokontaminacije sastoji se od agrotehničkih, hemijskih i ostalih mera. Ako su prekoračene neke usvojene granice radioaktivne kontaminacije, njeno smanjivanje može da se postigne na sledeće načine:

- površinski sloj zemljišta koji je kontaminiran, prevrće se dubokim oranjem i zakopava se na dubini 50-60 cm (ili 25-30 cm), a na manjim površinama gornji sloj se uklanja i zakopava u rov;
- kiselim zemljištima, sa velikim sadržajem soli aluminijuma i malim sadržajem kalcijuma dodaje se kreč;
- primena organskih djubriva;
- primena mineralnih djubriva;
- izbor sorti i kultura i njihovo rasporedjivanje u zavisnosti od tipa zemljišta;
- dodavanje stimulatora rasta i poboljšavanje mikrostrukture zemljišta;
- lokacija korenskog sistema (posle dubokog oranja treba izvršiti izbor kultura čiji korenski sistem ne prodire duboko u zemljište).

Sem ovih mera potrebno je takođe:

- napraviti modele kontaminacije svih značajnijih agroproizvoda za uslove kratkotrajne folijarne i dugotrajne korene kontaminacije (za sve identifikovane radionuklide u padavinama);
- na reprezentativnim vrstama zemljišta reprezentativno proveriti ove modele;
- po korigovanim modelima proceniti sadržaj radionuklida prvenstveno u jestivim delovima biljaka (ljudska i stočna hrana);
- ako po nekom od modela proizilazi prekoračenje nivoa radiokontaminacije u namirnicama, treba predložiti hemijske i agro mere, tehnologiju prerade namirnica i mogućnosti eventualnog razblaživanja.

### III. MERNA TEHNIKA I METOD MERENJA

#### III.1. SPECIFIČNOSTI $\gamma$ -SPEKTROMETRIJE PRIRODNIH UZORAKA

Radionuklidi u prirodi se raspadaju  $\alpha$ - ili  $\beta$ -raspadom, koje najčešće prati i emisija  $\gamma$ -kvanta. Identifikacija radionuklida je principijelno moguća merenjem spektra  $\alpha$  ili  $\gamma$ -zračenja, koja imaju diskretne energije i karakterističan spektralni sastav za svaki radionuklid (identifikacija radionuklida preko kontinuiranog spektra  $\beta$ -zračenja je praktično nemoguća). Domet  $\alpha$ -zračenja u materijalima je veoma mali (nekoliko cm vazduha pri normalnom pritisku) što omogućuje vrlo efikasnu zaštitu detektora od zračenja okoline (te postizanje niskih pragova detekcije), ali sa druge strane onemogućuje pouzdano merenje energije intenziteta  $\alpha$ - zračenja bez složenih (i zato malo pouzdanih) fizičko-hemijskih postupaka u izradi vrlo tankih izvora, u kojima će degradacija energije intenziteta  $\alpha$ -zračenja biti zanemarljiva ili pouzdano poznata.

Obzirom da sem nekoliko retkih čistih  $\beta$ -emitera svi radionuklidi emituju  $\gamma$ -zračenje,  $\gamma$ -spektrometrija je nezamenljiva u slučaju multiizotopske analize prirodnih uzoraka.

Merenje energije i intenziteta  $\gamma$ -zračenja se bazira na principima interakcije ovog zračenja sa materijom. Jedinstvena je karakteristika  $\gamma$  -zračenja da sa atomskim sistemima interaguje putem *fotoefekta*, kod kojeg se sva energija  $\gamma$ -zračenja predaje atomskom elektronu. Kada se fotoefekat desi u osjetljivoj zapremini detektora, kompletna energija  $\gamma$ - zračenja se predaje elektronima u detektoru u kojem se stvara električni signal, čija je visina proporcionalna energiji  $\gamma$ -kvanta.

Kod *Compton-ovog rasejanja*  $\gamma$ -kvanta se samo deo energije kvanata predaje elektronu, pri čemu rasejani  $\gamma$ -kvant i elektron dele energiju primarnog kvanta. Ova raspodela energije zavisi od ugla rasejanja i energija elektrona se menja od nulte vrednosti do energije tzv. Compton-ske ivice, koja odgovara rasejanju  $\gamma$ -kvanta pod uglom od  $180^\circ$ . Znači Compton- skim rasejanjem

se stvara u detektoru kontinualna raspodela visine električnih signala.

U energetskom intervalu od interesa za merenje prirodne radioaktivnosti 30 - 2700 keV je u principu moguće i stvaranje *para od strane γ-kvanta*. Pri ovom procesu se energija γ-zračenja transformiše u energiju elektron-pozitronskog para koji svoju kinetičku energiju gubi u detektoru. Anihilacijom pozitrona u detektoru nastaju dva γ-kvanta od 511 keV koji se emituju pod ugлом od 180°. Ako se ova kvanta apsorbuju u detektoru od par-efekta će nastati signal iste visine kao i u slučaju fotoefekta.

Na osnovu izloženog može se zaključiti da informaciju o energiji γ-zračenja nosi položaj vrha totalne apsorpcije, dok intenzitetu zračenja odn. jačini izvora iz kojeg se emituje zračenje odgovara površina vrha totalne apsorpcije.

γ-spektri teških prirodnih elemenata - radioaktivnih nizova su veoma složeni. Tome doprinosi veliki broj mogućih γ-prelaza u jezgrima velikog broja članova tri prirodna radioaktivna niza, a koji su najčešće istovremeno, simultano prisutni u prirodnom uzorku. Ova osobenost nameće γ-spektrometriji uzoraka iz prirode strog zahtev za detektorom izuzetno visoke rezolucije.

S druge strane, koncentracije prirodnih radionuklida u zemljinoj kori su veoma male i difuzno raspodeljene. Npr. koncentracija urana varira od  $7 \cdot 10^{-8}$  do  $8 \cdot 10^{-5}\%$ . Ta činjenica, udružena sa onom o veoma dugom vremenu poluraspada začetnih radioaktivnih nizova, navodi na zaključak da je aktivnost prirodnih uzoraka veoma niska. Stoga je njihovo γ-spektrometriranje vezano za još neke probleme i zahteve:

- 1) Neophodan je detektor velike efikasnosti, a to znači i velike osetljive zapremine.
- 2) Niska radioaktivnost prirodnih uzoraka ne bi mogla biti registrovana na fonu okružujuće sredine bez obezbeđenja uslova niskošumnog merenja (*low-level counting*).  
Pod fonom ili pozadinskim zračenjem podrazumeva se svako zračenje koje ne potiče od merenog uzorka. Njega čini kosmičko zračenje i zračenje prirodnih radionuklida koji se u malim količinama nalaze u okolnim telima, uračunavajući materijale koji okružuju detektor, pa i sam detektor.  
Zbog velikog dometa γ-zraka, fon dominantno uslovjava prag detekcije osetljive instrumentalne tehnike, odnosno minimalni detektibilni nivo zračenja bitno se snižava obezbeđenjem efikasne zaštite od pozadinskog zračenja.
- 3) Radi postizanja što nižeg praga detekcije slabe prirodne radioaktivnosti, potrebno je i optimizirati sve parametre merenja. Stoga se merenje vrši vremenski maksimalno dugo (u nekom racionalnom smislu), i koriste uzorci velikih dimenzija. Uzorci se stavljaju u nosače određenog oblika (najčešće cilindričnog ili Marinelli-geometrije) i stavljaju neposredno uz površinu detektora. Sve ovo povećava osetljivost merenja, ali istovremeno povlači i niz kontraefekata (samoapsorpcija, apsorpcija fona od strane uzorka).

