

**VILNIAUS GEDIMINO TECHNIKOS UNIVERSITETAS**  
**APLINKOS APSAUGOS KATEDRA**



Rimantas Beinaravičius

**DIRVOŽEMIO ILGALAIKĖS UŽTARŠOS RADIONUKLIDAIŠ KAITOS TYRIMAS IR  
PROGNOZĖ PAGAL JŲ KAUPIMĄSI MEDŽIŲ SEGMENTUOSE**

Daktaro disertacija

Technologijos mokslai,  
Aplinkos inžinerija ir kraštotvarka (04 T)

Vilnius, 2005

## TURINYS

Disertacijoje naudojamų santrumpų sąrašas	
<b>IVADAS</b> .....	8
Problema.....	8
Temos aktualumas.....	8
Darbo tikslai.....	9
Darbo uždaviniai.....	9
Mokslo darbo naujumas.....	10
Praktinė darbo reikšmė.....	10
Darbo aprobavimas.....	10
<b>1. NATŪRALIOS IR DIRBTINĖS KILMĖS RADIONUKLIDAI APLINKOJE</b> .....	12
1.1. Radionuklidų šaltiniai ir patekimo į aplinką būdai.....	12
1.2. Radionuklidų fizinės ir cheminės formos.....	15
1.3. Radionuklidų migracija aplinkoje.....	19
1.4. Miškų užtarša radionuklidais.....	23
1.4.1. Radionuklidų migracija dirvožemyje ir medyje.....	23
1.4.2. Radionuklidų patekimo į medį būdai.....	28
1.4.3. Miško komponentų užtarša radionuklidais.....	30
1.5. Radionuklidų jonizuojančios spinduliuotės poveikis aplinkai.....	35
1.6. Radionuklidų migracijos dirvožemyje ir sistemoje „dirvožemis–medis“ modeliavimas.....	37
1.7. Išvados.....	51
<b>2. EKSPERIMENTINIŲ TYRIMŲ METODIKA</b> .....	54
2.1. Medžių ir jų augimviečių parinkimas tyrimui.....	54
2.2. Dirvožemio po medžio laja bandinių paėmimas.....	55
2.3. Medžio segmentų bandinių paėmimas tyrimams.....	57
2.3.1. Medienos bandinių paruošimas.....	57
2.3.2. Spyglių, lapų, šakų ir šaknų bandinių paruošimas.....	59
2.3.3. Bandinių deginimas.....	60
2.4. Radionuklidų savitojo aktyvumo bandiniuose nustatymas.....	61
2.5. Radionuklidų kaupimosi įvairiuose medžio segmentuose įvertinimas.....	63
2.6. Radionuklidų apykaitos sistemoje „dirvožemis–medis“ RSP modelis.....	65
2.7. Išvados.....	69
<b>3. DARBO REZULTATAI IR JŲ ANALIZĖ</b> .....	70
3.1. Radionuklidų savitojo aktyvumo pasiskirstymo dirvožemyje ir medyje tyrimai.....	70
3.1.1. Radionuklidų pasiskirstymas dirvožemyje po medžio laja.....	70
3.1.2. Radionuklidų kaupimasis metinėse sumedėjusio augalo rievėse.....	79
3.1.3. Radionuklidų kaupimosi rievėse pagal medžio aukštį vertinimas.....	87
3.1.4. Radionuklidų kaupimosi atskiruose medžio sanduose nustatymas.....	88
3.2. Radionuklidų sklaidos ir kaupimosi dirvožemyje ir medyje procesų modeliavimo rezultatai.....	96
3.2.1. Radionuklidų pernaša sistemoje „dirvožemis–medis“.....	96
3.2.2. Tiriamojo regiono užtaršos tankio radioaktyviosiomis medžiagomis restauracija pagal radionuklidų sankaupą medžių segmentuose.....	106
3.3. Išvados.....	111

<b>4. NAUDOTA APARATŪRA, PRITAIKYTOS METODIKOS IR EKSPERIMENTINIAI STENDAI</b> .....	113
<b>5. BENDROSIOŠ IŠVADOS IR REKOMENDACIJOS</b> .....	119
<b>Literatūra</b> .....	121
<b>Publikacijos disertacijos tema</b> .....	130
<b>Disertacijos tema pateikti pranešimai mokslinėse konferencijose</b> .....	131

Disertacija rengta 2001–2005 metais Vilniaus Gedimino technikos universitete.

Darbo mokslinis vadovas:

prof. habil. dr. Donatas Butkus (Vilniaus Gedimino technikos universitetas, technologijos mokslai, aplinkos inžinerija ir kraštotvarka, 04 T).

Konsultantai:

habil. dr. Jonas Mažeika (Geologijos ir geografijos institutas, fiziniai mokslai, geologija, 05 P),

prof. habil. dr. Petras Vaitiekūnas (Vilniaus Gedimino technikos universitetas, technologijos mokslai, aplinkos inžinerija ir kraštovarką, 04 T).

## Disertacijoje naudojamų santrumpų sąrašas

Bq – bekerelis;

AE – atominė elektrinė;

ČAE – Černobylio atominė elektrinė;

$\lambda$  – radioaktyviojo skilimo konstanta,  $s^{-1}$ ;

$R_i^1$  – radionuklidų pernašos sparta sistemos miško paklotė–dirva iš i-tojo sluoksnio į j-tojo tipo augaliją,  $Bq \cdot m^{-2} \cdot para^{-1}$ ;

$F_1$  – radionuklido patekimas į miško paklotės paviršių augalų pagalba ir jiems apmirus,  $Bq \cdot m^{-2} \cdot para^{-1}$ ;

$Q_{vs}, Q_{ba}$  – lapų paviršiuje ir žievėje esantis radionuklido aktyvumo tankis,  $Bq \cdot m^{-2}$ ;

$Q_{lu}^1, Q_{la}^1$  – miško paklotės lapų sluoksnyje fiksuotos ir augalo šaknims prieinamos formos radionuklido aktyvumo tankis,  $Bq \cdot m^{-2}$ ;

$k_{l1}, k_{l2}, k_{s1}, k_{s2}$  – radionuklido sorbcijos dirvožemyje procesų intensyvumo konstantos,  $para^{-1}$ ;

$b_{l1}, b_{l2}, b_{s1}, b_{s2}$  – buferinės konstantos;

$D$  – kvazidifuzinės pernašos koeficientas,  $m^2 \cdot s^{-1}$ ;

$\omega$  – pernašos greitis,  $cm \cdot m^{-1}$ ;

$x_l$  – pernašos atstumas dirvožemio profilyje, m;

$A(o, o)$  – iškritusių ant dirvos paviršiaus radionuklidų aktyvumo tankis 1986 m.,  $Bq \cdot m^{-2}$ ;

$A(x, t)$  – radionuklidų aktyvumo tankis, esantis po tam tikro laiko,  $Bq \cdot m^{-2}$ ;

$A_{85}$  – radionuklidų aktyvumo tankis iki 1986 m.;

$k(x, t)$  – radionuklido kiekio dalis esančio didesniame nei 0–5 cm, gylyje tam tikrais metais;

$k_2$  – radionuklido kiekio dalis nesulaikyta augmenijos iškritų metu;

$k_3$  – radionuklido kiekio dalis, patekusio iš dirvožemio į augalą per šaknis,  $m^{-1}$ ;

$k_{vs}^{ll}$  ir  $k_{vs}^{vi}$  –  $^{137}Cs$  pernašos iš lapų (spyglių) paviršiaus į lapų (spyglių) vidinę dalį greičių konstantos;

$k_{vi}^{ll}$  –  $^{137}Cs$  kiekio kaita dėl jo radioaktyviojo skilimo;

$k_{vi}^{ta}$  ir  $k_{ta}^{vi}$  –  $^{137}Cs$  pernašos iš lapų į medieną ir iš medienos į lapus greičio konstantos;

$k_{s1}^{ta}, k_{s2}^{ta}$  –  $^{137}Cs$  kaupimosi šaknyse konstantos;

$k_{ta}^{tu}, k_{tu}^{ta}$  –  $^{137}Cs$  migracijos iš karnienos į medieną ir iš medienos į karnieną konstantos;

$t_b$  – sezoninis (metinis) laikas, paromis;

$Q_{tu}^{y+1}$  ir  $Q_{ta}^{y+1}$  – radionuklido kiekis formuojančioje ir susiformavusioje medienoje;

$\delta_i$  – šaknų kiekis i–tajame sluoksnyje sistemoje miško paklotė–dirva;

$TF$  (Transfer factor) – pernašos faktorius,  $Bq \cdot kg^{-1}$ ;

$dB/dt$  – tam tikros rūšies augalų biomasės prieaugio intensyvumas,  $kg \cdot m^2 \cdot para^{-1}$ ;

$Q_{ja}$  – radionuklido kiekis i–tajame dirvožemio sluoksnyje, sistemoje miško paklotė–dirva,  $Bq \cdot m^{-2}$ ;

$CR_I$  –  $^{137}Cs$  aktyvumo koncentracija biomasėje;

$\delta_i^j$  – šaknų sistemos dalis esanti i–tajame sluoksnyje;

$\rho_j$  – tankis,  $kg \cdot m^{-3}$ ;

$x_j$  – i–tojo dirvos sluoksnio storis, m;

$F_i$  – grįžtamieji radionuklido kiekiai apmirštant augalams;

$B_i$  – biomasės prieaugio periodas,  $para^{-1}$ ;

$t_0$  – proceso pradžia, m.;

$t_m$  – laikas per kurį pasiektas biomasės didžiausias prieaugis, m.;

$k_g$  – medžio augimo greičio konstanta,  $para^{-1}$ ;

$k_g$  – medžio augimo intensyvumo konstanta,  $para^{-1}$ ;

$B_{maks}$  – didžiausia augalo biomasė,  $kg \cdot m^{-2}$ ;

$B_{min}$  – mažiausioji augalo biomasė,  $kg \cdot m^{-2}$ ;

$k_s$  – apmirimo biomasės koeficientas,  $para^{-1}$ ;

$M$  – augalo amžius, m.;

$B_p$  – pušies biomasės pokytis, kg;

$B_b$  – beržo biomasės pokytis, kg;

$Q$  – užtaršos  $^{137}Cs$  tankis 0–30 cm dirvožemio sluoksnyje,  $Bq \cdot m^{-2}$ ;

$K$  – koeficientas, kuriuo įvertinamas beržo ir pušies biomasės kitimas;

$Q_{\xi}^{2000}$  – radionuklido savitasis aktyvumas plonosiose šaknyse 2000 metais,  $Bq \cdot kg^{-1}$ ;

$Q_{\xi}^{2000}$  – radionuklido savitasis aktyvumas storosiose šaknyse 2000 metais,  $Bq \cdot kg^{-1}$ ;

$Q_R^{2000}$  – radionuklidų savitasis aktyvumas 2000 metų medienos rievėje  $Bq \cdot kg^{-1}$ ;

$Q_R^n$  – radionuklido savitasis aktyvumas medienoje n–taisias metais,  $Bq \cdot kg^{-1}$ ;

$t_n$  – laiko tarpas nuo užtaršos pradžios iki n – tujų metų, m.;

$Q_{n(0-30)}^n$  – radionuklido aktyvumo tankis dirvožemio sluoksniuose (0–5,..25–30 cm) n-tais medienos rievių tyrimo metais;

$\check{S}M_n$  – augalo šaknų masės pasiskirstymas dirvožemio (0–5,..25–30 cm) profilyje, %;

$K_{n(0-30)}$  – aktyvumo tankių skirtinguose dirvožemio sluoksniuose pataisos koeficientas.

## ĮVADAS

### *Problema*

Žmonijos vystymasis neatskiriama susijęs su vis aktyvesniu jos poveikiu gamtai. Pastariesiems dešimtmečiams būdinga tai, kad dėl mokslo ir technikos pažangos žmogaus galimybės paveikti gamtą pradėjo gerokai viršyti jo sugebėjimą suprasti, įvertinti ir numatyti šios veiklos pasekmes, gana dažnai netikėtai ir nepageidautinas. Plėtojant branduolinius technologijas, be kitų, iškilo ir aplinkos taršos radioaktyviosiomis medžiagomis problema. Jos pasekmės juntamos daugelį metų, o į aplinką patekę radionuklidai dalyvauja apykaitos tarp įvairių gamtinių terpių procesuose, sklinda dideliais atstumais, prasiskverbia į biologinius objektus ir kaupiasi juose.

Anksčiau, ypač po Černobylio atominės elektrinės (AE) katastrofos ir dabar daugiausia dėmesio tiek pasaulyje, tiek Lietuvoje buvo skiriama radioaktyviųjų medžiagų savitojo aktyvumo aplinkoje tyrimams. Tačiau dar daug problemų įvertinant jų biologinį pavojingumą, kaupimąsi ir migraciją bei pasišalinimą aplinkoje iš atskirų aplinkos objektų, o taip pat prognozuojant šiuos procesus.

Iš atmosferos radioaktyviosios medžiagos pasišalina su dulkėmis, gali būti išplautos su krituliais bei mažėja radioaktyviojo skilimo metu. Nusėdusius ant žemės radionuklidus sugeria dirva ir augmenija. Didėjant radioaktyviųjų medžiagų kiekiui atmosferoje didėja ir žmogaus apšvita, kuri priklausomai nuo kosminės spinduliuotės lygio bei gamtinės ir dirbtinės kilmės radionuklidų kiekio litosferoje, hidrosferoje ir atmosferoje, skirtingose vietose žymiai skiriasi. Radionuklidai patekę į žmogaus organizmą kartu su maistu, oru ir vandeniu tampa nuolatinės jo apšvitos šaltiniu. Jonizuojančioji spinduliuotė neigiamai veikia tiek gyvąją, tiek ir negyvąją gamtą.

### *Temos aktualumas*

Praėjus ilgesniam laikui po globalinių iškritų bei užtaršos po Černobylio AE katastrofos Lietuvos dirvožemiai labiausiai užteršti  $^{137}\text{Cs}$  ir  $^{90}\text{Sr}$ .

Šiame darbe įvertintas  $^{137}\text{Cs}$  kaupimasis bei vertikalioji ir horizontalioji migracijos dirvožemyje. Nustatytas dirbtinės kilmės radionuklido  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas medžių segmentuose, įvertinti pernašos koeficientai iš dirvožemio į įvairias sumedėjusio augalo dalis ir palyginti su natūralios kilmės radionuklido  $^{40}\text{K}$  pernaša.



Radionuklidų kaupimasis tiek dirvožemyje, tiek augaluose, išsiplovimas iš aplinkos, radioaktyvusis skilimas trunka ilgus metus, todėl tikslinga parinkti tinkamus metodus ir vertinti ilgalaikės taršos kaitos tendencijas. Į aplinką patekę radionuklidai kaupiami žemės augalinėje dangoje ir viršutiniame dirvos sluoksnyje. Jų kaupimas augaluose vyksta tiesiogiai iš atmosferos per jų antžemines dalis, o nuo lapų, šakų ir šakelių, bei šaknų paviršiaus, radionuklidai patenka į augalų audinius ir įsijungia į biologinę medžiagų apykaitą. Šitie procesai nėra pakankamai įvertinti, nors tai būdinga tiek biologiniu tiek aplinkosauginiu požiūriu. Įvertinus radionuklidų patekimą į medžius per jų antžeminę dalį ir per šaknis, galima modeliuoti ir prognozuoti radionuklidų kaupimąsi ir pasiskirstymą medyje, bei spręsti atvirkščią uždavinį – pagal radionuklidų savitąjį aktyvumą medienos rievėje atitinkančiais metais nustatyti jų tūrinį aktyvumą, bet kuriame dirvožemio gylyje.

#### ***Darbo tikslai:***

1. Nustatyti dirbtinės kilmės radionuklido  $^{137}\text{Cs}$  sankaupas dirvožemyje ir medyje, surasti pernašos koeficientus iš dirvožemio į įvairias sumedėjusių augalų dalis.
2. Prognozuoti dirvožemio ilgalaikės užtaršos radionuklidais kaitą pagal jų sankaupą medžių dalyse.
3. Sudaryti radionuklidų migracijos modelį sistemoje „dirvožemis–medis“.

#### ***Darbo uždaviniai:***

1. Pritaikyti bandinių paėmimo, jų paruošimo radiometriniams tyrimams metodus ir įgyvendinti tam skirtą įrangą.
2. Įsisavinti ir pritaikyti  $^{137}\text{Cs}$  savitojo aktyvumo medienoje nustatymo metodiką.
3. Nustatyti radionuklidų savitųjų aktyvumų medžių rievėse priklausomybę nuo užtaršos tankio įvairiuose dirvožemio gyliuose, dirvožemio tipo, cheminės sudėties, kritulių kiekio ir kitų faktorių.
4. Nustatyti  $^{137}\text{Cs}$  savitojo aktyvumo pasiskirstymą vertikaliame dirvožemio profilyje ir medžio segmentuose.
5. Radionuklidų tūrinio aktyvumo pasiskirstymą dirvožemyje, nustatytą „medžio rievių“ metodu, patikslinti modeliuojant jų migraciją sistemoje „dirvožemis–medis“.

### ***Mokslo darbo naujumas***

1. Įvertintas radionuklidų patekimas į medį ne tik per išorinę, antžeminę jų dalį, bet ir per šaknis. Pagal tyrimų rezultatus galima nustatyti radionuklidų kaupimąsi medžiuose ir prognozuoti jonizuojančios spinduliuotės sugertąją dozę, kuria atskirais laikotarpiais buvo švitinami medžiai ne tik iš išorės, bet ir jų segmentuose.
2. Pagal radionuklidų susikaupimą medžių rievėse modeliuojama ir prognozuojama buvusi dirvožemio užtarša atskirais metais ir nustatomas radioaktyviųjų iškritų paviršinis tankis.
3. Nustatytas natūraliosios ir dirbtinės kilmės radionuklidų kaupimasis dirvožemyje medžių įtakos zonoje.
4. Sukurtas modelis kuriuo galima įvertinti radionuklidų sklaidą dirvožemyje po medžių laja ir įvertinti pušies (*Pinus sylvestris L.*) bei beržo (*Betula pendula L.*) savybę kaupti radionuklidus.
5. Patobulintas medžio rievžių atskyrimo metodas, naudojant kaltus–skeltuvus.