Uz poštovanje ovih specifičnih zahteva, γ-spektrometrija može biti veoma pogodna metoda za određivanje sadržaja prirodnih radioaktivnih elemenata prvenstveno zato što je:

- nedestruktivna, jednostavna i brza,

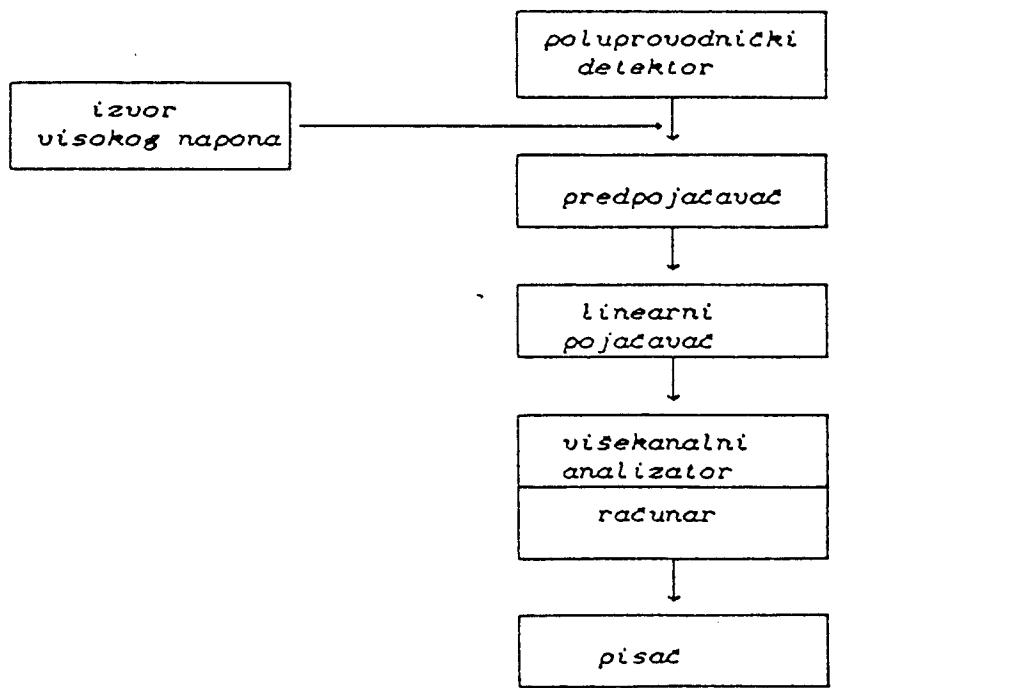
- omogućava određivanje koncentracije svih  $\gamma$ -emitera samo jednim činom merenja,
- omogućava rad sa kilogramskim masama uzorka,
- omogućava egzaktno utvrđivanje egzistiranja ili neegzistiranja radioaktivne ravnoteže u nizu, odn. ukazuje na kariku u lancu raspada gde je ona narušena.

Metodološke nesavršenosti  $\gamma$ -spektrometrije vezane su uz problem kvantifikacije efekta samoabsorpcije i efikasnosti u vezi sa njom, za teškoće u vezi pribavljanja kvalitetnih standarda, za optimizaciju geometrije uzorak-detektor, način integracije spektralne linije i generalno za redukciju svih vrsta sistematskih i slučajnih grešaka. Sudeći prema literaturi, na ta pitanja nije dat konačan odgovor.

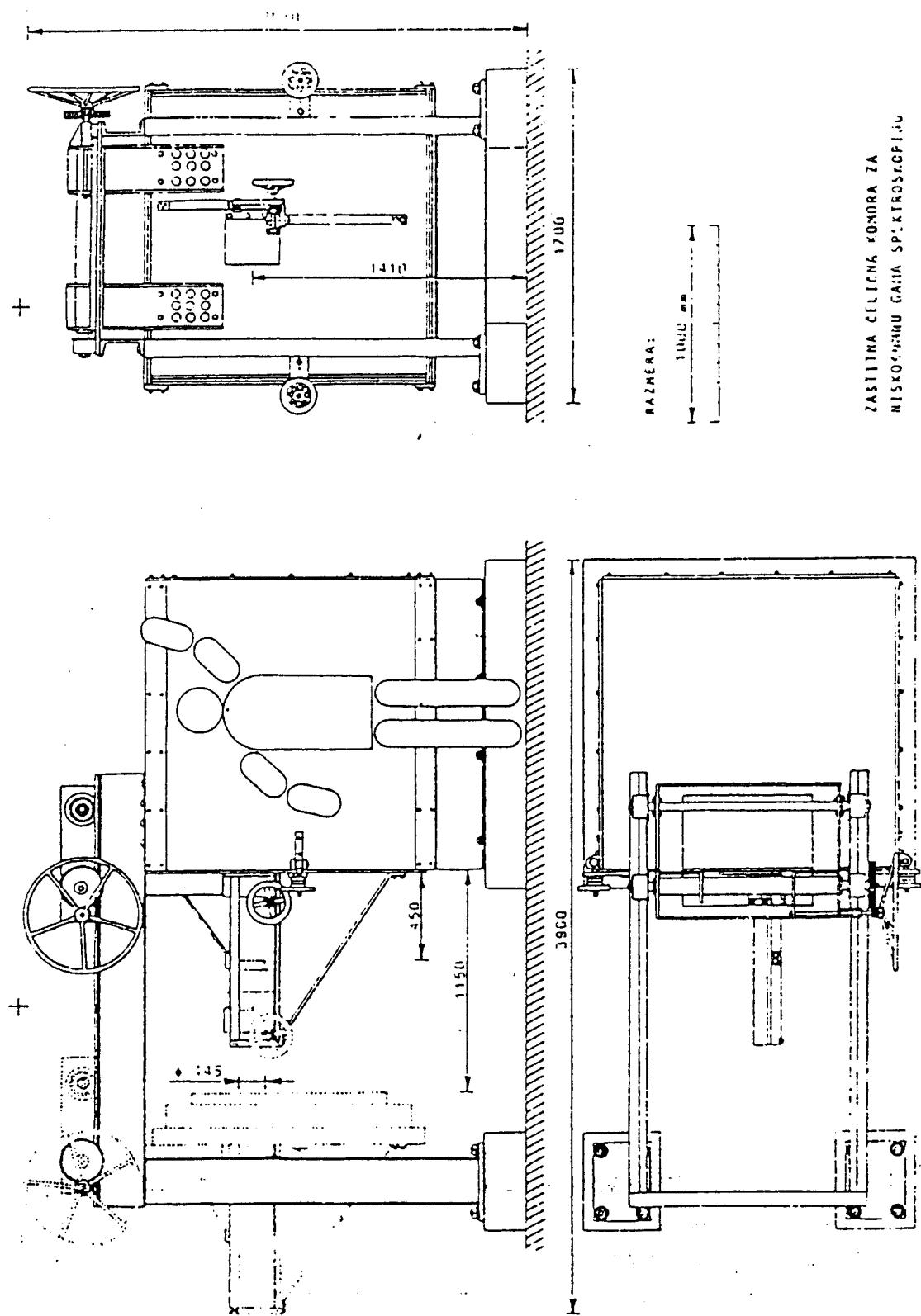
### III.2. MERNA TEHNIKA I METOD MERENJA

Spektroskopska merenja su izvodjena pomoću poluprovodničkog detektora od germanijuma visoke čistoće (*high purity germanium - HPGe*) u koaksijalnoj formi sa zatvorenim krajem (*closed end Coaxial*) proizvodnje "CANBERRA" osetljive zapremine od oko  $1000 \text{ cm}^3$ .

Blok šema sistema za snimanje i obradu spektara  $\gamma$ -zračenja prikazana je na slici 3.



Sl.3. Blok šema sistema za  $\gamma$ -spektrometriju



Sl. 4. Zaštitna čelična komora za niskošumnu  $\gamma$ -spektrometriju

Detektor je smešten u niskošumnu komoru prikazanu na slici 4, koja ga štiti od zračenja iz okoline, a izradjena je od brodskog čeličnog lima livenog pre II svetskog rata. Debljina zidova kućišta je 25 cm, a njena korisna zapremina  $1 \text{ m}^3$ . Integralni fon u komori u energijskom opsegu od 30 keV do 2 MeV je oko 1.2 impulsa/s.

Signali iz detektora se preko predpojačavača vode u pojačavač. Spektri se registruju u 4096-kanalnom analizatoru sa automatskom obradom podataka.

Odbroj pod spekralnim linijama karakterističnim za pojedine radionuklide određen je obradom podataka u registrovanim spektrima na mikroračunaru PC-AT pomoću programa GAMAR. Osnovni algoritam ovog programa je sledeći:

- učitavanje datoteka koje sadrže podatke za kalibraciju energije  $\gamma$ -linije u funkciji kanala višekanalnog analizatora;
- učitavanje datoteka koje sadrže podatke za kalibraciju širine  $\gamma$ -linije u funkciji energije  $\gamma$ -kvanta;
- učitavanje datoteke sa spiskom  $\gamma$ -linija radionuklida koji se ispituju ili očekuju u spektru uzorka;
- učitavanje datoteke sa  $\gamma$ -spektrom uzorka;
- određivanje pozicija traženih linija u spektru i određivanje njihove površine prilagodjavanjem parametara funkcije odbroja u kanalu od rednog broja kanala metodom najmanjih kvadrata. Prepostavljeni oblik funkcije  $\gamma$ -spektra je kombinacija lorencijana sa eksponencijalnim repovima, koji odgovara rasejanom zračenju;
- izračunavanje odbroja u pojedinim fotovrhovima na osnovu parametara prilagodjene funkcije sa odgovarajućim mernim nesigurnostima;
- ispitivanje datoteke sa odbrojima za sve linije iz ranije učitanog spiska  $\gamma$ -linija.

Koncentracija aktivnosti radionuklida u uzorcima je određena apsolutnim merenjem na poluprovodničkom  $\gamma$ -spektrometu. Tipično vreme merenja jednog uzorka iznosilo je 80 ks stvarnog vremena, dok je tipično vreme merenja fonskog zračenja (*background*) bilo oko 100 ks stvarnog vremena. U registrovanom spektru položaj vrha totalne apsorpcije odgovara energiji zračenja, a njegova površina broju registrovanih  $\gamma$ -kvantata, odnosno intenzitetu zračenja. Iz čiste površine karakteristične  $\gamma$ -linije koncentracija aktivnosti radionuklida  $a$  iz odbroja pojedinih linija u spektru uzorka određuje se pomoću formule

$$a = \frac{\frac{N_s}{t_s} - \frac{N_f}{t_f}}{m \cdot p_\gamma \cdot \epsilon} \quad (7)$$

gde je:

$N_s$ ... odbroj u liniji u spektru uzorka,

$t_s$ ... vreme merenja uzorka,

$N_f$ ... odbroj u liniji u spektru fonskog zračenja,

$t_f$ ...vreme merenja fonskog zračenja,  
 $m$ ...masa uzorka,

$p_\gamma$ ...intenzitet  $\gamma$  prelaza u radioaktivnom raspadu datog radionuklida, a  
 $\epsilon = \epsilon_0 \cdot T$ ... efikasnost detekcije, gde je  $\epsilon_0$  efikasnost za datu geometriju uzorka, a  $T$  transparencija za dati materijal uzorka i geometriju, sve za odgovarajuću energiju  $\gamma$ -kvanta.

Pri analizi formule (8) treba da se podje od činjenice da su i radioaktivni raspad i akt detekcije  $\gamma$ -zraka statistički procesi. Znači,  $N$ , i  $N_f$  su statističke veličine čije se standardne devijacije mogu proceniti kao  $\sigma(N_s) \approx \sqrt{N}$ , odnosno  $\sigma(N_f) \approx \sqrt{N_f}$ . Jasno je da i izmerena koncentracija aktivnosti ima statističku prirodu, odnosno neizbežnu statističku grešku [12]. Merna nesigurnost koncentracije aktivnosti  $s(a)$  iskazana je na nivou poverenja od 90%. U slučaju da je merna nesigurnost veća od vrednosti koncentracije aktivnosti iskazuje se samo gornja granica koncentracije aktivnosti.

Jasno je da se pouzdanost i tačnost rezultata merenja povećava ukoliko se koncentracija aktivnosti radionuklida u uzorku određuje iz što više analitičkih linija, odnosno ako se za dobijanje rezultata iskoriste sve spektralne informacije.