### ***Praktinė darbo reikšmė***

Pagal gautus rezultatus galima įvertinti įvairiais užtaršos laikotarpiais sugertas apšvitos dozes tiriamojo regiono sumedėjusiuose augaluose. Remiantis darbo rezultatais galima nustatyti radionuklidų apykaitą sistemoje dirvožemis–medis. Galima įvertinant šios apykaitos pertrūkį ir radionuklidų pasiskirstymą, kurie atsiranda dėl žmogaus veiklos medieną naudojant statybai ir baldų gamybai. Duomenys apie radionuklidų kaupimąsi įvairiuose medžiuose gali būti naudingi nagrinėjant medžių prieaugį ir įvairių medžių ligų plitimą. Be to, pagal darbo rezultatus ateityje galima bus įvertinti žmogaus apšvitą naudojant medieną buitinėse ir gamybinėse patalpose. Šis darbas reikšmingas, ir tuo, kad suradus pernašos koeficientus iš įvairių dirvožemių tipų į sumedėjusius augalus, bus galima įvertinti bendrą Lietuvos arba jos regionų miškų sistemos sukauptą dirbtinės kilmės radionuklido  $^{137}\text{Cs}$  kiekį.

### ***Darbo aprobavimas***

Disertacijos rezultatai buvo aptariami keturiose tarptautinėse ir šešiose respublikinėse mokslinėse konferencijose. Disertacijos tema paskelbtos 2 publikacijos recenzuojamuose užsienio periodiniuose leidiniuose (vienas – ISI sistemos žurnale), 3 publikacijos recenzuojamuose periodiniuose leidiniuose Lietuvoje, 1 publikacija tarptautinių konferencijų

medžiagoje ir 7 publikacijos respublikinių konferencijų medžiagoje, pateikta 1 paraiška išradimui gauti.

***Apimtis ir struktūra***

Disertaciją sudaro įvadas, 4 pagrindiniai skyriai, darbo išvados, 105 literatūros šaltiniai ir 13 publikacijų disertacijos tema sąrašai. Iš viso: 132 puslapiai teksto, 87 paveikslai ir 12 lentelių.

# 1. NATŪRALIOSIOS IR DIRBTINĖS KILMĖS RADIONUKLIDAI APLINKOJE

## 1.1. Radionuklidų šaltiniai ir patekimo į aplinką būdai

Po Černobylio atominės elektrinės avarijos (ČAE) 1986 m. radionuklidais užterštose teritorijose, suskilus trumpaamžiams radionuklidams, pagrindinį indėlį iš dirbtinės kilmės radionuklidų į apšvitą turi  $^{137}\text{Cs}$  spinduliuotė [1–3].

Pagal [4] darbo autorius mažas  $^{137}\text{Cs}$  judris grunte lemia tai, kad jo migracijos iš užteršto regiono greitis 2 eilėmis yra mažesnis negu jo skilimas.

$^{137}\text{Cs}$  yra beta spinduliuotė (skilimo pusamžis  $T_{1/2} \approx 30$  m., energija  $E_{\beta 1} = 524$  keV,  $E_{\beta 2} = 1200$  keV), o jo skilimo produktas  $^{137m}\text{Ba}$  – gama spinduliuotė ( $E_{\gamma} = 662$  keV). Apie 80% žmogaus organizme esančio  $^{137}\text{Cs}$  yra susikaupę minkštuosiuose audiniuose.

Didėjant branduolinės energijos ir radioaktyviųjų izotopų panaudojimui iškyla reali technogeninių medžiagų patekimo į atmosferą grėsmė. Dabartiniu metu aplinkoje aptinkami įvairių rūšių dirbtiniai radioaktyvūs izotopai, kurių patekimas sietinas su branduolinės energijos panaudojimu.

Pagrindiniai žmonių ūkinės veiklos padarinyje atsirandančių radioaktyviųjų medžiagų šaltiniai yra:

- ✓ branduolinio kuro gamyba, perdirbimas, saugojimas ir transportavimas;
- ✓ branduolinių ginklų bandymai;
- ✓ atominių elektrinių eksploatacija ir avarijos;
- ✓ medicinoje, pramonės mokslo laboratorijose naudojami izotopai.

Iš įvairių šaltinių į atmosferą patekusios radioaktyviosios medžiagos palaipsniui nusėda ant žemės paviršiaus. Radioaktyviosios iškritos gali būti:

- ✓ lokalsios, per kelias valandas iškrentančios maždaug 100 km spinduliu nuo avarijos vietos ar branduolinio sprogo epicentro. Dalelių skersmuo  $> 10 \mu\text{m}$  ir jos pasklinda pavėjui;
- ✓ troposferinės, priklausomai nuo išmetimo aukščio per 10–30 parų iškrentančios kelių šimtų ar net kelių tūkstančių kilometrų spinduliu. Jos sudarytos iš dalelių, kurių dydis kinta nuo 1 iki  $10 \mu\text{m}$ ;
- ✓ stratosferinės, teršiančios visą mūsų planetos paviršių. Dalelės, kurių skersmuo  $< 1 \mu\text{m}$ , aukštesniuose atmosferose sluoksniuose gali išlikti keletą dešimtmečių. Šios iškritos dar

vadinamos globalinėmis, todėl negali būti siejamos su bandymo atlikimo vieta ir, priklausomai nuo meteorologinių sąlygų, gali būti aptinkamos bet kurioje žemės vietoje.

Branduolinių ginklų bandymai yra vienas iš pagrindinių dirbtinės kilmės jonizuojančios spinduliuotės šaltinių. 1945–1980 m. atmosferoje buvo susprogdinta per 400 branduolinių įtaisų, o į atmosferą pateko ~12,5 t radioaktyviųjų dalijimosi produktų. Po branduolinio ginklo bandymų su globalinėmis iškritomis ant dirvožemio paviršiaus taip pat pateko ilgaamžiai  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  radioizotopai, skilimo pusėjimo trukmės atitinkamai yra 28 ir 30 metų. Remiantis skelbtais duomenimis, dėl branduolinių bandymų į aplinką patekusio radioaktyviojo cezio aktyvumas siekia  $1300 \times 10^{15}$  Bq radioaktyviojo cezio [5, 6]. Kituose šaltiniuose minimas  $650\text{--}1100 \times 10^{15}$  Bq aktyvumas [7, 8].

Ne tik avarijų metu, bet ir normaliai veikiant atominėms elektrinėms, tvarkant radioaktyvias atliekas, į aplinką patenka dujinės ir skystos būsenos radionuklidai. Radionuklidai, kaupdamiesi elektrinių aplinkos komponentuose, sąlygoja papildomą žmonių bei kitų gyvųjų organizmų apšvitą.

Atominė elektrinė yra tik viena iš branduolinio kuro ciklo sudedamųjų dalių. Jo pradžia – urano rūdos kasyklos ir sodrinimo įmonės, kuriose gaminamas AE branduolinis kuras – įsodrintas uranas. Branduolinio kuro ciklo pabaiga yra radioaktyviųjų atliekų laidojimas. Kiekvienoje iš šio ciklo grandyje radioaktyviosios medžiagos gali patekti į aplinką. Tarp radionuklidų, į aplinką patenkančių iš branduolinio kuro ciklo įmonių, radiologiniu ir biologiniu požiūriu svarbiausi yra  $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{129}\text{J}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ , o radioaktyviųjų medžiagų kiekis ir fizinė–cheminė forma priklauso nuo įmonės tipo ir taršos pobūdžio. Branduolinio kuro perdirbimo metu  $^3\text{H}$  į aplinką patenka tričio garų,  $^{14}\text{C}$  – anglies dioksido,  $^{129}\text{J}$  – dujinių junginių formoje,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  – susiję su aerozolių dalelėmis [9].

Atominių elektrinių ir branduolinio kuro perdirbimo įmonių eksploatacijos metu susidariusios didelio, vidutinio ir mažo aktyvumo atliekos yra saugomos specialiose saugyklose, o nebekontroliuojamo aktyvumo – išleidžiamos į aplinką. Aplinkos tarša dažniausiai yra vietinio pobūdžio, tačiau per ilgesnį laiko tarpą ir į tolimesnes vietas gali patekti nemaži radioaktyviųjų medžiagų kiekiai.

Įvykus avarijoms branduolinio kuro perdirbimo įmonėse arba AE, pasekmės juntamos ilgą laiką. Pirmos didelės avarijos įvyko jau 1957 m. branduolinio kuro perdirbimo įmonėse Winscale (Didžioji Britanija) ir Čeliabinsko srityje (Rusija). Iš atominėse elektrinėse įvykusių avarijų paminėtos Three Mile Island (1979 m.) ir Černobylio AE (1986). Černobylio AE avarijos padarinyje įvyko pats didžiausias iš kada nors užregistruotų vienkartinųjų radioaktyviųjų medžiagų

išmetų į aplinką. Buvo išmesta apie  $2 \times 10^{18}$  Bq lakių radioaktyviųjų medžiagų, kurių didžioji dalis nusėdo Europoje. Be to, išmetose buvo ir mažų kuro skeveldrų (“karštųjų” dalelių), pasižyminčių dideliu radioaktyviųjų medžiagų aktyvumu. Bendra reaktoriaus išmetų masė buvo apie 6–8 t. Dėl avarinių išmetų į aplinką pateko maždaug  $70 \times 10^{15}$  Bq  $^{137}\text{Cs}$  [8].

Priešingai nei bandant branduolinius ginklus, po Černobylio AE avarijos į troposferą patekusios radioaktyviosios medžiagos Žemės paviršių pasiekė per trumpesnę laiko tarpą. Be to, į aplinką pateko ne tik daug trumpaamžių, bet ir ilgaamžių radionuklidų.

Aplinkoje yra daug natūralios ir dirbtinės kilmės radioaktyviųjų izotopų. Šios radioaktyviosios medžiagos spinduliuoja  $\alpha$ ,  $\beta$  daleles ir  $\gamma$  spindulius.

Natūralios kilmės radioaktyvieji izotopai yra sudėtinė uolienuų dalis ir kosminė spinduliuotė. Šiuos izotopus galima būtų suskirstyti į tris grupes [10]:

- ✓ pirmajai priskiriami dėl kosminės spinduliuotės atsirandantys radioaktyvūs izotopai;
- ✓ antrajai grupei priskiriami izotopai, kurie egzistuoja žemėje nuo pat jos susidarymo ir jų dukteriniai produktai. Pirmosios ir antrosios grupės nuklidai yra lengvos ir vidutinės masės (pvz.:  $^3\text{H}$ ,  $^7\text{Be}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{22}\text{Na}$ ,  $^{40}\text{K}$  ir kt.);
- ✓ trečiąją grupę sudaro sunkieji nuklidai, kilę iš  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  izotopų, kurių nemaži kiekiai randami gamtoje.

Plačiausiai paplitę natūralios kilmės radionuklidai yra urano, torio ir aktinio eilių nariai bei kalis. Vidutinė  $^{222}\text{Rn}$  koncentracija grunte būna  $3\text{--}4 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,  $^{238}\text{U}$  – apie  $26 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ , o  $^{40}\text{K}$  – neviršija  $600 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Iš atmosferos ant žemės paviršiaus nusėdusios radioaktyviosios medžiagos gali būti vėl pakeliamos vėjo arba skverbtis gilyn į gruntą. Iš grunto radioaktyviosios medžiagos per šaknis patenka į augalus, tęsiasi jų kelias biologine grandine, jos patenka ir į žmogaus organizmą [11].

Natūraliąją jonizuojančiąją spinduliuotę žemėje sąlygoja jos plutoje, esantys natūralios kilmės radionuklidai.

Dirbtinės kilmės radionuklidas  $^{137}\text{Cs}$  į aplinką pateko dviem užtaršos periodais: branduolinio ginklo bandymų metu (1945–1980 m.) ir 1986 m., po ČAE katastrofos. Dėl branduolinių sprogdinimų į aplinką pateko apie  $12,8 \cdot 10^{17}$  Bq  $^{137}\text{Cs}$  [5], o po ČAE avarijos – apie  $1 \cdot 10^{17}$  Bq [7].

“Ikičernobylinė” ir “počernobylinė” tarša  $^{137}\text{Cs}$  nustatoma pagal  $^{134}\text{Cs}$  ir  $^{137}\text{Cs}$  savitųjų aktyvumų dirvožemyje santykį, nes  $^{134}\text{Cs}$  skilimo pusamžis yra žymiai mažesnis [12, 13]. Tačiau tai padaryti įmanoma iki tol, kol nesuskyla  $^{134}\text{Cs}$ .

Lietuvos dirvožemių užterštumas  $^{137}\text{Cs}$  galimas ir dėl Ignalinos AE išmetų, kaip vietinio užtaršos šaltinio. Tačiau IAE išmetose į atmosferą šio radionuklido kiekiai nežymūs [14].

Po Černobylio AE avarijos mokslo tiriamuosiuose instituteuose bei žinybinių įstaigų laboratorijose buvo sukaupti duomenys apie Lietuvos teritorijos užtaršą  $^{137}\text{Cs}$  [14-20]. 1987 m. lėktuviniu spektrometru nustatytas  $^{137}\text{Cs}$  pasiskirstymas visos Lietuvos teritorijos paviršiuje. Lėktuvas skrido 50 m aukštyje  $180\text{ km}\cdot\text{h}^{-1}$  greičiu ir kas 5 km matavo  $^{137}\text{Cs}$  užterštumo tankį. Matavimų rezultatai išnagrinėti [21] darbe. 1992 metais Lietuvos Respublikos Aplinkos ministerijos iniciatyva atlikti užterštumo  $^{137}\text{Cs}$  matavimai iš sraigtasparnio MI-8 [22]. 1991–1992 m. labiausiai užteršti Lietuvos teritorijos plotai (pagal lėktuvinių matavimų rezultatus) buvo tiriami paimant bandinius ir juos analizuojant laboratorijoje [21, 22]. Labiau užterštose vietovėse  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas dirvožemyje ir užterštumo tankis 0–5 cm sluoksnyje nagrinėtas 1995–1998 metais.

$^{137}\text{Cs}$  pasiskirstymas abiotinėje ir biotinėje ekologinių sistemų komponentėse priklauso nuo neorganinės medžiagos bei vienvalenčių katijonų kiekio. Tiesiogiai  $^{137}\text{Cs}$  akumuluojasi mikroorganizmuose ir augaluose, o gyvuliai įsisavina su pašarais ar inhaliacijos būdu [8, 24, 25].



## **1.2. Radionuklidų fizinės ir cheminės formos**

Radionuklidų fizinis ir cheminis būvis radioaktyviosiose iškritose yra labai svarbus nagrinėjant jų elgesio, patekus ant žemės paviršiaus biogeocheminius ypatumus, o taip pat, tiriant jų pernašos ir pasišalinimo iš atmosferos procesus. Nuo radionuklidų būvio ir formų iškritose priklauso jų ryšio su dirvožemiu tvirtumas bei dalyvavimas tolimesniuose migracijos procesuose tiek pačiame dirvožemyje, tiek sistemoje „dirvožemis–augalas“, taip pat patekimas į augalus, radionuklidams nusėdus ant jų antžeminių dalių. Tikėtina, kad radionuklidų frakcionavimasis jų migracijos atmosferoje metu ir jiems patekiant ant žemės paviršiaus priklauso ne tik nuo jų susidarymo sąlygų, bet ir nuo jų būvio atmosferos iškritose [9, 26, 27].

Pagrindiniai radionuklidų migracijos dirvoje mechanizmai yra konvekcinė pernaša su dirvožemio tirpalu ir joninė difuzija [28]. Radionuklido judrį dirvoje lemia dirvožemio savybės (mineralų kiekis, cheminė sudėtis, tankis, drėgnumas, organinės medžiagos kiekis, rūgštingumas, temperatūra, tirpalo koncentracija ir sudėtis) ir meteorologinės sąlygos [28]. Tačiau  $^{137}\text{Cs}$  difuzija grunte nevyksta pagal Fiko dėsnį, nes pasiskirstymas tarp kietosios ir skystosios fazių yra kintantis [29]. Dirvoje migruoja  $^{137}\text{Cs}$  jonai, esantys dirvos tirpale, ir jonai, adsorbuojami dirvos kietosios fazės [28].

Bendras  $^{137}\text{Cs}$ , esančio kietojoje fazėje, kiekis gali būti padalytas į dvi komponentes: apykaitinę (esančią pusiausvyroje su skystąja faze) ir neapykaitinę (fiksuoatą), kuri nedalyvauja tirpalo formavime. Bet šis dalijimas yra sąlyginis, nes patenkantis į dirvą tirpioje būsenoje  $^{137}\text{Cs}$  persiskirsto tarp tirpiosios ir apykaitinės formų bei galimas jo perėjimas į neapykaitinę (fiksuoatą) formą [30].

Pagal [4] darbo autorius,  $^{137}\text{Cs}$  apykaitinė forma sudaro mažiau negu 20%, o tirpi – tik keletą procentų. Tik apie 5%  $^{137}\text{Cs}$  kiekio, esančio tirpioje frakcijoje, pereina į apykaitinę formą, o didžioji dalis dėl fiksacijos mineralais – į neapykaitinę. Apykaitinėje formoje esantis  $^{137}\text{Cs}$  dalyvauja migracijos procesuose dirvos tirpale, o neapykaitinėje – migruoja tik dalelių pavidalu [31, 32].

Dirvožemyje adsorbuojami katijonai. Adsorbcija vyksta mineralų dalelių paviršiuje (dažniausiai molingų mineralų). Daugelyje mineralų vyksta jonų fiksacija – tai stipri adsorbcija, sąlygota jonų patekimo į kristalinę gardelę, kur jie fiksuojami žymiai stipriau, negu paviršiuje.  $^{137}\text{Cs}$  gali fiksuotis daugelyje dirvožemių, kas ryškiai keičia jo elgseną sistemoje “dirva–augalas” [28]. Daugelyje dirvų  $^{137}\text{Cs}$  pagrindinis apykaitinis jonas yra  $\text{K}^+$ , o nuosėdose ir pelkėse dominuoja  $\text{NH}_4^+$  [29].

Taigi,  $^{137}\text{Cs}$  aplinkoje elgsena apsprendžiama daugiausia jo sąveika su molingais mineralais [33]. Tačiau  $^{137}\text{Cs}$  biologinis įsisavinimas žymia dalimi priklauso nuo organinių medžiagų kiekio dirvoje. Organinės medžiagos dirvoje trukdo  $^{137}\text{Cs}$  fiksuotis molinguose mineraluose ir tuo pačiu padidina jo biologinį įsisavinimą [34-37] Molinga dirva, turinti organinių medžiagų, mažiau sugeria  $^{137}\text{Cs}$ , negu grynas molis [37].

Dirvožemio organinė medžiaga sudaro nedidelę dalį bendrosios dirvos masės (apie 8–10%) ir turi tris pagrindines savybes: galimybę adsorbuoti radionuklidus, sudaryti tirpius kompleksus bei sąveikauti su mineralinėmis dalelėmis ir tuo pačiu mažinti  $^{137}\text{Cs}$  adsorbciją jose [28].

Po Černobylio avarijos didelė dalis  $^{137}\text{Cs}$  nusėdo ant žemės paviršiaus tirpių aerozolių pavidalu, bet didelę dalį, ypač katastrofos zonoje, sudarė kuro dalelės [32]. Pagal [32] darbo autorius  $^{137}\text{Cs}$  fiksacijos greitis grunte žymiai didesnis, nei jo išsiplovimas iš kuro dalelių, dėl to  $^{137}\text{Cs}$  apykaitinės formos dalis nekito nuo 1986 iki 1989 m.

Dirvožemio savybių įtaka  $^{137}\text{Cs}$  biologiniam įsisavinimui pradeda ryškėti praėjus 2–4 metams po iškritų, o priklausomai nuo dirvožemio savybių kaupimasis augaluose pasireiškia po 5–12 metų. Dėl to pagrindiniai veiksniai, apsprendžiantys  $^{137}\text{Cs}$  biologinio įsisavinimo dinamiką, yra iškritų savybės bei dirvožemio ir paklotės charakteristikos [38–40].



Radionuklidų pasiskirstymo tarp iškritų tirpios ir netirpios (sudarytos iš įvairių mineralinių junginių mišinio, dirvožemio dalelių, pramoninių dulkių, suodžių, žiedadulkių ir kt.) frakcijų dėsningumai, daugiausia priklauso nuo fizinių cheminių radionuklidų savybių.

Radionuklidų pasiskirstymo pobūdžiui tarp netirpios ir tirpios iškritų frakcijos įtakos galėtų turėti iškritų tipas, dulkėtumas ir cheminė iškritų sudėtis. Pvz., sniegas lyginant su lietaus lašais dėl lėto snaigių kritimo, jų didelio paviršiaus ir didesnio kondensacijos centrų skaičiaus, pasižymi didesne išplaunamąja geba nei lietus.

Viena iš pagrindinių priežasčių, dėl kurios radionuklidai aplinkoje negali suformuoti savarankiškų junginių yra labai maža jų koncentracija, pvz.: dirvožemyje nuo  $10^{-12}$  iki  $10^{-10}$  g/g dirvožemio, sprogimo debesyse –  $10^{-17}$ – $10^{-16}$  g·cm<sup>-3</sup> oro. Priklausomai nuo individualių savybių radionuklidai gali įeiti ne tik į savo stabilų izotopų, bet ir neizotopinių nešiklių sudėtį. Branduoliniams sprogimams vykstant atmosferoje pagrindinę dalelių–nešiklių dalį sudaro konstrukcinės medžiagos (geležis, aliuminis, titanas, molibdenas, kobaltas, volframas ir kt.) ir nesureagavusio urano ir plutonio liekanos. Į ugnies rutulį patekus atmosferos orui, cheminių junginių susidaryme taip pat dalyvauja vandens garai, kalcis, kalis, amonio jonai, sulfatai ir kt. cheminiai elementai, įvairios mineralinės ir organinės medžiagos. Sprogimo debesyse radionuklidų koncentracija 2–4 kartus mažesnė nei cheminių elementų, esančių konstrukcinėse medžiagose ir atmosferos ore, o iškritose šis skirtumas dar didesnis.

Kokia radionuklidų dalis bus judresnėse formose, t. y. apykaitinėje, vandenyje tirpioje ir specifiskai sorbuotoje, didele dalimi priklausys nuo cheminės atmosferos oro, iškritų ir natūraliųjų aerolių sudėties. Judrios ir ypač apykaitinės formos susidarymui didelę įtaką daro sorbciniai procesai, vykstantys kondensuojantis dalelėms–nešikliams ir aeroliams ilgai būnant aplinkoje. Šiuo atveju nenutrūkstamai vyksta lengvai tirpių junginių perėjimas į tirpalą (debesų lašeliai, atmosferos krituliai) ir adsorbcija ant mineralinių dalelių paviršiaus susidarant arba nesusidarant naujiems junginiams su kitais jonais.

Dirvožemyje radionuklidai būna įvairių formų, santykis tarp kurių priklauso nuo fizinių – cheminių dirvožemio paviršiaus hidrometeorologinių veiksnių, metų laiko ir kt.

Dirvožemyje radionuklidai gali būti vandenyje tirpių junginių pavidale, sorbuoti jonų – mainų mechanizmu, negrįžtamai sorbuoti (įtraukti į mineralų kristalinę gardelę, sudarę kompleksus su netirpiomis dirvožemio organinėmis medžiagomis), netirpių junginių formoje, stambiadiispersinių aerolių branduolinio kuro dalelių formoje. Nagrinėjant radionuklidų formas, kuriose jie randami dirvožemyje daugiausia atliekami laboratoriniai tyrimai, tiriant radionuklidų

sorbiciją, desorbiciją (distiliuotu vandeniu, mineralinėmis ir organinėmis rūgštimis bei jų junginiais) priklausomai nuo:

- ✓ dirvožemio tipo;
- ✓ terpės PH;
- ✓ santykio kieta fazė/tirpalas;
- ✓ humuso ir apykaitinių jonų kiekio dirvožemyje;
- ✓ makrokomponentų kiekio tirpale;
- ✓ trąšų kiekio ir kt.

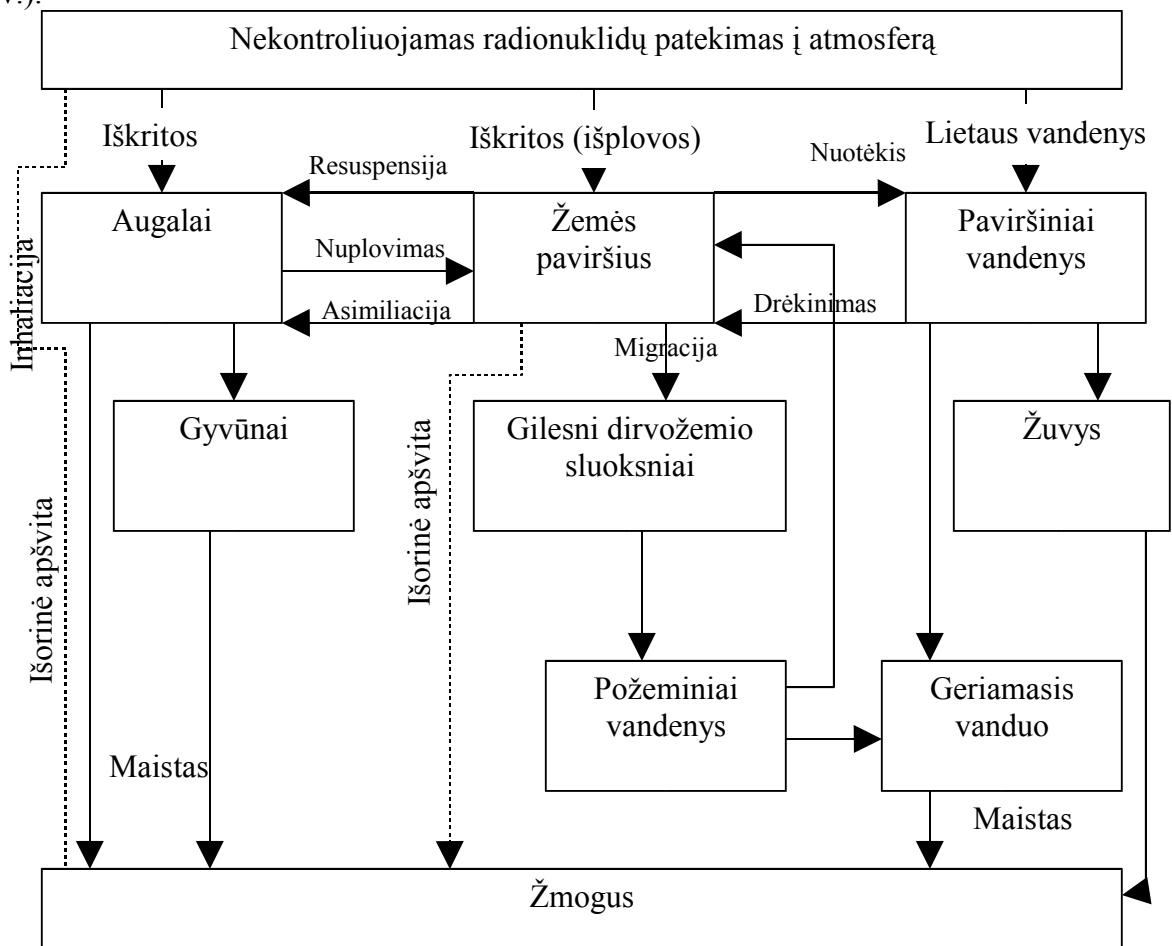
Radioaktyviosioms dalelėms patekus ant žemės paviršiaus radionuklidų judris ir biologinis prieinamumas pradinio momentu priklauso nuo fizinių–cheminių formų iškritose. Laikui bėgant pradinis radionuklidų pasiskirstymas keičiasi. Dėl skirtingų sąveikos su dirvožemiu mechanizmų vyksta radionuklidų formų transformacija priklausomai nuo dirvožemio tipo, vandens režimo bei individualių radionuklidų savybių.  $^{90}\text{Sr}$  patekus į dirvožemį judrių ir nejudrių formų pasiskirstymas nėra toks ryškus, kaip  $^{137}\text{Cs}$ .  $^{90}\text{Sr}$  būdingas joninis sąveikos su dirvožemio sugeriamuoju kompleksu mechanizmas, t. y. jis sulaikomas išoriniame mineralų paviršiuje, neįeidamas į jų sudėtį. Vandenyje tirpi jo iškritų frakcija pagrinde pereina į apykaitinį būvį, tuo tarpu netirpi lieka nepakitusi ir nedalyvauja mainų su vandeniu procesuose.  $^{137}\text{Cs}$  elgiasi visiškai kitaip. Tik nedidelė dalis vandenyje tirpioje iškritų frakcijoje esančio  $^{137}\text{Cs}$  dirvožemyje pereina į apykaitinę formą. Didesnė dalis dėl ištraukimo į dirvožemio mineralų kristalinę gardelę pereina į neapykaitinę formą. [12, 13] darbe daroma prielaida, kad Fe ir Al junginiai su humusu ilgą laiką yra  $^{137}\text{Cs}$  kaupimo vieta, iš kurios minėtas radionuklidas gali patekti tiek į augalus tiek ir migruoti į mineralinių dalelių gilumą. Išorinio humuso sluoksnio nebuvimas palengvina  $^{137}\text{Cs}$  perėjimą į fiksuotą būseną didėjant kontakto su dirvožemiu trukmei ir  $^{137}\text{Cs}$  biologinis prieinamumas mažėja.

Dėl kuro dalelių dūlėjimo su jomis susieti radionuklidai gali išsilaisvinti ir tapti prieinami augalams arba surišti su dirvožemio komponentais.  $^{137}\text{Cs}$  atveju jo fiksacijos dirvožemyje greitis yra didesnis nei išlaisvinimo iš dalelių, o  $^{90}\text{Sr}$  atveju priešingai – sulaikymo dirvožemyje greitis yra mažesnis nei išsilaisvinimo iš dalelių. [41] darbe gauti rezultatai, kuomet 1987–1994 m. buvo tiriamas  $^{137}\text{Cs}$  ir  $^{90}\text{Sr}$  perėjimas į augalus stipriai po Černobylio AE avarijos užterštoje teritorijoje. Nustatyta, kad tuoj po patekimo į aplinką  $^{137}\text{Cs}$  ir  $^{90}\text{Sr}$  perėjimas į augalus buvo panašus. Vėliau  $^{90}\text{Sr}$  patekimas į augalus padidėjo 3–8 kartus, o  $^{137}\text{Cs}$  – žymiai sumažėjo. Ilgainiui dirvožemyje didėja  $^{90}\text{Sr}$  kiekis apykaitinėje frakcijoje, didžiausias jo kiekis aptinkamas po 2–3 metų.  $^{137}\text{Cs}$  elgesys dėl dviejų vienašalių procesų – išplovimo iš kuro dalelių bei negrįžtamo sulaikymo

kietoje dirvožemio fazėje yra sudėtingesnis ir jo kiekis dirvožemio vandenyje tirpioje, apykaitinėje frakcijose laikui bėgant didėja.

### 1.3. Radionuklidų migracija aplinkoje

Dauguma radionuklidų įvairiais keliais (su globalinėmis iškritomis, po avarijų) patekę į atmosferą yra pernešami su oro srautais ir vėliau nusėda ant žemės paviršiaus. Tuomet jie įsitraukia į biocheminius migracijos procesus, pasiskirsto dirvožemyje, sistemose dirvožemis–gruntiniai ir paviršiniai vandenys, dirvožemis–augalai, maistinėse ir biologinėse grandinėse (1.1 pav.).



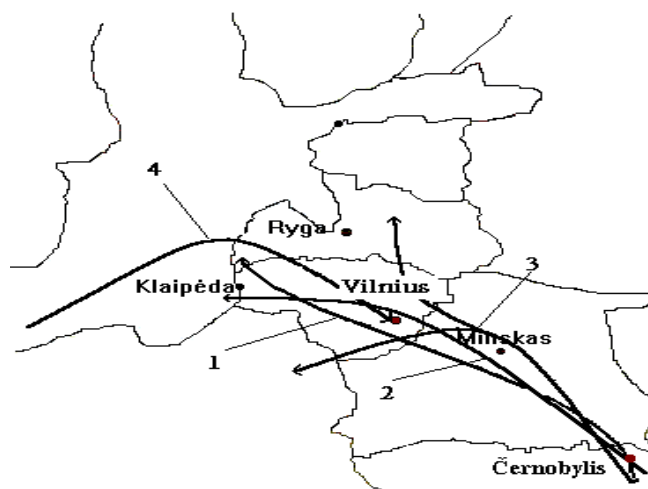
1.1 pav. Dirbtinės kilmės radionuklidų migracija aplinkoje [10]

Nevienodą radionuklidų polinkį migracijai ir biologinį jų prieinamumą, lemia skirtingos radionuklidų fizinės–cheminės formos iškritose, kintantis jų santykis skirtinguose išmetimo ruožuose, skirtinga jų transformacijos dirvožemyje dinamika, įtakojama dar ir fizinių–cheminių

dirvožemio savybių, jo mineraloginės sudėties ir vandens režimo. Yra duomenų, kad radioaktyviųjų iškritų intensyvumas miškuose didesnis nei atvirose teritorijose. Miško teritorijų ir atvirų vietovių užteršimo skirtumas sudaro apie 20 %, pamiškėse jis gali padidėti iki 50 % [11].

Aktinoidai globalinėse iškritose yra prisitvirtinę prie aerozolio dalelių, tikėtina, kad dėl medžių filtruojančio poveikio, daugiau šių radionuklidų iškris miškuose nei atvirose vietovėse. Ilgalaikis kumuliacinis nusėdimas miškuose didesnis nei 30 % [42]. Radionuklidams iškritus ant žemės paviršiaus, dalis jų sorbuojama augmenijos, o kita patenka tiesiai į dirvožemį. Šiuo atveju pagrindinio radionuklidų kiekio migracija dirvožemyje prasidės praėjus 1–2 metams nuo radionuklidų iškritų t. y. po augmenijos suirimo. Kai augmenijos danga yra reta joje sorbuojasi apie 40 % radionuklidų. Miške po augmenijos danga iškart patenka tik apie 10 % iškritusių radionuklidų. Radionuklidų prasiskverbiančių į dirvožemį su lietaus vandeniu, kiekis didėjant gyliui eksponentiškai mažėja [40].

Lietuvoje dirbtinės kilmės radionuklidų pasklidimui didelės įtakos turėjo Černobylio AE avarija, kuri įvyko 1986 m. balandžio 26 d. Meteorologiniai ir sinoptiniai parametrai taip lėmė, kad Lietuva atsidūrė tiesioginiame oro masių kelyje iš Černobylio, o balandžio 28–30 dienomis Lietuvą teršė ir oro masės, "grąžinančios" teršalus iš Šiaurės bei Vakarų šalių. 1.2 pav. parodytos oro masių, sklidusių 850 hPa aukštyje, trajektorijos pirmosiomis dienomis po Černobylio AE avarijos [15, 44-45].



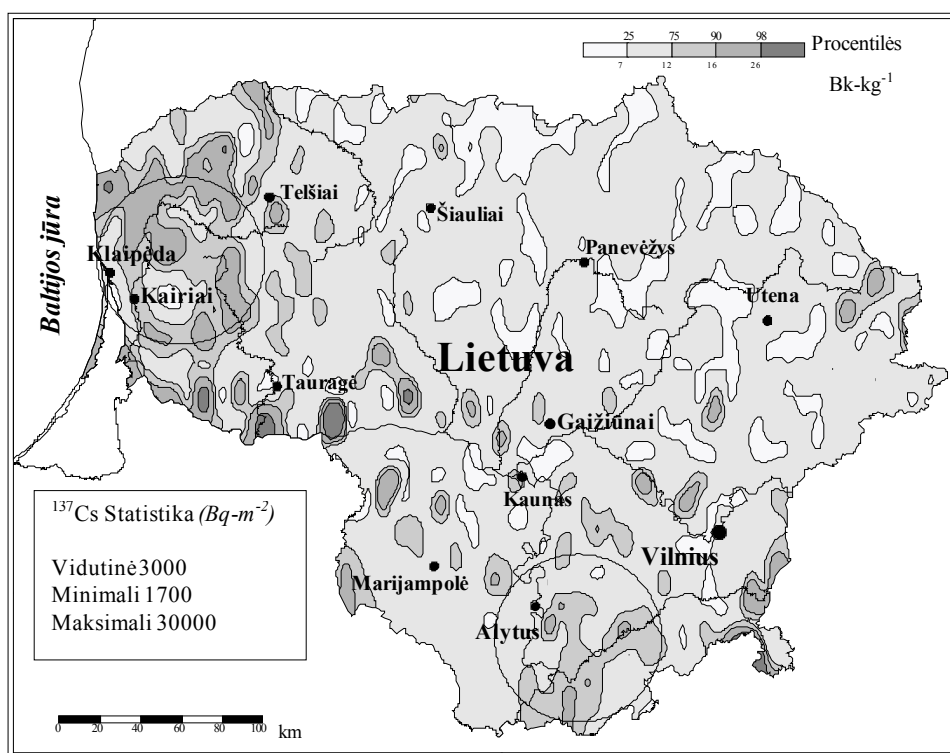
**1.2 pav.** Oro masių trajektorijos 1986 m. balandžio mėn. 26–30 d.: 1 – balandžio mėn. 26–27 d.; 2 – balandžio mėn. 27–28 d.; 3 – balandžio mėn. 28–29 d.; 4 – balandžio mėn. 29–30 d. [15]

Oro masės, nešiosios radionuklidus iš Černobylio AE, virš Lietuvos teritorijos pasklido pietine, pietvakarine ir Vakarų Lietuvos dalimi. Dėl to šiose teritorijose didžiausias ir grunto užterštumas radioaktyviosiomis medžiagomis. Tai patvirtino 1987 metais iš lėktuvo atlikti Lietuvos teritorijos

gama spektrometriniai matavimai. Nustatytas  $^{137}\text{Cs}$  iškritų užterštumo tankio ( $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ ) pasiskirstymas parodytas 1.3 pav. [22].