Koncentracija aktivnosti traženih radionuklida određuje se pomoću programa ACTCN. Osnovni algoritam ovog programa je sledeći:

- učitavanje datoteke sa opisom uzorka (oznaka, vreme uzorkovanja i merenja, masa, geometrija, dimenzije),
- učitavanje datoteke sa spiskom  $\gamma$ -linija radionuklida koji se ispituju ili očekuju u spektru uzorka,
- učitavanje datoteke sa odbrojima za sve linije (rezultat programa GAMAR) u  $\gamma$ -spektru uzorka,
- učitavanje datoteke sa odbrojima za sve linije (rezultat programa GAMAR) u  $\gamma$ -spektru zračenja okoline (*background*),
- učitavanje datoteke sa podacima za konstruisanje krive efikasnosti detektora za datu geometriju i dimenzije,
- izračunavanje koncentracije  $a$  aktivnosti radionuklida iz odbroja pojedinih linija u spektru uzorka na osnovu formule (8),
- izračunavanje srednje vrednosti koncentracije aktivnosti radionuklida iz rezultata prethodnog koraka za sve  $\gamma$ -linije koje odgovaraju datom radionuklidu uz proveru njihove konzistentnosti,
- ispisivanje rezultata.

Kada je radioaktivni niz u ravnoteži, aktivnosti svih radionuklida u nizu su iste, te se koncentracija predaka može odrediti merenjem intenziteta  $\gamma$ -zračenja bilo kog potomka. Narušavanje

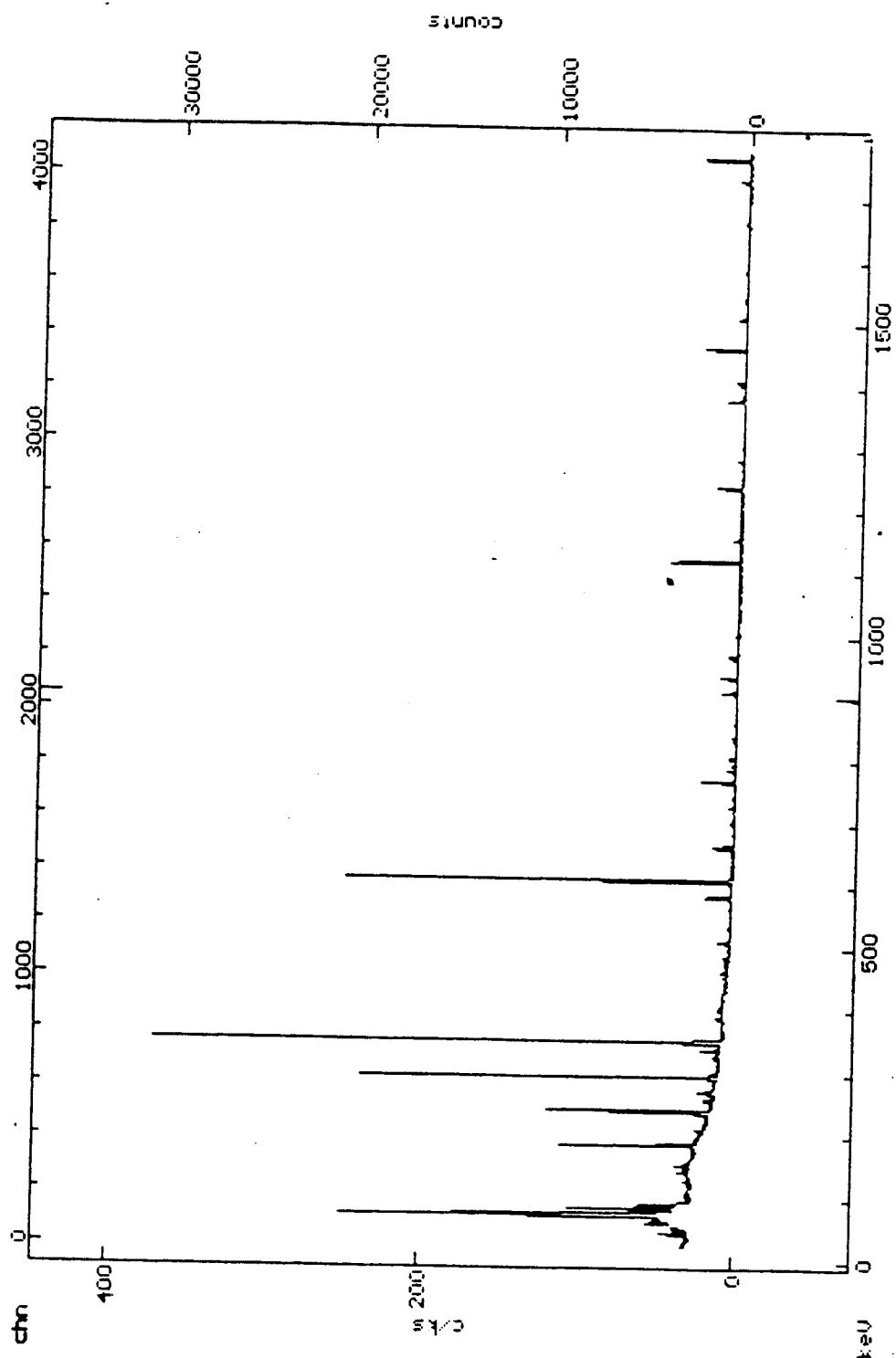
ravnoteže usled geochemijskih procesa se može dogoditi kod dugoživećih članova ( $^{230}Th$  i  $^{226}Ra$  u nizu  $^{238}U$ , te  $^{231}Pa$  u nizu  $^{235}U$ ) niza. Obzirom da se prirodni odnos izotopskog sastava uranijuma ne menja bez nuklearnih procesa,  $\gamma$ -linije iz niza  $^{235}U$  se u principu mogu koristiti za određivanje  $^{238}U$ , ali je zbog male izotopske obilnosti  $^{235}U$  njihov intenzitet u odnosu na linije  $^{238}U$  obično nizak, ili se javljaju u nerazdvojivim dubletima sa  $\gamma$ -linijama ostalih prirodnih nizova.

Pre svega, ako se želi odrediti koncentracija  $^{238}U$  ili  $^{226}Ra$  u uzorcima (a ne količina zračenja, odn. radijaciona opasnost od uzorka u trenutku merenja), neophodno je da se uzorci pre merenja drže u hermetizovanim posudama najmanje 40 dana da bi se emanacija radona dovela u stanje radioaktivne ravnoteže. Iz kompletnih spektroskopskih informacija dobijenih pod navedenim uslovima se podaci o koncentraciji aktivnosti  $^{238}U$  mogu formirati na tri glavna načina:

1. *Korišćenje svih analitičkih linija uz pretpostavku ravnoteže u celom nizu.* Jasno je da upotreba svih analitičkih linija pruža statistički najbolje definisan rezultat. Statistički korektnim tretmanom odstupanja koncentracija aktivnosti dobijenih iz analitičkih linija raznih radionuklida od srednje vrednosti se, u principu, u okviru, greške merenja može iskazati i stepen narušavanja ravnoteže. Ovo je jedini mogući način obrade podataka ukoliko se koncentracija aktivnosti celog niza  $^{238}U$  želi iskazati jednim brojem. Međutim, usled statistički mnogo bolje definisanosti linija iz posleradonskih članova niza, ovako dobijen rezultat pretežno zavisi od koncentracije  $^{226}Ra$  u uzorku, a ne toliko od koncentracije  $^{238}U$ .
2. *Određivanje koncentracije  $^{238}U$  iz intenziteta linije od 186 keV.* Doprinos linije  $^{226}Ra$  intenzitetu linije od 186 keV se može precizno ustanoviti određivanjem koncentracije  $^{226}Ra$  iz posleradonskih linija. Eventualne varijacije koncentracije radona u mernoj komori mogu doprineti pogrešnom ustanavljanju fona merenja, što sa eventualnom greškom u hermetizaciji može da bude jedini uzrok sistematske greške kod ovog određivanja. Pomoću poznate koncentracije  $^{226}Ra$  u uzorku se iz ukupnog intenziteta linije od 186 keV može odrediti koncentracija  $^{235}U$ , odnosno  $^{238}U$ .
3. *Određivanje koncentracije  $^{238}U$  iz niskoenergijskih linija  $^{234}Th$ .* Ova metoda daje najpouzdaniji rezultat s obzirom na to da je  $^{234}Th$  neposredni potomak  $^{238}U$ . Merenje samog intenziteta slabih niskoenergijskih  $\gamma$ -linija često nije jednostavno. Pre svega, u zaštitnim komorama od olova, X-zračenje od ovog elementa može da "prekrije" liniju od 63.3 keV, a i efikasnost mnogih detektora ispod 100 keV brzo opada. Pored ovih problema, zbog kojih je statistička greška ove metode obično velika, kao izvor sistematske greške relativnih merenja se javlja i različita apsorpcija niskoenergijskog zračenja u uzorcima nešto različite gustine.

Na osnovu izloženih glavnih mogućih metoda određivanja  $^{238}U$  iz izmerenih  $\gamma$ -spektara i njihovih glavnih ograničenja možemo zaključiti da kombinacija metoda 2 i 3 daje najpouzdanije i najpreciznije rezultate u praćenju malih varijacija koncentracije  $^{238}U$  u prirodnim uzorcima [16].

Na slici 5. prikazan je spektar  $\gamma$ -zraka zemlje iz Kalne (fon nije oduzet).

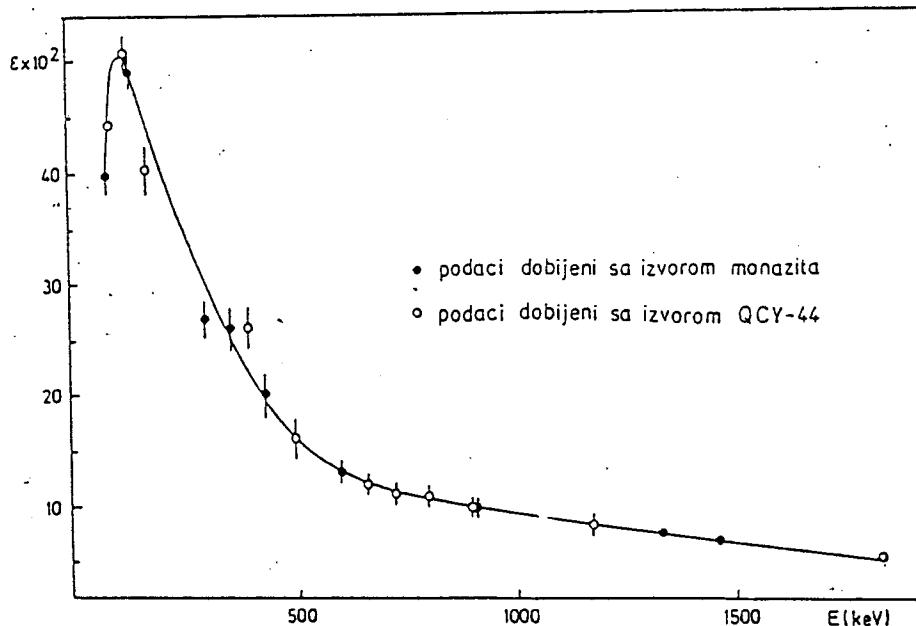


Sl.5. Spektar  $\gamma$ -zraka zemlje iz Kalne (fon nije oduzet)

### III.3. KALIBRACIJA EFIKASNOSTI DETEKTORA

Budući da od kvaliteta rezultata  $\gamma$ -spektrometrije zavise svi zaključci i dalji proračuni posebna pažnja se posvećuje kalibraciji efikasnosti detektora. Merenje niskih nivoa radioaktivnosti uzorka iz prirode iziskuje dobro poznавање efikasnosti detektora.

Za konačne geometrije uzorka efikasnost detektora je određena pomoću prirodne radioaktivnosti magnetno-separisanog peska monacita. Efikasnost je određena za razne deblijine uzorka u cilindričnoj geometriji, koja je korišćena i pri svim analizama uzorka. Tipična greška krive efikasnosti bila je oko 5%.



Sl. 6. Kriva efikasnosti za cilindrični izvor debljine 8 mm

## IV. EKSPERIMENTALNI DEO

### IV.1. UZORKOVANJE I PRIPREMA UZORAKA

Uzorci zemljišta sa povišenim nivoom prirodne radioaktivnosti i biljnog materijala prikupljeni su dva puta godišnje (u proleće i jesen) sa lokacije bivšeg rudnika urana Kalna. Nivo koncentracije aktivnosti analiziranih radionuklida u podlozi na kojoj su biljke uzgajane bio je dovoljno visok za praćenje procesa transporta  $\gamma$ -spektrometrijskom tehnikom, a ipak ispod "praga" fitotoksičnosti, te je izbegnuto narušavanje normalnih fizioloških procesa u tkivima biljke.

Uzorci zemljišta su uzimani u sloju sa dubine od 0-20 cm. Debljina sloja se bira na bazi dubine korena biljke. Potom su sušeni na 105 °C, usitnjavani, homogenizovani i hermetički zatvoreni ostavljeni mesec dana u cilju uspostavljanja ravnoteže pre samog merenja.