1987 m. spektrometriniais matavimais iš lėktuvo gauta, kad  $^{137}\text{Cs}$  paviršinis aktyvumo tankis, suformuotas daugiausia sausų iškritų, kito nuo  $7,4\cdot 10^2$  iki  $3,0\cdot 10^4$   $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ . Nustatytos užtaršos “dėmės”, kurių dydis įvairus – nuo kelių kvadratinų metrų iki kelių kvadratinų kilometrų.

Nedidelio ploto, bet aktyvių “dėmių” susidarymas ežerų pakrantėse aiškinamas paviršinių aktyvių medžiagų plėvelės vandens paviršiuje susidarymu ir jos patekimu į krantą banguojant ar keičiantis vandens lygiui [41, 42].



1.3 pav. Lėktuvinių gama spektrometrinių tyrimų rezultatai [15].

Didesnio ploto radioaktyviųjų medžiagų “dėmių” atsiradimas [15] darbe aiškintas vertikalaus oro masių maišymosi ypatumais. Tokios “dėmės” aptiktos prie vandens telkinių, kalvotose molingose vietovėse ir pamiškėse, tai yra tokiose vietose, kur žemės išilimo temperatūra skyrėsi iki  $10\text{ }^\circ\text{C}$ . Tai yra ir vietovės su dideliu paklotinio paviršiaus “šiurkštumu” bei padidintu atmosferos turbulenciškumu. 1.3 pav. pateiktos dvi didžiausios Lietuvos  $^{137}\text{Cs}$  zonos

viena jų randasi Lietuvos vakarinėje dalyje ties Klaipėda kita pietinėje dalyje netoli Alytaus. Nedidelė užtarša taip pat buvo aptikta ir vidurinėje Lietuvos dalyje ties Gaižiūnais.

Lietuvoje dirbtinės kilmės radionuklido  $^{137}\text{Cs}$  užtaršos dėmės vakarinėje Lietuvos dalyje ties Klaipėda, o pietinė ties Alytumi 1.3 pav., žymimos apskritimais.

Radioaktyviosios medžiagos, patekusios ant žemės, migruoja joje tiek horizontaliai, tiek vertikaliai, be to, pereina į augalus. Horizontalų radionuklidų judėjimą skatina lietaus vandenys. Šis procesas ryškesnis molingose dirvose. Vertikalią radionuklidų migraciją sąlygoja radionuklidų ir dirvos savybės. Duomenys apie vertikalų  $^{137}\text{Cs}$  pasiskirstymą 1998–2001 m. labiausiai užterštuose Lietuvos regionuose pateikti 1.1 lentelėje.

**1.1 lentelė.**  $^{137}\text{Cs}$  vertikalus pasiskirstymas dirvožemio profilyje [47]

Bandinio gylis, cm	$^{137}\text{Cs}$ vertikalus pasiskirstymas dirvožemyje, %		
	Vid. vertė	Maks	Min
0–5	85±7	96	74
5–10	11±7	22	3
10–12	4±1	8	0.2

Pagal 1.1 lentelėje pateiktus duomenis pastebima, kad  $^{137}\text{Cs}$  daugiausia susikaupęs paviršiniame 5 cm sluoksnyje. Užliejamose vietose ir lengvose žemėse  $^{137}\text{Cs}$  sutinkamas ir 15–20 cm gylyje. Pavyzdžiui, Juodkrantėje, užliejamoje durpingoje pievoje, 10–15 cm gylyje,  $^{137}\text{Cs}$  rasta 44%.

$^{137}\text{Cs}$  iškritų tankis po ČAE avarijos labiausiai užterštose Lietuvos vietose vidutiniškai sudarė  $1190 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ , likusioje šalies teritorijos dalyje gerokai mažiau –  $310 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ . Vidutinė  $^{137}\text{Cs}$  iškritų tankio Lietuvos teritorijoje reikšmė visoje Lietuvos teritorijoje sudarė  $970 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ . Didžiausias  $^{137}\text{Cs}$  aktyvumas labiausiai užterštame Lietuvos regione buvo lygus 21090, likusioje dalyje –  $8430 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$  [47].

Lietuvoje po ČAE avarijos ~ 43%  $^{137}\text{Cs}$  iškritų nusėdo ant augalų bei pateko į pašarus. Radionuklidų perėjimas iš vienos biologinės grandies į kitą buvo stebimas jau pirmosiomis dienomis po ČAE avarijos, nagrinėjant Lietuvos užterštumo problemas. Pavyzdžiui,  $^{131}\text{I}$  perėjimo iš žolės į pieną koeficientas priklauso nuo šio radionuklido koncentracijos pašare ir vidutiniškai buvo  $0,19 - 0,05 \text{ m}^2\cdot\text{l}^{-1}$ , tai yra jei pievoje jodo užterštumo tankis buvo  $3\cdot 10^3 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ , tai piene –  $570 \text{ Bq}\cdot\text{l}^{-1}$  ir daugelyje Lietuvos rajonų viršijo leistinas normas [18].

## 1.4. Miškų užtarša radionuklidais

### 1.4.1. Radionuklidų migracija dirvožemyje ir medyje

Radionuklidų pasiskirstymas dirvožemyje lemia tiesioginės išorinės apšvitos sumažėjimą, taip pat palaipsniui mažėjimą panaudojant augalus pašarams ir kitoms reikmėms [3]. Didžiausia  $^{137}\text{Cs}$  dalis yra susikaupusi viršutiniuose dirvožemio sluoksniuose bei miško paklotėje. [48] darbo autoriai 1995 m. nustatė, kad 90%  $^{137}\text{Cs}$  yra viršutiniuose 0–5 cm gylio dirvožemio sluoksniuose, 13,4% jų – miško paklotėje; [49] darbo autoriai 1988 m. nustatė, kad 89%  $^{137}\text{Cs}$  yra 0–5 cm gylio sluoksnyje, o [50] darbe gauta, kad juodžemyje net po 10 metų po iškritos apie 96%  $^{137}\text{Cs}$  vis dar yra 0–5 cm gylyje. Lietuvos dirvožemiuose nustatyta, kad vidutiniškai 0–5 cm sluoksnyje 1991–1992 m.  $^{137}\text{Cs}$  kiekis sudarė  $85\pm 7\%$  [15].

Dirvožemis pasižymi dideliu adsorbciniu pajėgumu ir yra pagrindinė grandis radionuklidų sulaikymo ir pernešimo kelyje. Dirvožemis yra daugiafazė sistema su kietais, skystais ir dujiniais komponentais. Radionuklidų ryšio su kietomis dalelėmis tvirtumas priklauso nuo jų mineralinės sudėties ir sorbcijos–desorbcijos proceso kinetikos. Radionuklidų migracija dirvoje ir medyje priklauso nuo 1.2 lentelėje pateiktų faktorių.

1.2 lentelė. Radionuklidų migraciją įtakojantys faktoriai [28]

Radionuklidų savybės	Dirvožemio savybės	Klimatinės sąlygos
<ul style="list-style-type: none"><li>➤ jono krūvio ženklas;</li><li>➤ jono krūvio dydis;</li><li>➤ junginio forma;</li><li>➤ polinkis: adsorbcijai, suformuoti kompleksus ir hidratuotis.</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>➤ mineraloginė sudėtis;</li><li>➤ cheminė sudėtis;</li><li>➤ gralunometrinė sudėtis;</li><li>➤ tankis;</li><li>➤ drėgmė;</li><li>➤ organinių medžiagų sudėtis ir kiekis;</li><li>➤ rūgštingumas;</li><li>➤ jonų–mainų talpa;</li><li>➤ temperatūra;</li><li>➤ dirvožemio tirpalo koncentracija ir sudėtis.</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>➤ teigiamų temperatūrų sezono trukmė;</li><li>➤ vidutinė metų ir sezono temperatūra;</li><li>➤ metinis kritulių kiekis;</li><li>➤ kritulių pasiskirstymas atskirais sezonais.</li></ul>

Dirvožemyje esančios organinės medžiagos ir mikroorganizmų metabolizmas leidžia radionuklidams patekti į kompleksinių junginių sudėtį. Kietos dirvožemio dalelės gali sulaikyti

radionuklidus tam tikrose vietose, taip sulėtindamos jų tolesnę migraciją. Pagrindinės radioaktyviųjų medžiagų ir dirvožemio sąveikos formos yra:

- ❖ *Mechaninė* sorbcija kurios metu dirvožemio tarpeliuose iš besifiltruojančių vandens suspensijų susilaiko kietosios dalelės: drumstas vanduo persifiltravęs per dirvožemį, lieka skaidrus. Mechaninės sorbcijos galia priklauso nuo dirvožemio mechaninės sudėties ir susiklojimo. Smėlio dirvožemiai blogiau mechaniškai sorbuoja, negu molio, kurie sulaiko visas didesnes kaip 0,001 mm daleles. Taip kai kuriuose dirvožemiuose susidaro iliuvinis horizontas. Be to, mechaninės sorbcijos dėka dirvožemio porose susilaiko didesni kaip 0,00025 mm mikroorganizmai.
- ❖ *Biologinė* sorbcija ją sudaro dirvožemyje gyvenančių augalų, mikroorganizmų ir gyvūnų veikla. Jie iš dirvožemio įsisavina būtinus maisto elementus, kuriuos paverčia organiniais junginiais. Labai svarbi biologinės sorbcijos ypatybė ta, kad gyvieji organizmai iš aibės kitų junginių pasirenka jiems labiausiai reikalingas medžiagas, kurios dirvožemyje sudaro N, P, S, Ca ir kitų elementų atsargas.
- ❖ *Fizinė* sorbcija ją sukelia dirvožemio kietosios fazės paviršiuje esančių dalelių laisvoji paviršiaus energija, kuri iš supančios aplinkos pritraukia dujų, garų ir skysčių molekules. Fizinė sorbcija priklauso nuo dirvožemio dalelių bendro paviršiaus ploto, kuriam didėjant, didėja dalelių laisvoji paviršiaus energija. Kuo dalelės smulkesnės, tuo jų bendras paviršiaus plotas yra didesnis. Todėl, kai dirvožemyje yra daugiau smulkiadispersinių koloidinių dalelių, jo fizinės sorbcijos galia didesnė. Jeigu dirvožemio daleles pritraukia iš dirvožemio tirpalo ištirpusių medžiagų molekules stipriau, negu vandens (tirpiklio) molekules, tada daleles gaubiančiose plėvelėse susidaro didesnė ištirpusių medžiagų koncentracija, negu likusiame tirpale. Tokia fizinė adsorbcija vadinama teigiama. Dirvožemis teigiamai adsorbuoja organinių rūgščių, druskų molekules. Daugumai tirpių mineralinių druskų ir rūgščių būdinga neigiama fizinė desorbcija. Jos atveju dirvožemio dalelės iš dirvožemio tirpalo stipriau pritraukia vandens, negu minėtų mineralinių junginių, molekules, todėl šių junginių koncentracija daleles gaubiančiose tirpalo plėvelėse bus mažesnė, negu aplinkiniame tirpale.
- ❖ *Cheminė* sorbcija jos metu jonai dirvožemyje surišami netirpių arba sunkiai tirpių druskų forma. Tada dirvožemio tirpale esantys jonai su tirpiomis medžiagomis sudaro druskas, iškrentančias nuosėdomis.

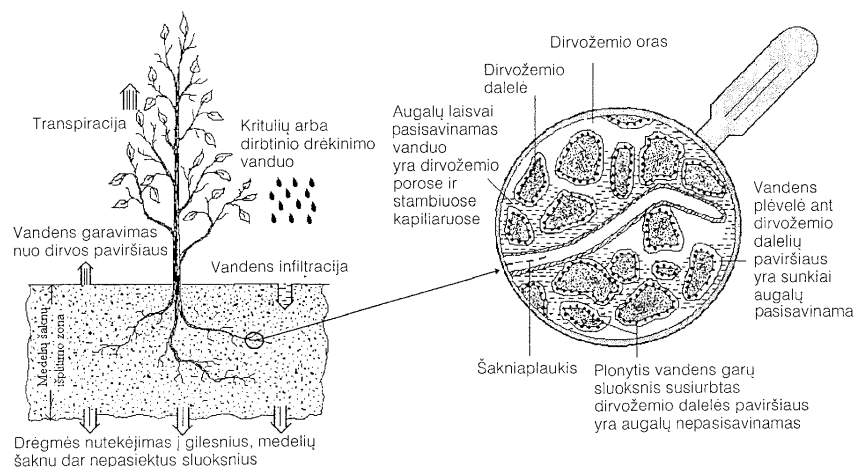


- ❖ *Fizinė–cheminė* sorbcija, arba mainų, sorbcijos metu koloidų micelės difuzinio sluoksnio jonai ekvivalentiškais santykiais mainosi su dirvožemio tirpalo jonais. Mainų sorbcijoje gali dalyvauti dirvožemio tirpalas katijonai ir anijonai. Kadangi dirvožemio sudėtyje vyrauja neigiamo krūvio koloidai, difuziniame sluoksnyje turintys katijonų, dirvožemiuose vyrauja katijonų sorbcija.

Radioaktyviųjų medžiagų judėjimas dirvožemyje priklauso nuo radionuklidų ir dirvožemio sąveikos, kritulių infiltracijos greičio ir gruntinio vandens lygio ir srauto greičio. Yra ryškus skirtumas tarp radionuklidų migracijos vandeniui neprisotintoje zonoje virš gruntinio vandens lygio ir gruntiniu vandeniui prisotintoje zonoje. Pirmiausia, migracijos greitis yra žymiai mažesnis. Radionuklidų migracija virš gruntinio vandens lygio esančioje zonoje yra apsprendžiama ir to dirvožemio sluoksnio vandens pralaidumu. Žvyro ir smėlio jis yra žymiai didesnis nei durpinio dirvožemio ar molio.

Vertikali radionuklidų migracija dirvoje lemia išorinės apšvitos sumažėjimą pažemio ore. Radionuklidų pasiskirstymo dirvoje tyrimai yra aktualūs, įvertinant jų užterštumo tankį įvairiuose užterštosios teritorijos dirvožemio sluoksniuose; modeliuojant radionuklidų migracijos mechanizmus bei prognozuojant apšvitą įvairiomis situacijomis; nustatant radionuklidų migracijos gylį bei dirvožemio natūralaus apsivalymo spartą [51, 52]. Vertikaliosios  $^{137}\text{Cs}$  migracijos dirvoje svarbiausieji procesai yra difuzija, konvekinė pernaša ir migracija augalų šaknų sistemomis. Iš oro dalis radionuklidų nusėda ant augalų, o kita dalis tiesiogiai patenka į dirvą.  $^{137}\text{Cs}$  patekimas į augalą neatsiejamai susijęs su meteorologinėmis sąlygomis, ypač krituliais. Kaip augalas apsirūpindamas vandeniu, išsiurbia ir dirvožemio vandenyje ištirpusius radionuklidus pavaizduota 1.4 pav. Vertikaliąją radionuklidų migraciją sąlygoja radionuklidų ir dirvos savybės.

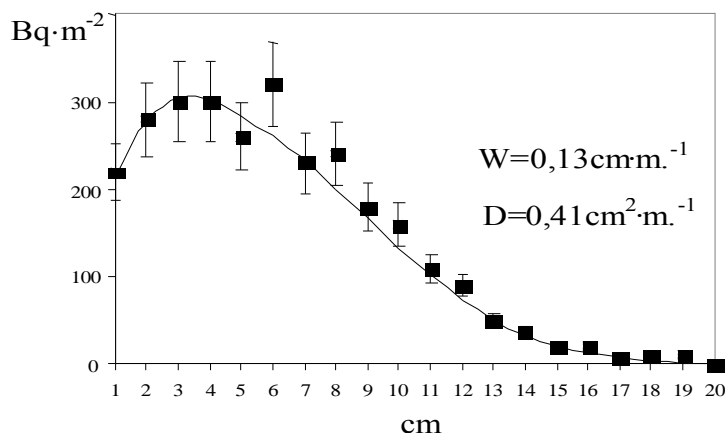
Pagrindiniai parametrai, kuriuos vertinama vertikaliąją  $^{137}\text{Cs}$  migraciją, yra pernašos greitis ir difuzijos koeficientas. [53, 54] ir [50] darbų autoriai nustatė radionuklidų migracijos greitį ir difuzijos koeficientą skirtingų rūšių dirvoms. Be to, migracijos greitis priklauso nuo augmenijos rūšies [54, 39], paklotės, dirvožemio panaudojimo [39], bei drėgmės [48]. Pagal [48] darbo autorius  $^{137}\text{Cs}$  migracijos greitis dirvoje priklauso nuo drėgmės,  $^{137}\text{Cs}$  yra surištas su geležies oksidu, kurio judris didėja, didėjant dirvos drėgmei.