Uzorci biljnog materijala (krompir, rotkva, cvekla i mrkva) uzimani su u stadijumu fiziološke zrelosti, pre merenja su pažljivo oprani, oljušteni (periferni sloj biljaka do 5 mm debljine), homogenizovani i takodje hermetički zatvoreni ostavljeni mesec dana u cilju uspostavljanja ravnoteže pre  $\gamma$ -spektrometrijske analize.

### IV.2. REZULTATI I DISKUSIJA

Koncentracije aktivnosti teških prirodnih radionuklida prikazane su u tabeli 4. Rezultati proučavanja transporta prirodnih radionuklida iz zemljišta sa povišenim nivoom prirodne radioaktivnosti u gajene biljke iskazani preko transfer faktora dati su u tabeli 5, gde su koncentracije aktivnosti i za zemljište izražene u [Bq/kg] suve mase, pri čemu su za biljni materijal posebno prikazane vrednosti za deo biljke koji se direktno koristi u ishrani, a posebno za površinski sloj, koji se u vidu ljuške uklanja.

Tab. 4. Koncentracije aktivnosti prirodnih radionuklida u zemljишту Kalne (jalovini) i u gajenim biljkama

uzorak	koncentracija aktivnosti A, [Bq/kg]			
	$^{238}U$	$^{226}Ra$	$^{232}Th$	$^{40}K$
zemljишte (jalovina)	1059±181	887±252	101±12	1213±147
krompir 1 krtola	18±6	≤9	≤1.7	830±110
krompir 1 lјuska	78±23	140±40	5±4	1830±280
krompir 2 krtola	20±7	35±28	≤1.9	590±40
krompir 2 lјuska	62±25	120±60	≤8	1900±300
rotkva 1 zadebljali koren	280±99	400±50	≤8	2210±100
rotkva 1 lјuska	440±112	510±100	13±5	3000±400
rotkva 2 zadebljali koren	185±49	450±60	3.2±2.9	2070±90
rotkva 2 lјuska	535±79	690±130	19±8	2900±400
cvekla 1 zadebljali koren	830±192	900±100	13±13	830±70
cvekla 1 lјuska	-	-	-	-
cvekla 2 zadebljali koren	710±165	870±100	8±6	770±50
cvekla 2 lјuska	1075±250	810±140	18±13	1610±260
mrkva 1 krtola	260±67	340±60	9±5	1150±150
mrkva 1 lјuska	370±116	680±130	24±17	2800±400
mrkva 2 krtola	530±121	590±90	9±6	1210±160
mrkva 2 lјuska	510±115	780±130	20±8	2500±400

Sa radioekološkog i zdravstvenog aspekta bitna je odmah uočljiva činjenica (tab. 5) da od svih analiziranih biljaka najintenzivnije akumulira teške prirodne radionuklide jestivi deo cvekla, a kod krompira se gotovo u celosti zadržavaju u lјusci. Kod rotkve i mrkve uočava se medjusobno slično ponašanje sa blago naglašenim povećanjem vrednosti u površinskom sloju zadebljalog korena odnosno u lјusci.

Prikazane vrednosti jasno ukazuju da je transport urana i radijuma sličan, dok torijum biljke usvajaju oko 10 puta slabije, što je u skladu sa fizičko-hemijskim osobinama ovog radionuklida. Analizom podataka dobijenih za  $^{40}K$ , koji za razliku od teških prirodnih radionuklida spada u biološki važne elemente, neophodne za normalno odvijanje životnih funkcija biljke, uočava se i drugačije ponašanje, transport iz zemljишta u biljke je generalno intenzivniji. Najviši transfer faktor je kod rotkve i mrkve a najniži kod cvekla i po pravilu je kod svih biljaka oko dva puta niži u jestivom delu nego u lјusci.

S obzirom da su transfer faktori za  $^{40}K$  uglavnom poznati za zemljишte i biljke sa različitim sadržajem vode, simultano, komparativno merenje  $^{40}K$ ,  $^{226}Ra$ ,  $^{238}U$  i  $^{232}Th$  omogućava preračunavanje transfer faktora Ra, U i Th preko vrednosti za K za uzorce različite vlažnosti, što je za realne proračune od bitnog značaja.

Tab. 5. Transfer faktori za gajene biljke

biljni uzorak	$^{238}U$	$^{226}Ra$	$^{232}Th$	$^{40}K$
krompir 1 krtola	0.017(6)	$\leq 0.01$	$\leq 0.017$	0.684(123)
krompir 1 ljsuska	0.074(25)	0.158(64)	0.05(4)	1.509(294)
krompir 2 krtola	0.019(7)	0.039(33)	$\leq 0.019$	0.486(68)
krompir 2 ljsuska	0.059(26)	0.135(78)	$\leq 0.079$	1.566(191)
rotkva 1 zadebljali koren	0.264(104)	0.158(72)	$\leq 0.079$	1.822(236)
rotkva 1 ljsuska	0.415(127)	0.575(198)	0.129(52)	2.473(302)
rotkva 2 zadebljali koren	0.175(55)	0.507(159)	0.032(29)	1.707(220)
rotkva 2 ljsuska	0.505(114)	0.778(265)	0.188(82)	2.390(292)
cvekla 1 zadebljali koren	0.784(225)	1.015(310)	0.129(129)	0.684(101)
cvekla 1 ljsuska	-	-	-	-
cvekla 2 zadebljali koren	0.670(193)	0.981(301)	0.079(60)	0.635(87)
cvekla 2 ljsuska	1.015(293)	0.913(304)	0.178(130)	1.327(268)
mrkva 1 krtola	0.246(76)	0.383(128)	0.089(51)	0.948(169)
mrkva 1 ljsuska	0.349(125)	0.767(263)	0.238(171)	2.308(282)
mrkva 2 krtola	0.500(143)	0.665(214)	0.089(60)	0.998(179)
mrkva 2 ljsuska	0.482(136)	0.879(290)	0.198(83)	2.061(252)

Na osnovu koncentracije aktivnosti analiziranih prirodnih radionuklida procenjene su:

- a) apsorbovane i ekvivalentne doze koje primi sama biljka u vreme vegetacionog perioda i
- b) ingestionne doze koje primi čovek od datih radionuklida unetih u organizam ovom vrstom hrane.

U tabelama 6. i 7. respektivno su prikazani intenziteti  $\alpha$  i  $\beta$ -energije za  $^{238}U$  i  $^{232}Th$  niz.

Na osnovu ovih podataka i koncentracije aktivnosti radionuklida u biljkama (tab. 4), moguće je proceniti apsorbovane i ekvivalentne doze za pojedini radionuklid, kao i za njegove potomke.