1.4 pav. Vandens ciklas kurio metu radionuklidai patenka į augalą [56]

Nustatytos tokios migracijos dirvožemyje greičio vertės:  $0,05\text{--}0,10\text{ cm}\cdot\text{m}^{-1}$  miškų dirvose,  $0,10\text{--}0,20\text{ cm}\cdot\text{m}^{-1}$  pievų ir kitų atvirų vietovių dirvose [54],  $0,14\text{--}0,26\text{ cm}\cdot\text{m}^{-1}$  smėlingose ir priemolio dirvose [3],  $0,066\text{--}0,896\text{ cm}\cdot\text{m}^{-1}$  priklausomai nuo dirvožemio tipo [57],  $0,09\text{--}0,11$  (difuzinis) ir  $0,10\text{--}0,12$  (konvekcinis)  $\text{cm}\cdot\text{m}^{-1}$  [50], bei difuzijos koeficiento vertės:  $0,05\text{--}0,70\text{ cm}^2\cdot\text{m}^{-1}$  [54],  $0,057\text{--}0,693\text{ cm}^2\cdot\text{m}^{-1}$  [57],  $0,30\text{--}0,35\text{ cm}^2\cdot\text{m}^{-1}$  [50].

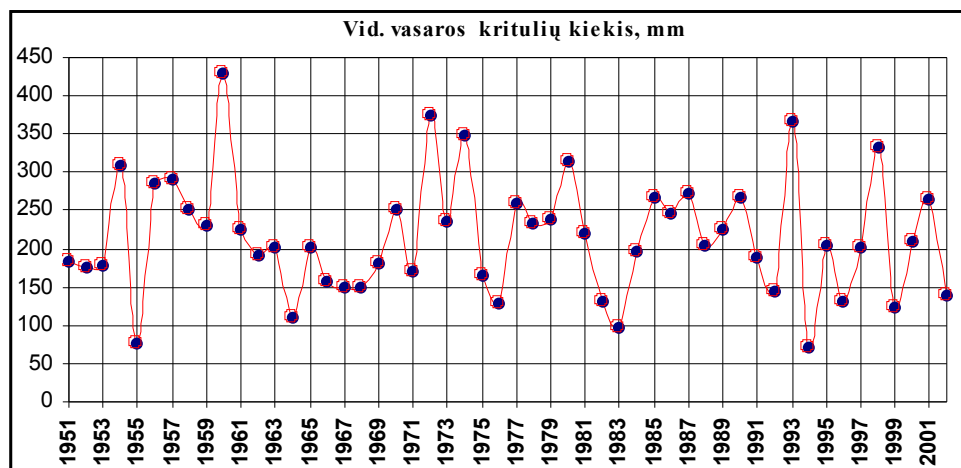
1.5 pav. pavaizduotas  $^{137}\text{Cs}$  vertikalusis pasiskirstymas ir pateikti modeliuoti difuzijos koeficientas (D) ir kryptingos pernašos greitis (W) smulkiam smėliui. Branduolinių sprogdinimų ir Černobylio AE avarijos  $^{137}\text{Cs}$  indėliai dirvožemyje 1997 m. nagrinėti pagal cezio izotopų aktyvumo ( $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ ) santykį bei modeliuojant  $^{137}\text{Cs}$  aktyvumo dirvožemyje vertikaliąją kaitą, priėmus du šio radionuklido šaltinius, kurių didžiausios iškritos laikytos 1963 ir 1986 m.



1.5 pav. Eksperimentiškai nustatyto ir modeliuoto  $^{137}\text{Cs}$  paviršinio tankio dirvožemyje kaita, priėmus branduolinių sprogdinimų kilmės iškritas  $3000\text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ , ir Černobylio AE avarijos iškritas  $700\text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$  [12]

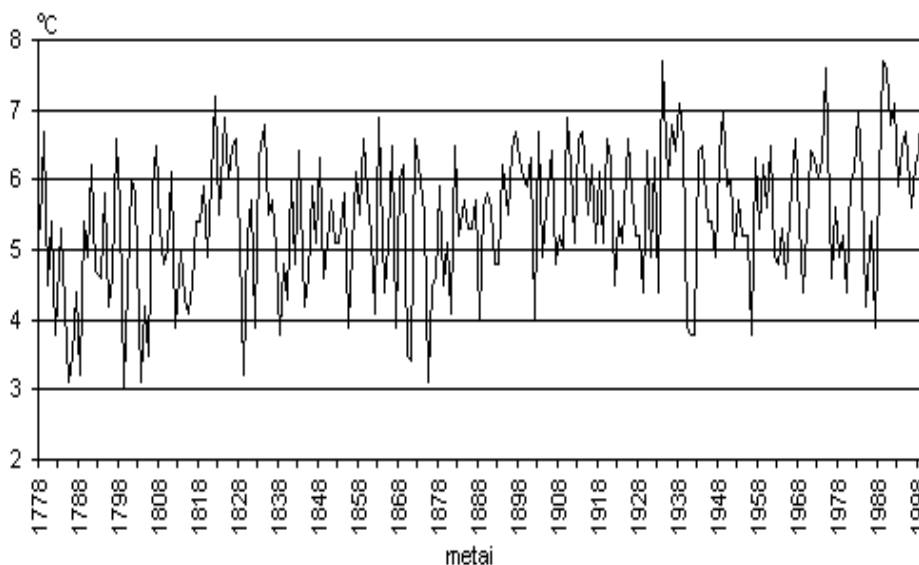
Abiem atvejais gauta, kad mažai po Černobylio AE avarijos užteršose vietovėse “černobylinio”  $^{137}\text{Cs}$  indėlis 0–5 cm dirvožemio sluoksnyje sudaro apie 20%. Kai kuriose iš tokių vietovių 1997 m. didžiausi  $^{137}\text{Cs}$  ir  $^{134}\text{Cs}$  aktyvumai pirmajame dirvožemio centimetre atitinkamai sudarė 131 ir  $1,8 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  [14].

Pagal 1.6 pav. pateiktus 1951–2002 m. duomenis matyti, kad vidutiniai kritulių kiekiai labai svyruoja. Šiuo laikotarpiu išskirtiniai yra 1960, 1974, 1993, 1998 metai, kada vidutinis metinis kritulių kiekis buvo 450–355 mm ribose. Sausiausi metai buvo 1955, 1964, 1983, 1994 m. kritulių kiekis šiais metais buvo apie 80–100 mm.



**1.6 pav.** Vidutinis vasaros kritulių kiekis 1951 – 2002 m. Lietuvoje

Vidutinė daugiametė (1961–1990 m.) oro temperatūra 1.7 pav. Lietuvoje lygi  $6,2^\circ \text{C}$ . Skirtumas tarp šilčiausio liepos ir šalčiausio sausio mėnesių siekia  $21,8^\circ \text{C}$  [58].



**1.7 pav.** Vidutinės metinės oro temperatūros kaita Vilnius 1778–2000 m,  $^\circ\text{C}$

Didžiausią poveikį oro temperatūrai ir jos pasiskirstymui Lietuvos teritorijoje turi Atlanto vandenynas ir nedidelis atstumas nuo jūros.

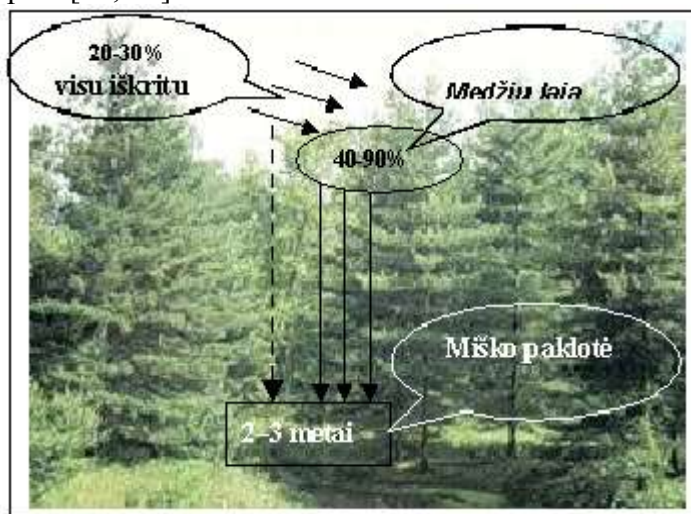
Didesni nei vidurkis temperatūros metiniai padidėjimai pastebimi 1938, 1976, 1990 bei 2000 m., o šaltesni metai 1940, 1956 ir 1988 metai. Aukštesnė aplinkos oro temperatūra skatina augalų augimą, o tuo pačiu ir augalų transpiraciją, kurios metu išgarinami didesni vandens kiekiai [56]. Vertinant radionuklidų migraciją augale negalima būtų teigti, kad radionuklidų pasisavinimas į augalą tiesiogiai priklauso nuo temperatūros, kadangi šie procesai tarpusavyje susiję: didėjant kritulių kiekiui aplinkos oro temperatūra mažėja, o esant aukštesnei aplinkos temperatūrai mažėja kritulių kiekis ir augalams sunkiau apsirūpinti vandeniu.

#### 1.4.2. Radionuklidų patekimo į medį būdai

Radionuklidų patekimas į medį vyksta dviem būdais: tiesiogiai iš oro ir per dirvožemį: per išorę – lapus, žievę, šakas bei šakeles, per požeminę dalį – per smulkiąsias ir storąsias šaknis.

Radionuklidai prieš patekdami iš oro į dirvožemį, nusėda ant augalų, o patekę į dirvą, joje migruoja, vėliau dalis jų per šaknis vėl patenka į augalus [48]. Patekę į miškų ekosistemą radionuklidai joje kaupias, o su miško produkcija gali sukelti žmonių apšvitą.

Po Černobylio atominės elektrinės avarijos ant miškų masyvų nusėdo apie 20–30% visų pernešamų radioaktyviųjų dulkių. Miškuose 40–90% <sup>137</sup>Cs buvo sulaikyta medžių lajomis, o kita dalis nusėdo į pomiškį. Akumuliacijos dydis priklauso nuo lajos tankio, augalo rūšies ir klimatinių sąlygų 1.8 pav. [49, 52].



1.8 pav. Radionuklidų iškritų pasiskirstymas miškų ekosistemoje [52]

80 % medžių lajose sulaikytų radionuklidų jau po 1–2 mėnesių patenka į žemutinį miško arda, tačiau pilnas lajos apsivalymas trunka iki 3 metų [52]. Todėl pagrindinė radionuklidų migracija vyksta žemutiniame miško arde (1.8 pav.).

Patekęs į augalus  $^{137}\text{Cs}$  dalyvauja maistinėse grandyse ir sudaro jo spinduliuotės sąlygotą vidinės apšvitos dozę.

Laikui bėgant augalų biologinis aktyvumas įsisavinant  $^{137}\text{Cs}$  mažėja [2, 59, 60]. Dalis šio radionuklido nedalyvauja apykaitos reakcijose ir negali būti augalų įsisavinta.

$^{137}\text{Cs}$  perėjimas iš dirvožemio į augmeniją aprašomas, naudojant pernašos koeficiento sąvoką. Tai radionuklido savitojo aktyvumo sausoje augmenijoje ir savitojo aktyvumo (arba užterštumo tankio) sausoje dirvoje santykis. Šis koeficientas gali keistis dėl  $^{137}\text{Cs}$  fiksacijos procesų dirvožemyje [61]. Radionuklidų pernašos koeficientas priklauso nuo jų savybių, dirvos charakteristikų bei meteorologinių sąlygų.

[61, 62] darbo autoriai šį koeficientą žymi  $TF$  (transfer factor) ir nustato kaip laiko funkciją:

$$TF(t) = TF_0 \cdot \exp(-\omega t), \quad (1.1)$$

čia  $TF_0$  yra nepriklausantis nuo laiko maksimalus pernašos koeficientas – dirvos charakteristika,  $t$  – laikas,  $\omega$  –  $^{137}\text{Cs}$  fiksacijos greitis, kuris parodo, kiek  $^{137}\text{Cs}$  yra neįsisavinama augaluose.

Minėto darbo autoriai fiksacijos greitį laiko priklausančiu nuo molio bei organinių medžiagų kiekio, nors ši tiesioginė priklausomybė nenustatyta. Taip pat [61] darbe nebuvo tirta pernašos koeficiento priklausomybė nuo augalų rūšies.

[63] darbe pastebėta, kad  $^{137}\text{Cs}$  pernašos iš dirvos į augalus koeficientas sumažėjo 1996 m., palyginus su 1987 m., bet šio proceso priklausomybė nuo laiko yra nežymi.

$\text{Cs}^+$  atžvilgiu pagrindinis apykaitinis jonas yra  $\text{K}^+$ , todėl dažnai lyginami jų pernašos koeficientai [55, 64, 65]. [65] darbo autoriai nustatė, kad  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas augaluose teigiamai koreliuoja su jo savituoju aktyvumu dirvoje ir neigiamai – su  $^{40}\text{K}$  savituoju aktyvumu ir dirvos pH.

Didžiausias  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas pastebėtas kerpėse [64, 66, 67]. Gerai žinoma kerpių ir samanų savybė akumuliuoti radionuklidus. [68] darbo autoriai siūlo naudoti kerpes ir samanas iškritų indikatoriais (biomonitoriais).  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas šiuose augaluose gerai koreliuoja su aktyvumu dirvoje tose pačiose vietose [68]. Tačiau tai priklauso ir nuo medžių, ant kurių kerpės auga [68].

$^{137}\text{Cs}$ , iškritęs ant žemės paviršiaus, vėl gali būti vėjo pakeliamas į orą. Tuo pačiu jo, esančio ore, spinduliuotė sąlygoja papildomą išorinę ir vidinę apšvitą.

Radionuklidų pakėlimas nuo žemės charakterizuojamas dviem parametrais: resuspensijos koeficientu  $R$  bei resuspensijos intensyvumu  $\alpha$ . Resuspensijos koeficientas – tai radionuklido tūrinio aktyvumo ore tam tikrame aukštyje (paprastai 1 m) ir žemės paviršiaus užterštumo tankio santykis.

### 1.4.3. Miško komponentų užtarša radionuklidais

Miškas – augalijos tipas, kurio vieną didžiausių bendrijų sudaro sumedėję augalai – medžiai. Be sumedėjusių augalų, miškuose auga įvairios žolės, samanos, kerpės, grybai, gyvena gyvūnai, mikroorganizmai. Miške susiformuoja savitas dirvožemis, būdingas oro drėgnumas, šviesos ir temperatūros režimas.

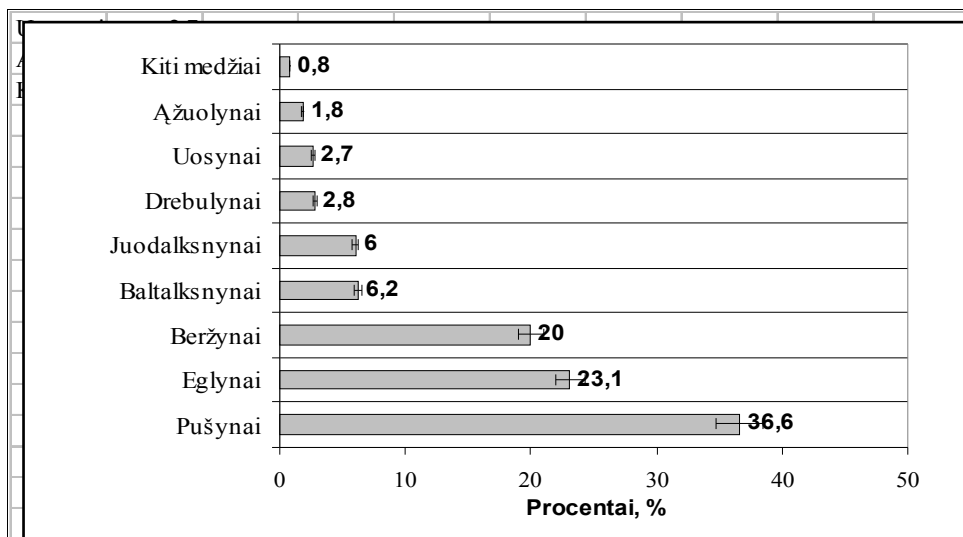
#### *Miškai Lietuvoje ir jų rūšinis pasiskirstymas*

Geografiniu požiūriu mūsų šalis yra rytinėje Baltijos jūros pakrantėje ir užimanti 65,2 tūkst. km<sup>2</sup>. Pagal miškų pasiskirstymą, ji priklauso plačialapių – spygliuočių miškų Pabaltijo provincijai. Pagal naujausius duomenis Lietuvoje miškai užima 1888,0 tūkst. ha plotą [58]. Tai sudaro 30,3% viso ploto. Nors Lietuva turtinga miškais, tačiau planuojama padidinti miškų plotus. Todėl žmogaus išauginti miškų plotai ateityje didės (dabar jie sudaro tik 15% visų miškų ploto).

Lietuvos miškingiausias rajonas – Varėnos (66,3%), o mažiausiai miškingas yra Vilkaviškio (9,1%). Pagal apskritis miškingiausias Alytaus ir Vilniaus apskritis, o mažiau miškingos Klaipėdos ir Marijampolės apskritis.

Uolienos, kurios dengia Lietuvos žemės paviršių yra ledyninės kilmės, kvartero periodo. Jų storis skirtingas: šiaurinėje šalies dalyje yra vos 1–5 m, o pietryčiuose net iki 200–250 m. Kadangi intensyvi agrarinė veikla stipriai susitelkia molingų dirvų rajonuose, tai akivaizdu, kad tokiose vietose miškų beveik neliko, tuo tarpu, smėlinguose rajonuose miškai užima net iki 60–70%. Tačiau įvairaus dydžio miškų ir miškelių yra visoje Lietuvoje, o tai įgalina geriau įvertinti Lietuvos miškų būklę pagal atitinkamas jos augimo vietas.

1.9 pav. pateikiamas Lietuvos miškų pasiskirstymas pagal vyraujančias medynų rūšis



1.9 pav. Medynų pasiskirstymas pagal vyraujančias medžių rūšis (2002 m.) [58]

Švelnus Lietuvos klimatas – jūrinis pereinantis į žemyninį (vidutinė metinė temperatūra +6°C, vidutinis metinis kritulių kiekis – 630 mm) sudaro palankias sąlygas augti spygliuočiams ir lapuočiams. Spygliuočiai miškai užima 1144,8 tūkst. ha, t.y. 60,6% visų Lietuvos miškų ploto [58].