Tabele 8. i 9. prikazuju apsorbovane i ekvivalentne doze u ispitivanim biljnim materijalima koji se koriste u ljudskoj ishrani za  $^{238}U$  odn.  $^{232}Th$  niz.

Tab. 6. Intenziteti  $\alpha$  i  $\beta$ -energije za  $^{238}U$  niz

	$E_\alpha$ [keV]	$p_\alpha$ [%]	$E_\beta$ [keV]	$p_\beta$ [%]
$^{238}U$	4194	100		
$^{234}Th$				
$^{234}Pa(m)$			819	99.87
$^{234}Pa$			215	99
$^{234}U$	4773	100		
$^{230}Th$	4665	100		
$^{226}Ra$	4774	100		
$^{222}Rn$	5489.2	100		
$^{218}Po$	6001.34	99.98		
$^{214}Pb$			220	99
$^{218}At$	6688	99.9		
$^{214}Bi$	1.428	0.021	641	99.979
$^{210}Tl$			1199	99.993
$^{218}Rn$	7129	99.96		
$^{214}Po$	7686.79	99.99		
$^{210}Pb$	3720	$2.2 \cdot 10^{-6}$	6.5	99.99
$^{210}Bi$			389	100
$^{206}Tl$			536	100
$^{210}Po$	5304.43	100		

Tab. 7. Intenziteti  $\alpha$  i  $\beta$ -energije za  $^{232}Th$  niz

	$E_\alpha$ [keV]	$p_\alpha$ [%]	$E_\beta$ [keV]	$p_\beta$ [%]
$^{232}Th$	4005	100		
$^{228}Ra$				
$^{228}Ac$	4270	$5.5 \cdot 10^{-6}$	391	99.99
$^{228}Th$	5399	100		
$^{224}Ra$	5675	100		
$^{220}Rn$	6287.9	100		
$^{216}Po$	6778.5	100		
$^{212}Pb$			101	100
$^{212}Bi$	2174	35.94	492	64.06
$^{212}Po$	8784.37	100		
$^{208}Tl$			560	100

Tab. 8. Apsorbowane i ekvivalentne doze koje dobijaju same biljke u vreme vegetacije od  $^{238}U$  niza

	$A_\alpha$ [Bq/kg]	$\bar{E}_\alpha$ [J]	$R_\alpha$	QF	$D_\alpha$ [J/kg]	t [s]	$D_\alpha$ [J/kg]	$\bar{E}_\beta$ [J]	$R_\beta$	QF	$D_\beta$ [J/kg]	$D_\beta$ [J/kg]	DE [ $\mu$ Sv]	
krompir	20	9.073 · 10 <sup>-13</sup>	10	10	1.81 · 10 <sup>-10</sup>	2952000	4.70 · 10 <sup>-3</sup>	8.051 · 10 <sup>-14</sup>	8	1	1.29 · 10 <sup>-11</sup>	3.34 · 10 <sup>-8</sup>	4.75 · 10 <sup>-3</sup>	470
rotkva	230	9.073 · 10 <sup>-13</sup>	10	10	2.09 · 10 <sup>-9</sup>	2952000	5.41 · 10 <sup>-2</sup>	8.051 · 10 <sup>-14</sup>	8	1	1.48 · 10 <sup>-10</sup>	3.84 · 10 <sup>-4</sup>	5.47 · 10 <sup>-4</sup>	541
cvekla	750	9.073 · 10 <sup>-13</sup>	10	10	6.80 · 10 <sup>-9</sup>	2952000	1.76 · 10 <sup>-1</sup>	8.051 · 10 <sup>-14</sup>	8	1	4.83 · 10 <sup>-10</sup>	1.25 · 10 <sup>-3</sup>	1.78 · 10 <sup>-3</sup>	1762
mrkva	400	9.073 · 10 <sup>-13</sup>	10	10	3.63 · 10 <sup>-9</sup>	2952000	9.41 · 10 <sup>-2</sup>	8.051 · 10 <sup>-14</sup>	8	1	2.58 · 10 <sup>-10</sup>	6.68 · 10 <sup>-4</sup>	1.61 · 10 <sup>-3</sup>	942

Tab. 9. Apsorbowane i ekvivalentne doze koje dobijaju same biljke u vreme vegetacije od  $^{232}Th$  niza

	$A_\alpha$ [Bq/kg]	$\bar{E}_\alpha$ [J]	$R_\alpha$	QF	$D_\alpha$ [J/kg]	t [s]	$D_\alpha$ [J/kg]	$\bar{E}_\beta$ [J]	$R_\beta$	QF	$D_\beta$ [J/kg]	$D_\beta$ [J/kg]	DE [ $\mu$ Sv]	
krompir	1.5	8.675 · 10 <sup>-13</sup>	6	10	7.81 · 10 <sup>-12</sup>	2592000	2.02 · 10 <sup>-5</sup>	6.176 · 10 <sup>-14</sup>	3	1	2.78 · 10 <sup>-13</sup>	7.20 · 10 <sup>-7</sup>	2.09 · 10 <sup>-5</sup>	676
rotkva	5	8.675 · 10 <sup>-13</sup>	6	10	2.60 · 10 <sup>-11</sup>	2592000	6.75 · 10 <sup>-5</sup>	6.176 · 10 <sup>-14</sup>	3	1	9.26 · 10 <sup>-13</sup>	2.40 · 10 <sup>-6</sup>	1.90 · 10 <sup>-6</sup>	1352
cvekla	10	8.675 · 10 <sup>-13</sup>	6	10	5.21 · 10 <sup>-11</sup>	2592000	1.35 · 10 <sup>-4</sup>	6.176 · 10 <sup>-14</sup>	3	1	1.85 · 10 <sup>-13</sup>	4.80 · 10 <sup>-6</sup>	1.40 · 10 <sup>-4</sup>	1490
mrkva	9	8.675 · 10 <sup>-13</sup>	6	10	4.68 · 10 <sup>-11</sup>	2592000	1.21 · 10 <sup>-4</sup>	6.176 · 10 <sup>-14</sup>	3	1	1.66 · 10 <sup>-12</sup>	4.32 · 10 <sup>-6</sup>	3.42 · 10 <sup>-6</sup>	1225

U toku jednog meseca, kada je najizraženiji vegetativni period, cvekla primi dozu od oko 2 mSv.

Procene ingestionih doza koje čovek dobije iz 1 kg analiziranog povrća od prirodnih radionuklida predstavljene su tabelom 10. Za procenu godišnjih ingestionih doza uzeli smo da "referentni" čovek pojede godišnje oko 90 kg krompira, oko 5 kg rotkve, cvekla takodje oko 5 kg, a mrkve oko 10 kg. U tabeli 11. predstavljene su procenjene godišnje ingestionne doze koje čovek dobija od prirodnih radionuklida sadržanih u analiziranom povrću.