Nederlingi sausi smėlynai, kimininės pelkės, kurių pasitaiko mūsų šalies teritorijoje, yra patenkinamos sąlygos pušynų augimui. Be to, Lietuvoje pasitaiko atšiaurių žiemų, dažni temperatūrų svyravimai, tačiau pušys gana lengvai prisitaiko prie tokių aplinkos sąlygų pokyčių.

Miškų ekosistemoje grybai yra vienas iš aplinkos radioaktyviosios taršos indikatorių. Matuojant  $^{137}\text{Cs}$  savitąjį aktyvumą grybuose nustatoma kokia yra aplinkos, kurioje šie grybai išaugo, radioaktyvioji tarša. Pagal Lietuvos radiacinės saugos centro duomenis 1998–2002 metų tyrimų rezultatus ištyrus 1080 grybų, miško paklotės ir dirvožemio, kuriame augo tie grybai, bandinių iš 68 miškų ir atlikus skaičiavimus nustatyta, kad grybų radioaktyvioji tarša priklauso nuo dirvožemio ir paklotės taršos. Tai atspindi 1.3 lentelėje pateikti  $^{137}\text{Cs}$  kiekių šiuose objektuose koreliacijos koeficientai.

Pagal pateiktus 1998–2001 m. atliktų tyrimų rezultatus matyti, kad didesnė aplinkos tarša  $^{137}\text{Cs}$  yra pietinėje, pietvakarinėje ir vakarinėje Lietuvos dalyse.

**1.3 lentelė.**  $^{137}\text{Cs}$  savitųjų aktyvumų miško paklotėje ir dirvožemyje koreliacijos koeficientai [69]

Objektai	Koreliacijos koeficientas	Minimalus koreliacijos koeficientas, esant 99 % patikimumui
Grybai – paklotė	0,43	0,325
Grybai – dirvožemis	0,40	0,325
Dirvožemis – paklotė	0,43	0,325

Iš [69] darbo duomenų matyti, kad didesnė aplinkos tarša  $^{137}\text{Cs}$  yra pietinėje, pietvakarinėje ir vakarinėje Lietuvos dalyse.  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas mažesnis grybuose, surinktuose rytų, šiaurės ir vidurio Lietuvoje, tačiau kai kuriais atvejais grybuose  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas radioaktyviosios taršos vidurkis neatspindi taršos lygio visame rajone.

Vertinant kaip dirbtinės kilmės radionuklidai pasiskirsto sumedėjusių augalų sanduose pagal [70] autorius sumedėję augalai dirbtinės kilmės radionuklidą  $^{137}\text{Cs}$  vidutiniškai pasisavina: per šaknis 82 procentais, per lapų paviršių 12 procentais, o per kitas augalo dalis 6 procentais. Medžių žievėje dirbtinės kilmės radionuklido nustatoma du kartus daugiau nei jų medienose, o užtaršos dydis priklauso nuo augalo rūšies bei užtaršos tankio tame regione. Radionuklidai kaip ir kitos medžiagos skirtingai pasiskirstę pagal medžių kamieno aukštį ir tai daugiau priklauso nuo meteorologinių sąlygų ir sezoniškumo. Radionuklidų kiekis kamiene pagal aukštį kinta nuo 30 iki 70 procentų ribose [71].

Iš dirbtinės kilmės radionuklidų augalai geriausiai pasisavina  $^{137}\text{Cs}$  [72, 73]. Po iškritų praėjus keliems metams dirbtinės kilmės radionuklido  $^{137}\text{Cs}$  pasisavinimas į medį pradeda mažėti ir tik praėjus 9–15 metų po iškritų, augalai pradeda radionuklidą įsisavinti per šaknis [52].

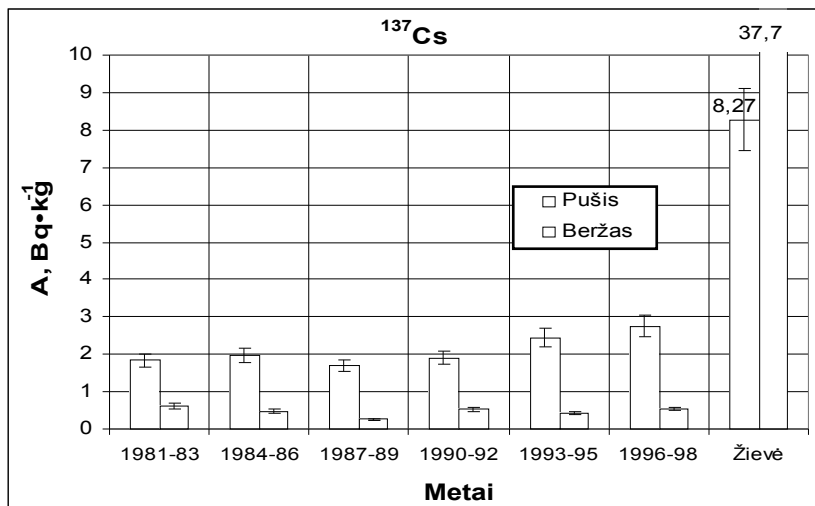
Vertinant radionuklidų sankaupas pagal metines augalo rieves pastebima, kad dirbtinės kilmės radionuklidas  $^{137}\text{Cs}$  pakankamai mobilus nei natūralios kilmės radionuklidai, tačiau spręsti apie tų metų užtašą galima tik iš dalies [72]. Tačiau tai paneigiama [38, 74] darbuose pateikiant duomenis apie radionuklidų sankaupas medyje pagal augalo metines rieves, įvertinant skirtingus dirvožemio tipus ir augalų amžių.

Nustatyta, kad molingame dirvožemyje radionuklido kaupimasis augale mažiau priklauso nuo augalo amžiaus nei durpingame ar daugiau humuso turinčiame dirvožemyje. Vertinant augalo amžių nustatyta, kad tolygiai nuo iškritų kaupimasis vyksta 35 metų ir didesnio amžiaus medžiuose, o jaunesni kaip 20 metų augalai šaknimis pradeda įsisavinti radionuklidus vidutiniškai po 10 metų [38].

Lenkijoje dirvožemio užtaršos dėmėse  $^{137}\text{Cs}$  kiekis 1994 metais vidutiniškai siekė 60  $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ . Pušų medienose pagal rieves, nustatytas  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas vidutiniškai sudarė 2

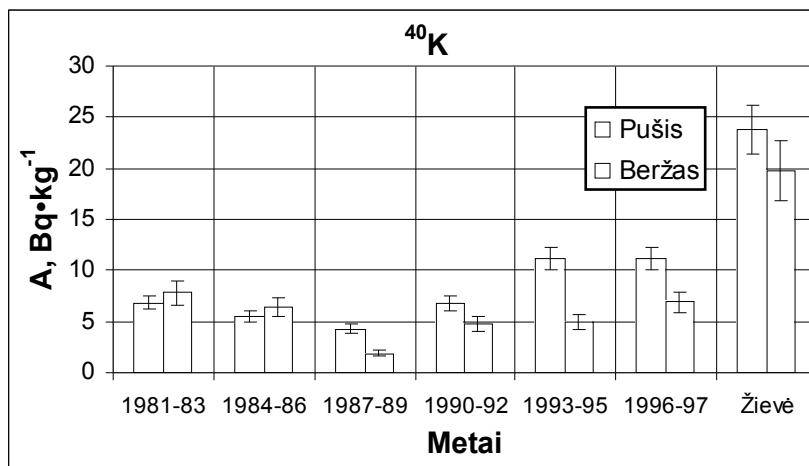


$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ , beržuose apie  $0,5 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Vertinant abiejų augalų žievę nustatyta, kad  $^{137}\text{Cs}$  aktyvumas pušies žievėje sudarė  $8,3 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ , o beržo  $37,8 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  (1.10 pav.).



**1.10 pav.**  $^{137}\text{Cs}$  savitojo aktyvumas pušų ir beržų medienose pagal metus kaita [75]

Vertinat kaip augalai pasisavina natūralios kilmės radionuklidą  $^{40}\text{K}$ , nustatyta, kad medyje vidutiniškai sukaupiama iki  $5\text{--}6 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  ir tik atskirais metais, 1993–1995 ir 1996–1998 šio radionuklido kiekis sudarė iki  $11 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Žievėje  $^{40}\text{K}$  kiekis buvo apie 2–4 kartus didesnis nei medienoje (1.11 pav.).



**1.11 pav.**  $^{40}\text{K}$  savitojo aktyvumas pušų ir beržų medienose pagal metus kaita [75]

[38] darbe teigiama, kad tiek  $^{40}\text{K}$ , tiek dirbtinės kilmės radionuklidas  $^{137}\text{Cs}$  yra mobilus ir jie augalų rievėse nesifiksuoja, tačiau radialiai, pagal rieves, migruoja lėčiau nei pagal augalo aukštį (vertikalę). Radionuklidų kaupimo intensyvumas priklauso nuo augalo amžiaus.

Kaip radionuklidai pasiskirsto skirtingose augalo dalyse pateikiama 1.4 lentelėje [70]. Augalai buvo atrinkti užtaršos dėmėse Novozibkovskio rajone Brensko apskrityje.

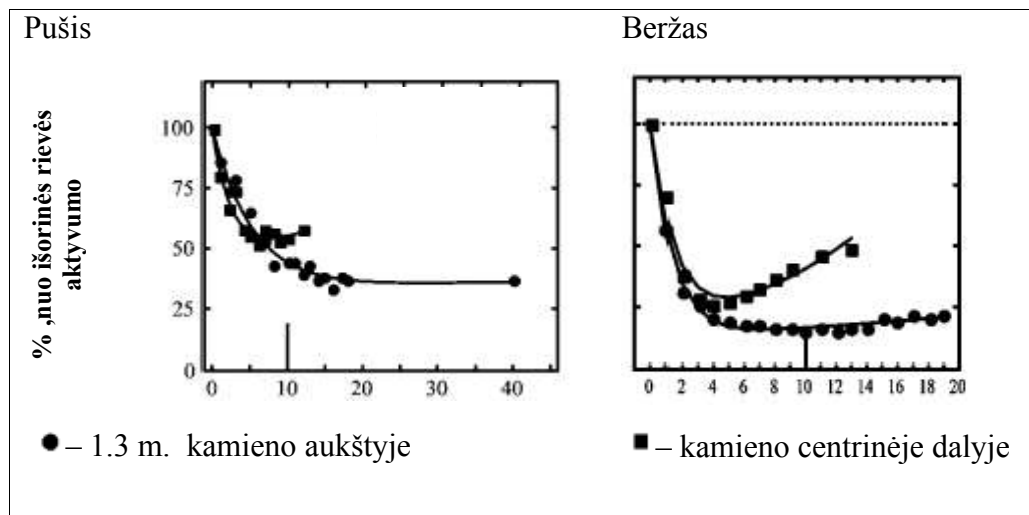
Nustatyta, kad  $^{137}\text{Cs}$  didžiausias kiekis aptinkamas spygliuose, šaknyse ir jaunose šakelėse. Spygliuose ir jaunose šakelėse radionuklido kiekis didesnis, nes čia vyksta fotosintezė kurios metu gaminasi organinės medžiaga [74].

**1.4 lentelė.**  $^{137}\text{Cs}$  aktyvumas pušies ir beržo medienose,  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  [74]

Augalo dalis	Augalo amžius			
	50 m	25 m	11 m	55 m
<b>Pušis</b>				
Spygliai	13,1	4,3	6,4	10,5
Šakos	9,9	5,1	5,7	14,1
Šaknys	12,3	7,3	3,0	18,3
Mediena 1.3 m. aukštyje	1,1	0,4	0,4	1,0
Mediena kamieno viduryje	0,9	0,4	0,2	0,7
Mediena kamieno viršūnė	1,1	0,6	0,2	0,7
Žievė	5,5	1,9	0,9	5,5
<b>Beržas</b>				
	40 m	20 m	8 m	35 m
Lapai	35,3	27,4	26,4	2,8
Šakos	7,3	3,4	3,2	0,7
Šaknys	35,2	49,4	39,1	5,3
Mediena 1.3 m. aukštyje	1,5	0,6	0,5	0,3
Mediena kamieno viduryje	1,4	0,6	0,3	0,2
Mediena kamieno viršūnė	2,2	0,7	0,4	0,2
Žievė	8,6	4,6	2,2	2,4

Taip pat pastebima, kad brandesni sumedėję augalai savo lajose intensyviau kaupia radionuklidus nei jaunesni. Tai aiškinama tuo, kad didesnio amžiaus augalai turi didesnę lają, o tuo pačiu ir didesnę lapų plotą pro kuriuos vyksta transpiracija ir organinės medžiagos gamyba. Šaknyse geriausiai radionuklidai kaupiami kai beržai pasiekia 20–30 metų amžių, o pušys 50–55 augalų augimo metus.

Vertinant kaip vyksta radionuklido migracija augale, [74] darbe didelis dėmesys skiriamas naujajai besiformuojančiai metinei rievei kuri vertinama kaip taršos kamienne šaltinis kuris pastoviai teršia kitas rieves.



1.12 pav.  $^{137}\text{Cs}$  savitojo aktyvumo kaita 45 m pušies ir 40 m amžiaus beržo medienose pagal metus [74]

Tame pačiame darbe nustatyta, kad sumedėjęs augalas, jam augant ir storėjant jo kamienui, o taip pat didėjant rievų skaičiui, radialinė  $^{137}\text{Cs}$  pernaša iš išorinės rievės į senesnes eksponentiškai mažėja. Radionuklidų pasiskirstymas pagal aukštį priklauso nuo sezoniškumo pavasarį didesnis aktyvumas augalo viršutinėje dalyje, o rudenį apatinėje kamieno dalyje.

### 1.5. Radionuklidų jonizuojančios spinduliuotės poveikis aplinkai

Radioaktyviųjų medžiagų šaltiniai yra dvejopo pobūdžio – gamtiniai ir antropogeniniai. Gamtiniai radioaktyvūs nuklidai patenka į atmosferą iš viršutinių žemės sluoksnių, taip pat susidaro sąveikaujant kosminiams spinduliams su ore esančių medžiagų atomų branduoliais. Šių radionuklidų koncentracija kinta priklausomai nuo meteorologinių sąlygų, saulės aktyvumo ir kitų faktorių. Gamta ir žmogus yra prisitaikę prie natūraliosios kilmės radioaktyviųjų medžiagų poveikio, jei nėra radionuklidų sancaupų tam tikrose vietose. Plačiausiai paplitę natūraliosios kilmės radionuklidai yra iš radono, torono ir urano eilių bei kalis. Vidutinė radono koncentracija grunte būna 3–4  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ , urano – apie 26  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ , o  $^{40}\text{K}$  – neturėtų viršyti 600  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  [47, 76].

Didelę poveikį jonizuojančioji spinduliuotė daro gyviesiems organizmams. Jonizuojančioji spinduliuotė geba sukelti ląstelių, audinių, organų ir viso organizmo funkcinius ir morfologinius pokyčius. Absorbavus spinduliuotės energiją, organizmo audiniuose prasideda sudėtingi radiocheminiai procesai. Sutrinka ląstelių, kuriose įvyksta rimtų biologinių pakitimų ir pažeidimų, gyvybinė veikla arba pakinta paveldimos savybės. Nedidelės jonizuojančios spinduliuotės dozės tik laikinai nuslopina ląstelių dalijimą. Nuo didesnių dozių ląstelių

dalijamasis nutrūksta, jose atsiranda fizikinių, cheminių ir morfologinių pokyčių. Dėl chromosomų sandaros pakenkimų atsiranda mutacijų, sukeliančių genetines pažaidas. Biologinis jonizuojančios spinduliuotės poveikis nuo kitų aplinkos veiksnių poveikių skiriasi tuo, kad jis juntamas ir išryškėja ne iš karto. Jonizuojančioji spinduliuotė sukelia spindulinę ligą, kuri būna ūminė arba lėtinė. Ligos eiga priklauso nuo apšvitinimo dozės, laiko trukmės, spindulių sudėties, jų pasiskirstymo žmogaus organizme.

Jautriausiai į apšvitą reaguoja žmogaus kūno audiniai, atkuriantys kraujo kūnelius (lašteles), ypač raudonieji kaulų čiulpai ir virškinamojo trakto epitelis. Jautriausias radiacijai žmogaus gyvenimo tarpsnis – tai laikas, kai sparčiausiai auga organizmas ir kartu dauginasi ląstelės [78].

Miško augmeniją labiausiai veikia oro tarša, kurios tarytum filtru sulaikomas labai daug medžiagų, dalį jų neutralizuoja. Pavyzdžiui, 1 ha pušyno per metus sulaiko apie 35 tonas dulkių, augalų lapai bei spygliai – iki 50% radionuklidų. Medžiai, augantys kelių apsauginiuose želdiniuose, absorbuoja anglies monoksidą, kaupia sunkiuosius metalus, esančius automobilių išmetamosiose dujose. 1 km<sup>2</sup> pakelių miško juostų “surenka” 10 – 120 kg kenksmingų junginių, taigi mažina užterštumą pakelės laukuose. Miškas tai pat valo ir paviršiaus nuotėkio vandenį. Pratekėjęs pro 20 m pločio želdinių juostą drenažo vanduo turi 3 kartus mažiau cheminių junginių [78].

Kita vertus dėl oro taršos žūsta arba išnyksta kerpės, samanės, grybai (jie jautriausiai reaguoja į ekosistemos pažeidimus), kinta medžių lapų ir spyglių spalva, dydis augmenija nuskursta, greičiau sensta. Dėl sieros, azoto oksidų poveikio sutrinka medžių lapų ir spyglių kvėpavimas, jie netenka apsauginės vaškinės dangos, negali išgarinti drėgmės. Kai vanduo, esantis augaluose, prisotina rūgštimis, sunkiųjų metalų jonai trukdo medžiams įsiurbti maisto medžiagas per smulkias šaknis. Suardomi medžių šaknų ryšiai su dirvoje esančia grybiena, pradeda žūti mikroorganizmai, perdirbantys organines medžiagas į mineralines. Medžiai nusilpsta, tampa neatsparūs ligoms ir kenkėjams, sausroms, karščiams, šalčiams ir vėjui [78].

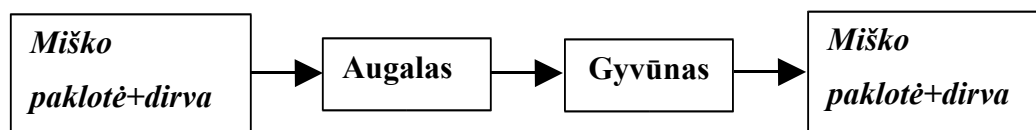
Lietuvos teritorija yra užteršta dirbtinės kilmės radionuklidu <sup>137</sup>Cs, o taip pat teršiama sunkiaisiais metalais, organinėmis medžiagomis ir kt., be to, gamtinės aplinkos sanduose nuolat papildomos cheminių elementų, naudingų augalų augimui ir vystymuisi, atsargos. Galima paminėti kai kuriuos cheminius elementus, būtinus normaliam augalų vystymuisi. Yra žinoma, kad manganas (Mn<sup>2+</sup>) įeina į fermentų bei vitaminų sudėtį; pasižymi didele įtaka fotosintezės procesams, dalyvauja baltymų ir askorbo rūgšties sintezėje. Iškritus dideliems radionuklidų kiekiams sumažėja (Mn<sup>2+</sup>) pasisavinimas ko pasekoje jie tampa neatsparūs ligoms ar laikinai

pristabdomas jų biomasės prieaugis. Vienas pavyzdžių tai kai po ČAE avarijos iškrito dideli kiekiai radionuklidų, dėl ko apšvitinti miškų masyvai, buvę radionuklidų pernašos kelyje, nurudavo ir tapo “ryžais”. Taip pat dideli kiekiai radionuklidų sukelia augalų chlorozę: lapų spalva tampa geltona arba visiškai išnyksta, t.y lapai pabąla.

Biosfera nuolat patiria cheminės taršos ir jonizuojančiosios spinduliuotės poveikį. Susidaro kompleksinis jonizuojančiosios spinduliuotės bei cheminių elementų poveikis. Natūrinėse sąlygose beveik neįmanoma atskirti šių dviejų poveikio rūšių. Kompleksinio poveikio atveju nežinomi jonizuojančiosios spinduliuotės ir cheminių elementų kiekiai, galintys sukelti organizmų vystymosi pokyčius [79, 80].

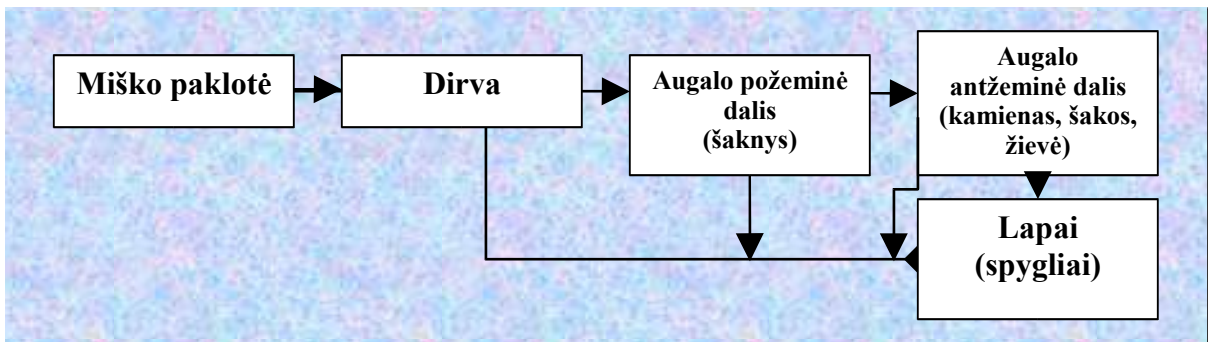
### 1.6. Radionuklidų migracijos dirvožemyje ir sistemoje “dirvožemis–medis” modeliavimas

Yra įvairių modelių, aprašančių radionuklidų elgseną miškų ekosistemoje. Pagrindinis dėmesys šiuose modeliuose yra skiriamas, migracijos ir kaupimo procesams dirvožemyje ir miško paklotėje. Taip pat daugelis modelių yra skirti prognozuoti radionuklidų patekimą į miško produkciją, kuri vėliau naudojama kaip gyvulių pašaras. Radionuklidai migruoja pagal 1.13 pav. parodytą schemą.



1.13 pav. <sup>137</sup>Cs apytaka miško ekosistemoje [81-83]

Norint detaliau įvertinti radionuklidų migraciją iš dirvožemio į augalą būtina įvertinti gamtoje nenutrūkstamą procesą (1.14 pav.). Šiame paveiksle apimamas didesnis radionuklidų kelias nagrinėjant visus miško komponentus, kuriuose migruoja ir yra akumuliuojamas <sup>137</sup>Cs. Tačiau šiame modelyje nenagrinėjama <sup>137</sup>Cs migracija per gyvūnijos grandį [83].



1.14 pav.  $^{137}\text{Cs}$  migracijos sistemoje “dirvožemis–medis” schema [83]

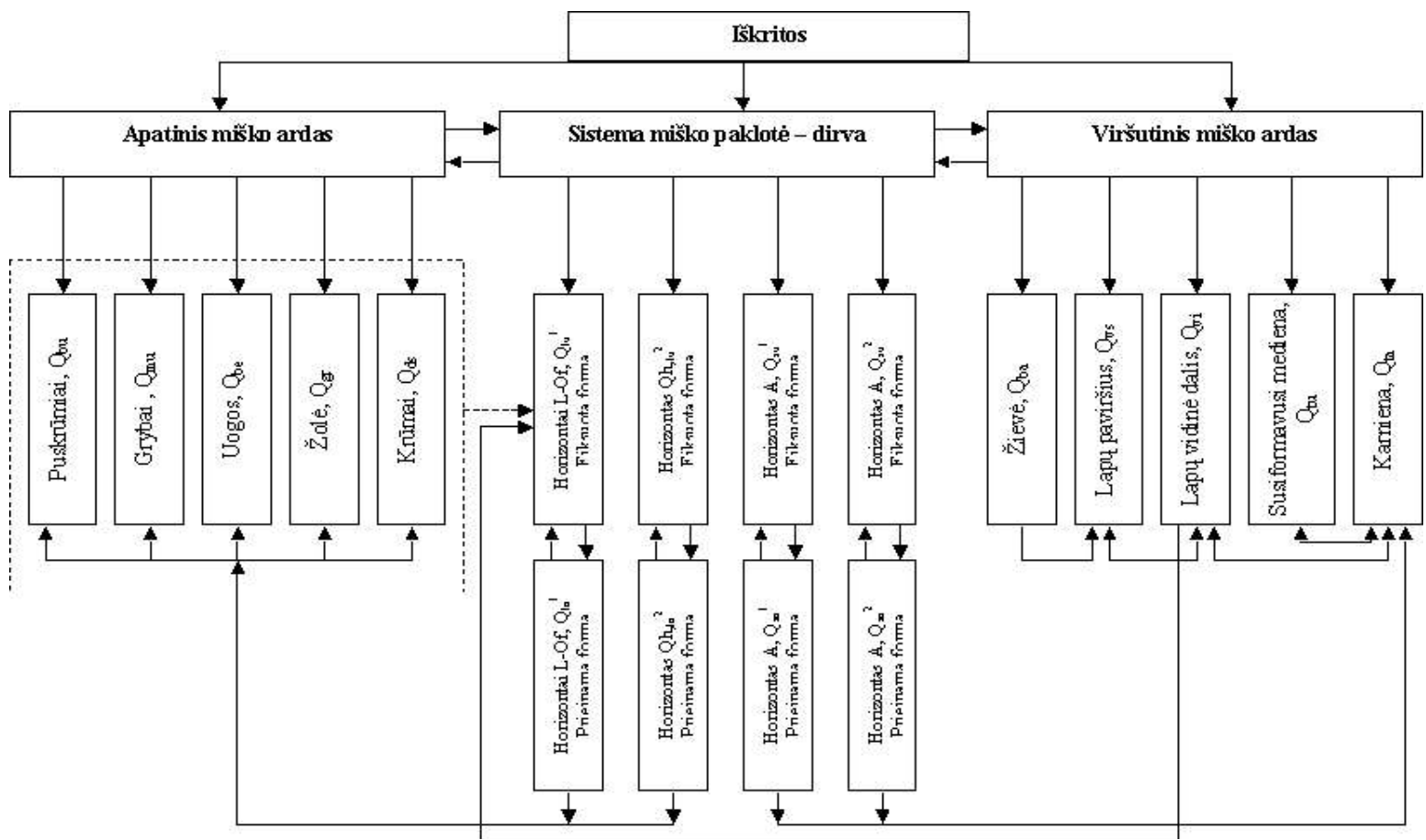
Išsami radionuklidų migracijos modelio schema pateikiama 1.15 pav. [77]

Pagrindinės augalo dalys, kuriose vyksta intensyvi radionuklidų migracija—tai žievė  $Q_{ba}$ , lapų paviršius  $Q_{vs}$ , lapų vidinė dalis  $Q_{vi}$ , ksilema  $Q_{ta}$ , susiformavusi mediena  $Q_{tu}$  [77].

Prieinamos ir neprieinamos šaknų sistemai  $^{137}\text{Cs}$  frakcijos įvairiuose miško paklotės horizontuose aprašomos sekančiais dydžiais:  $Q_{la}^1$ ,  $Q_{la}^2$  (lapų ir humusingo sluoksnių prieinamos formos),  $Q_{sa}^1$ ,  $Q_{sa}^2$  (organinio–mineralinio ir mineralinio sluoksnio prieinamos formos),  $Q_{lu}^1$ ,  $Q_{lu}^2$  (lapų ir humusingo sluoksnių fiksuotos formos),  $Q_{su}^1$ ,  $Q_{su}^2$  (organinio–mineralinio ir mineralinio sluoksnio fiksuotos formos).

Kaip keičiasi  $^{137}\text{Cs}$  kiekiai miško paklotės paviršiuje t.y. krūmuose, grybuose, uogose, kupstinėje ir žolinėje augmenijoje apibūdina dydžiai  $Q_{bu}$ ,  $Q_{mu}$ ,  $Q_{be}$ ,  $Q_{ds}$ ,  $Q_{gr}$ .

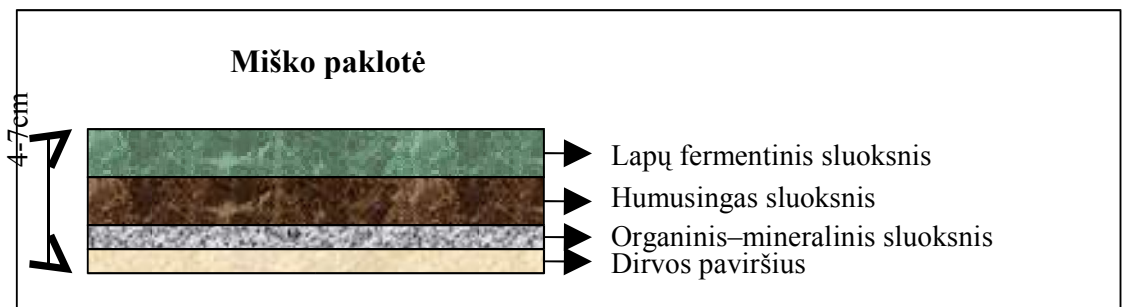
Be radionuklidų migracijos procesų miško ekosistemoje ir jų pernašos į miško produkciją, modelyje yra įvertinamas ir sezoniškumas pagal miško paklotės augaliją, o taip pat įvertinamas augalijos (medžių–krūmų) amžius.



1.15 pav. <sup>137</sup>Cs migracijos modelio schema [77]

<sup>137</sup>Cs migracija sistemoje „miško paklotė–dirvožemis“

Miško paklotė – tai pagrindinis, miško ekosistemos horizontas, kuriame pirmiausiai ir ilgą laiką yra sulaikomi radionuklidai. Biologinis prieinamumas, šios sistemos dalyje ypač aktualus <sup>137</sup>Cs pernašai į miško žemutinį ardą, todėl miško paklotė ir dirva pateikiama smulkiau: (L) lapų ir (Of) fermentinis miško paklotės sluoksnis, (Oh) humusingas paklotės sluoksnis, (A) organinis–mineralinis ir (B) mineralinis dirvos sluoksniai 1.16 pav.



1.16 pav. Miško paklotės sluoksniai [52]

Miško paklotėje, kurios storis iki 4–7cm, yra sulaikoma iki 80% iškritusių radionuklidų [48].

Kiekvienas sluoksnis yra analizuojamas keliais aspektais: kaip šaknys gali įsisavinti šiame dirvožemio sluoksnyje maisto medžiagas ir kaip šioje zonoje yra kaupiamas <sup>137</sup>Cs, tai apibūdina buferinė tirpalo konstanta, kuri parodo <sup>137</sup>Cs kaupimąsi augale.

Radionuklidų pasiskirstymas sistemoje “miško paklotė–dirva” priklauso nuo augalų augimo intensyvumo – kasmetinio žaliosios masės miško ekosistemoje prieaugio, kurie ir formuoja miško paklotę [52]. Radionuklidų migracijos procesai “miško paklotė–dirva” aprašomi diferencialinėmis lygtimis.

Horizonte L (lapų) ir OF (fermentiniame miško paklotės sluoksnyje):  
prieinama forma

$$\frac{dQ_{la}^1}{dt} = k_{vs}^{l1} Q_{vs} + k_{ba}^{l1} Q_{ba} + k_{l1} \left( \frac{Q_{lu}^1}{b_{l1}} + Q_{la}^1 \right) - (k_{l1}^{l2} + \lambda) Q_{la}^1 - \sum_i R_i^1, \quad (1.2)$$

fiksuota forma

$$\frac{dQ_{lu}^1}{dt} = k_{vi}^{l1} Q_{vi} + k_{l1} \left( Q_{la}^1 - \frac{Q_{lu}^1}{b_{l1}} \right) - \lambda Q_{lu}^1 - \sum_i F_i, \quad (1.3)$$



čia  $k_{vs}^{l1}$ ,  $k_{ba}^{l1}$ ,  $k_{vi}^{l1}$  – vertikalios pernašos konstantos,  $\text{para}^{-1}$ ;  $k_{l1}$  – dirvožemio sorbcijos konstanta,  $\text{para}^{-1}$ ,  $\lambda$  –  $^{137}\text{Cs}$  radioaktyviojo skilimo konstanta,  $\text{para}^{-1}$ ;  $R_i^1$  – pernešami  $^{137}\text{Cs}$  kiekiai iš  $i$ -tojo sluoksnio sistemos miško paklotė–dirva į  $i$ -tojo tipo augaliją,  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{para}^{-1}$ ,  $F_1$ – $^{137}\text{Cs}$  grįžtamieji procesai į miško paklotės paviršiu augalų pagalba ir jiems apmirus,  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{para}^{-1}$ ,  $Q_{vs}$ ,  $Q_{ba}$  – lapų paviršiuje ir žievėje esantis radionuklido kiekis,  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ ,  $Q_{lu}^1, Q_{la}^1$  – miško paklotės lapų sluoksnio fiksuotos ir prieinamos formos augalo šaknims,  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$

Humusingas miško paklotės sluoksnis Oh (humusas):

prieinama forma

$$\frac{dQ_{la}^2}{dt} = k_{l1}^{l2} Q_{la}^1 + k_{l2} \left( \frac{Q_{lu}^2}{b_{l2}} - Q_{la}^2 \right) - (k_{l2}^{s1} + \lambda) Q_{la}^2 - \sum_i R_i^2, \quad (1.4)$$

fiksuota forma

$$\frac{dQ_{lu}^2}{dt} = k_{l2} \left( Q_{la}^2 - \frac{Q_{lu}^2}{b_{l2}} \right) - \lambda Q_{lu}^2, \quad (1.5)$$

Horizonte A (organiniame–mineraliniame sluoksnyje):

prieinama forma

$$\frac{dQ_{sa}^1}{dt} = k_{l2}^{s1} Q_{la}^1 + k_{s1} \left( \frac{Q_{su}^1}{b_{s1}} - Q_{sa}^1 \right) - (k_{s1}^{s2} + k_{s1}^{ta} + \lambda) Q_{sa}^1 - \sum_i R_i^3, \quad (1.6)$$

fiksuota forma

$$\frac{dQ_{su}^1}{dt} = k_{s1} \left( Q_{sa}^1 - \frac{Q_{su}^1}{b_{s1}} \right) - \lambda Q_{su}^1, \quad (1.7)$$

Horizonte B dirvožemio (mineraliniame sluoksnyje):

prieinama forma

$$\frac{dQ_{sa}^2}{dt} = k_{s1}^{s2} Q_{sa}^1 + k_{s2} \left( \frac{Q_{su}^2}{b_{s2}} - Q_{sa}^2 \right) - (k_{s2}^d + k_{s2}^{ta} + \lambda) Q_{sa}^2 - \sum_i R_i^4, \quad (1.8)$$

fiksuota forma

$$\frac{dQ_{su}^2}{dt} = k_{s2} \left( Q_{sa}^2 - \frac{Q_{su}^2}{b_{s2}} \right) - \lambda Q_{su}^2. \quad (1.9)$$

Formulių (1.2)–(1.9) palyginimuose parametrai  $k_{l1}^{l2}$ ,  $k_{ls}^{s2}$ ,  $k_{s2}^d$  yra vertikalaus pernešimo konstantos,  $\text{para}^{-1}$ ;  $k_{l1}$ ,  $k_{l2}$ ,  $k_{s1}$ ,  $k_{s2}$  –  $^{137}\text{Cs}$  dirvožemio sorbcijos procesų intensyvumo konstantos,  $\text{para}^{-1}$ , 1.5 lentelė;  $b_{l1}$ ,  $b_{l2}$ ,  $b_{s1}$ ,  $b_{s2}$  – buferinės konstantos;  $\lambda$  –  $^{137}\text{Cs}$

radioaktyviojo skilimo konstanta,  $\text{para}^{-1}$ ;  $R_i^j$  – pernešami  $^{137}\text{Cs}$  kiekiai iš  $i$ -tojo sluoksnio sistemos miško paklotė–dirva į  $i$ -tojo tipo augaliją,  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{para}^{-1}$ ,  $F_1$ – $^{137}\text{Cs}$  grįžtamieji procesai į miško paklotės paviršių augalų pagalba ir jiems apmirus,  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{para}^{-1}$  [77].