Tab. 10. Procenjene ingestionne doze primljenih radionuklida iz 1 kg gajenog povrća [ $\mu\text{Sv}/\text{kg}$ ]

	$^{238}\text{U}$	$^{226}\text{Ra}$	$^{232}\text{Th}$	$^{40}\text{K}$
krompir	2	7	2	4
rotkva	22	305	5	11
cvekla	75	632	17	5
mrkva	32	285	15	6

Tab. 11. Procenjene godišnje ingestionne doze [ $\mu\text{Sv/god}$ ]

	$^{238}\text{U}$	$^{226}\text{Ra}$	$^{232}\text{Th}$	$^{40}\text{K}$
krompir	180	630	180	360
rotkva	110	1525	25	55
cvekla	375	3160	85	25
mrkva	640	2850	300	120

## V. ZAKLJUČAK

Sva merenja su radjena u niskofonskim uslovima metodom  $\gamma$ -spektrometrije.  $\gamma$ -spektrometrija je veoma pogodna fizička metoda za određivanje sadržaja prirodnih radionuklida jer je nedestruktivna, jednostavna i brza, moguće je analizirati veoma male uzorke i iz jednog čina merenja je moguće odrediti koncentracije svih  $\gamma$ -emitera.

Proučavanje procesa transporta prirodnih radionuklida iz zemljišta u biljke je veoma značajno sa tri aspekta:

- *Značaj za biljke.* Nivo koncentracije aktivnosti prirodnih radionuklida u biljkama može da ima uticaj na fiziološke promene (povećan prinos, uvećani plodovi) i metabolizam biljaka.
- *Značaj za zemljište.* Zemljište se može dekontaminirati raznim agrotehničkim i drugim merama. Da bi se zemljište prečistilo, potrebno je uzgajati biljke koje najviše apsorbuju radionuklide.
- *Značaj za čoveka.* Poznavanjem koncentracija aktivnosti odnosno transfer faktora zemljište-biljka, kao i prosečne ishrane stanovništva, neophodno je proceniti ingestione doze koje čovek unese putem hrane u organizam, odnosno radijacioni rizik usled ishrane.

Sa radioekološkog i zdravstvenog aspekta od svih analiziranih biljaka (krompir, rotkva, cvekla, mrkva) najintenzivnije akumulira teške prirodne radionuklide jestivi deo cvekle, a kod krompira se gotovo u celosti zadržavaju u ljusci. Kod rotkve i mrkve uočava se medjusobno slično ponašanje sa blago naglašenim povećanjem vrednosti u površinskom sloju zadebljalog korena odnosno u ljusci.

Transport urana i radijuma je sličan, dok torijum biljke usvajaju oko 10 puta slabije. Transport  $^{40}K$  iz zemljišta u biljke je generalno intenzivniji. Najviši transfer faktor je kod rotkve i mrkve a najniži kod cvekle i po pravilu je kod svih biljaka oko dva puta niž u jestivom delu nego u ljusci.

S obzirom da su transfer faktori za  $^{40}K$  uglavnom poznati za zemljište i biljke sa različitim sadržajem vode, simultano, komparativno merenje  $^{40}K$ ,  $^{226}Ra$ ,  $^{238}U$  i  $^{232}Th$  omogućava preračunavanje transfer faktora Ra, U i Th preko vrednosti za K za uzorke različite vlažnosti, što je za realne proračune od bitnog značaja.

U toku najintenzivnijeg vegetativnog perioda, cvekla primi dozu od oko 2 mSv. Procene ingestione doza koje čovek dobije iz 1 kg analiziranog povrća od prirodnih radionuklida pokazuju

- da je najveća doza od  $^{226}\text{Ra}$   $632 \mu\text{Sv}/\text{kg}$ , a kod cvekla oko 100 puta veća nego doze od tog radionuklida iz krompira.

## VI. LITERATURA

- [1] Basic Safety Standards for Radiation Protection, Safety series No. 9, International Atomic Energy Agency, Vienna (1982)
- [2] Čonkić, Lj.: "Studija o jedinstvenim kriterijumima za utvrđivanje zagadjivača i zagadživanja vode, vazduha i zemljišta na područjima SAP Vojvodine i potrebne hitne mere zaštite na mestima sa najizraženijim zagadjenjima", Studija za izvršno veće SAP Vojvodine Novi Sad (1989)
- [3] Djurić, G.: "Hronična alimentarna kontaminacija radioaktivnim Cs-137 živine u intenzivnom uzgoju", doktorska disertacija, Veterinarski fakultet Beograd (1979)
- [4] Miller, K.M. et.al.: "In situ gamma-ray spectrometry for the measurement of uranium in surface soils", Environmental Measurements Laboratory, US Department of Energy, New York (1994)
- [5] Andreeva, O.S. i dr.: "Prirodni i obogaćeni uran" (na ruskom), Moskva Atomizdat (1979)
- [6] Prutkina, M.I. , Šaškin, V.L.: "Spravočnik po radiometričeskoj razvedke i radiometričeskomu analizu", Energoatomizdat, Moskva (1984)
- [7] De Bortoli, M. and Gaglione, P.: "Radium-226 in environmental materials and foods", Health Physics 22, 43-48 (1972)
- [8] Tablica fizičeskih veličin, Moskva Atomizdat (1976)
- [9] Harmsen, K. and de Haan, F.A.M.: "Uranium and thorium in soil and water", Neth.J.agric. Sci 28, 40-62 (1980)
- [10] Čonkić, Lj.: "Radionuklidi u akvatičnim ekosistemima i ispitivanje mogućnosti njihovog uklanjanja iz vode primenom bioakumulacije", doktorska disertacija, PMF Novi Sad (1992)
- [11] Limiting Steps in Ion Uptake by Plants from Soil, technical reports series No. 65,145-152, International Atomic Energy Agency, Vienna (1966)

- [12] Dodić, S. i Milačić, S.: "Učinci urana na ljudsko zdravlje", SANU- Naučni skupovi, LXXII 75-81 (1993)
- [13] Bikit, I. i dr.: "Transport prirodnih radionuklida iz zemljišta u biljke", Zbornik radova 18. jugoslovenskog simpozijuma za zaštitu od zračenja, Bečići, 221-225 (1995)
- [14] Bettencourt, A.O.et.al.: "Soil to Plant Transfer of Radium-226", J.Environ.Radioactivity 6, 49-60 (1988)
- [15] Baes, C.F.et.al.: "Long-term environmental problems of radioactively contaminated land", Environment International 12, pp 545-553 (1986)
- [16] Bikit, I. i Slivka, J.: "Gama spektrometrijsko određivanje uranijuma", SANU-Naučni skupovi, knjiga LXXII 31-39 Beograd (1993)