Į dirvą patekęs  $^{137}\text{Cs}$  migruoja joje gilyn veikiant difuzijos ir konvekcijos pernašai. Vertikaliajai  $^{137}\text{Cs}$  migracija grunte modeliuojama diferencialine lygtimi [38].

$$\frac{\partial q}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left( D \frac{\partial q}{\partial x_i} \right) - \omega \frac{\partial q}{\partial x_i} - \lambda q, \quad (1.10)$$

čia  $q$  – radionuklido aktyvumas dirvožemio tūryje,  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ;  $D$  – kvazidifuzinės pernašos koeficientas,  $\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$ ;  $\lambda$  – radioaktyviojo skilimo konstanta,  $\text{s}^{-1}$ ;  $\omega$  – pernašos greitis,  $\text{cm}\cdot\text{m}^{-1}$ ;  $x_i$  – pernašos atstumas dirvožemio profilyje, m.

[54] darbe pateikiamas (1.11) lygties sprendinys

vertinant trumpalaikes iškritas ir jų prasiskverbimą 1 cm dirvožemio gylyje:

$$q(x,t) = Q \exp(\lambda t) \cdot \left[ \frac{1}{\sqrt{\pi D t}} \exp\left(-\frac{(x-\omega t)^2}{4 D t}\right) - \frac{\omega}{2 D} \cdot \exp\left(\frac{\omega x}{D}\right) \left(1 - \operatorname{erf}\left(\frac{x+\omega t}{2\sqrt{D t}}\right)\right) \right], \quad (1.11)$$

čia  $t$  – laikas;  $Q$  – paviršinis aktyvumo tankis iškritų metu;  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ ;  $D(x,t)$  – difuzijos koeficientas,  $\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$ ;  $\omega(x,t)$  – konvekcinės pernašos greitis,  $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ .

Yra nustatyti radionuklidų migracijos greičiai ir difuzijos koeficientai skirtingų rūšių dirvose įvertinant augmenijos rūšies, paklotės storio, dirvožemio panaudojimo bei drėgmės faktorius ( $^{137}\text{Cs}$  yra surištas su geležies oksidu, kurio judris didėja, didėjant dirvos drėgmei) [54]. Nustatytos šitokios difuzijos koeficiento  $D$  ir pernašos greičio  $\omega$  vertės:  $D = 0,17 \text{ cm}^2\cdot\text{m}^{-1}$ ,  $\omega = 0,14 \text{ cm}\cdot\text{m}^{-1}$  priesmėlyje;  $D = 0,15 \text{ cm}^2\cdot\text{m}^{-1}$ ,  $\omega = 0,11 \text{ cm}\cdot\text{m}^{-1}$  smėliuose;  $D = 0,46 \text{ cm}^2\cdot\text{m}^{-1}$ ,  $\omega = 0,32 \text{ cm}\cdot\text{m}^{-1}$  moliuose.

Radionuklidų iškritų tankiui dirvožemyje vertinti praėjus tam tikram laikui naudojama formulė [85, 86]:

$$A(o,o) = \frac{A(x,t) - A_{85}}{k_2} \exp[(x,t) + (\lambda + k_3)t], \quad (1.12)$$

$A(o, o)$  – iškritų tankis 1986 m.  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ ;  $A(x, t)$  – radionuklidų užterštumo tankis, po tam tikro laiko  $t$  nedarbamoje dirvoje 0–5 cm sluoksnyje,  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ ;  $A_{85}$  – radionuklidų paviršiaus tankis iki 1986 m.;  $k(x, t)$  – radionuklido dalis, esanti didesniame negu 0–5cm, gylyje tam tikrais metais;  $k_2$  – radionuklido dalis nesulaikyta augmenijos iškritų metu (priesmėliams  $k_2 = 0,61 \pm 0,04$ , priemoliams  $k_2 = 0,51 \pm 0,04$ ;  $k_3$  – radionuklido kiekio dalis patekusi iš dirvožemio į augalą per šaknis,  $\text{m}^{-1}$ ;  $\lambda$  – radioaktyviojo skilimo konstanta,  $\text{m}^{-1}$ ;  $t$  – laikas nuo įvykusios radioaktyviosios taršos, m.

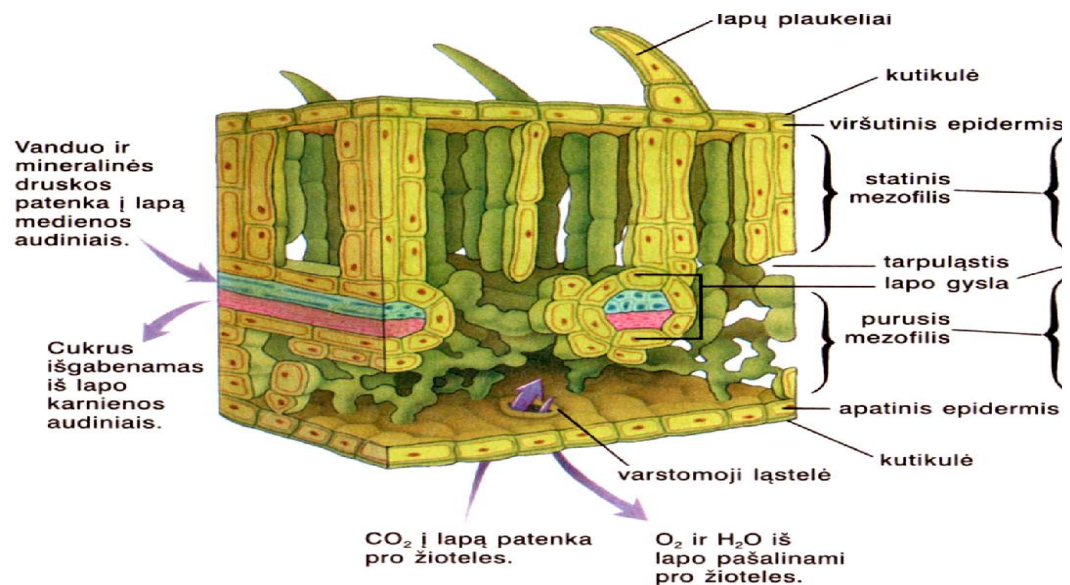
### <sup>137</sup>Cs migracija augale sistemoje „lapai–žievė–karniena–mediena“

Radionuklidai iš oro yra sulaikomi sumedėjusių augalų lapuose, spyglių ir žievės paviršiuose, o vėliau dėl vėjo ir kritulių poveikio pasklinda po visą miško ekosistemą. Dėl augaluose vykstančios dujų ir vandens apykaitos dalis radionuklidų patenka į vidinę lapų dalį, o iš jų su organinėmis medžiagomis per karnieną – į sumedėjusių augalų vidų, kur kūgulinio brazdo pagalba formuojama augalo mediena (1.17–1.18 pav.).

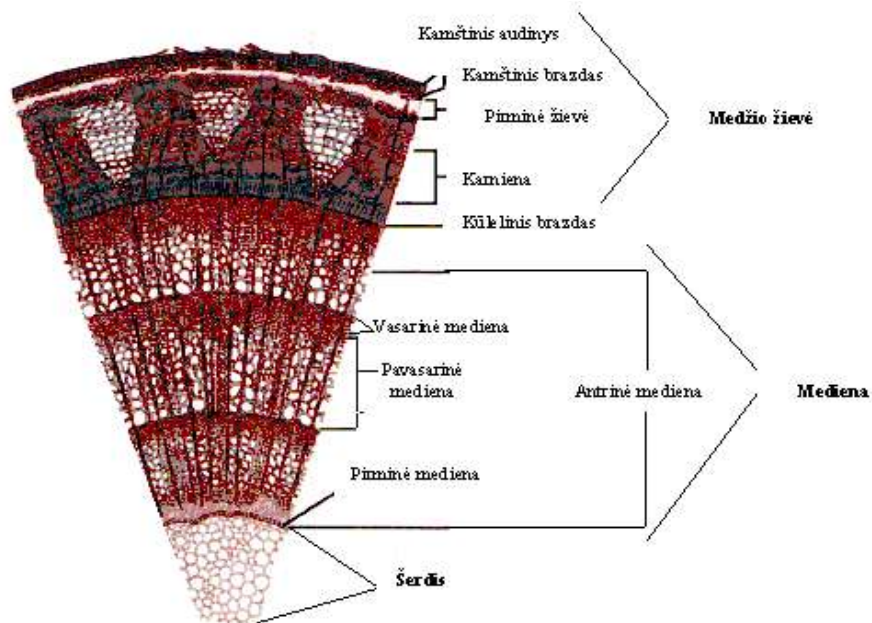
Laikui bėgant, kai radionuklidai pasiekia įvairius miško paklotės ir dirvožemio sluoksnius, didelė svarba tenka šaknų gebai absorbuoti radionuklidus iš įvairių „miško paklotė–dirva“ sluoksnių. Šaknys daro didelę įtaką <sup>137</sup>Cs migracijai ir kaupimuisi dirvoje, o taip pat atlieka transportavimo į medieną funkciją. Dirvožemio vanduo ir jame ištirpęs <sup>137</sup>Cs per šaknis gali keliauti dviem keliais, tai per šaknies tarpulasčius arba šakniaplaukiais.

Iš medienos dalis vandenyje ištirpusių radionuklidų yra pernešami ir kaupiami lapuose (spygliuose), iš kur vėl jie „grįžta“ į dirvos paviršių.

Modeliuojant <sup>137</sup>Cs migracijos procesus gaunamas apytakos ratas sistemoje „augalas–dirvožemis–miško paklotė“. Sudėtingame apytakos rate aktyvūs yra šie komponentai: lapų paviršius, lapų vidinė dalis, žievė, o taip pat jauna mediena ir susiformavusi mediena.



**1.17 pav.** Vandens ir jame ištirpusių mineralinių ir organinių medžiagų (cukrų) apykaitos medžių lapuose schema [87]



1.18 pav. Dviskilčio sumedėjusio augalo stiebo sandara [87]

Jauna, ką tik susiformavusi, mediena turi kapiliarinius kanalus, vidinėje kamieno dalyje, kurioje difuzijos pagalba, augalo sultyse ištirpęs  $^{137}\text{Cs}$ , migruoja į vidinę jo dalį. Šie migracijos procesai yra aprašomi diferencialinėmis lygybėmis [49, 77]:

Žievėje

$$\frac{dQ_{ba}}{dt} = -(k_{ba}^{l1} + \lambda)Q_{ba}, \quad (1.13)$$

lapų paviršiuje

$$\frac{dQ_{vs}}{dt} = -(k_{vs}^{l1} + k_{vs}^{vi} + \lambda)Q_{vs}, \quad (1.14)$$

pernaša į lapų vidinę dalį

$$\frac{dQ_{vi}}{dt} = -k_{vs}^{vi}Q_{vs} + k_{ta}^{vi}Q_{ta} - (k_{vi}^{ta} + k_{vi}^{l1} + \lambda)Q_{vi}, \quad (1.15)$$

karnienoje

$$\frac{dQ_{ta}}{dt} = k_{s1}^{ta}Q_{sa}^1 + k_{s2}^{ta}Q_{sa}^2 + k_{vi}^{ta}Q_{vi} + k_{tu}^{ta}Q_{ta} - (k_{ta}^{vi} + k_{ta}^{tu} + \lambda)Q_{ta}, \quad (1.16)$$

susiformavusioje medienoje

$$\frac{dQ_{tu}}{dt} = k_{ta}^{tu}Q_{ta} - (k_{tu}^{ta} + \lambda)Q_{tu}. \quad (1.17)$$

Formulėse (1.13) – (1.17) parametrai  $k_{vs}^{l1}$  ir  $k_{vs}^{vi}$  yra  $^{137}\text{Cs}$  pernešimo iš lapų (spyglių) paviršiaus į lapų (spyglių) vidinę dalį greičių konstantos.  $k_{vi}^{l1}$  –  $^{137}\text{Cs}$  skilimo greičio

konstanta;  $k_{vi}^{ta}$  ir  $k_{ta}^{vi}$  – cezio pernešimo iš lapų į medieną ir iš medienos į lapus greičio konstantos; šaknų kaupimo konstantos  $k_{s1}^{ta}$ ,  $k_{s2}^{ta}$ ; migracija  $^{137}\text{Cs}$  iš karnienos į medieną ir iš medienos į karnieną konstantos  $k_{ta}^{tu}$ ,  $k_{tu}^{ta}$ , visų šių konstantų dimensijos yra  $\text{para}^{-1}$  (1.15–1.6 lentelės).

**1.5 lentelė.** Buferinės konstantos ir  $^{137}\text{Cs}$  migracijos procesų greičiai sistemoje “miško paklotė–dirva” [77]

Parametras	Automorfinis landšaftas, spygliuočių miškas	Hidromorfinis landšaftas, spygliuočių miškas	Automorfinis landšaftas, lapuočių miškas
1	2	3	4
$b_{l1}$	12,8	7,9	4
$k_{l1}$	0,3	0,4	0,3
$k_{l1}^{l1}$	0,01	0,0054	0,004
$b_{l2}$	30	13,2	27
$k_{l2}$	0,3	0,4	0,3
$k_{l2}^{s1}$	0,023	0,0045	0,057
$b_{s1}$	85	30,5	211
$k_{s1}$	0,3	0,4	0,3
$k_{s1}^{s1}$	0,021	0,0063	0,017
$b_{s2}$	6,1	17,4	99
$k_{s2}$	0,3	0,4	0,3
$k_{s2}^d$	0,0001	0,0001	0,0001

**1.6 lentelė.** Migracijos procesų greičių konstantos [77]

Parametras	Spygliuočių miškas	Lapuočių miškas
1	2	3
$k_{vs}^{l1}$	0,0495	0,0495
$k_{vi}^{l1}$	0,000633	0,00264
$k_{vs}^{vi}$	0,00005	0,00005
$k_{vi}^{ta}$	0,003	0,003
$k_{ta}^{vi}$	0,01	0,01
$k_{s1}^{ta}$	0,0012	0,0012
$k_{s2}^{ta}$	0,00052	0,00052
$k_{ta}^{tu}$	0,005	0,005
$k_{tu}^{ta}$	0,0001	0,0001

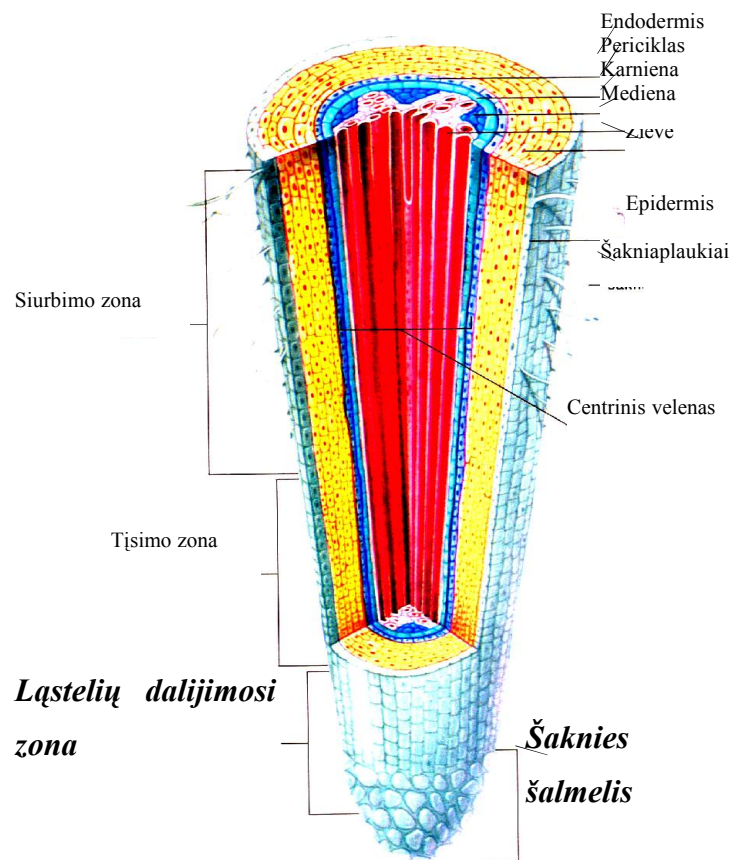
Kiekvienų metų pabaigoje karnienoje esantis  $^{137}\text{Cs}$  su susintetintomis organinėmis medžiagomis pernešamas į susiformavusią medieną. Šis procesas aprašomas diskretiniu būdu

$$\left. \begin{aligned} Q_{ta}^{y+1} &= 0 \\ Q_{tu}^{y+1} &= Q_{tu}^y + Q_{ta}^y \end{aligned} \right\}, \text{ jeigu } t_b = 365, \quad (1.18)$$

čia  $t_b$  – sezoninis (metinis) laikas, paromis;  $Q_{tu}^{y+1}$  ir  $Q_{ta}^{y+1}$  – radionuklido kiekis formuojančioje ir susiformavusioje medienoje metų pradžioje.

### ***<sup>137</sup>Cs migracija sistemoje “dirvožemis–šaknis–augalas”***

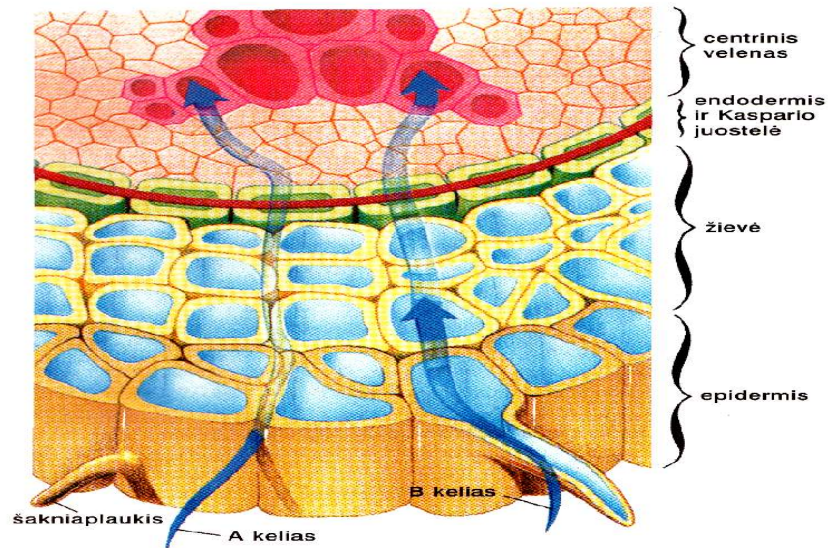
Modeliuojant <sup>137</sup>Cs patekimą į augalo šaknų sistemą svarbiausia yra radionuklido kiekis dirvožemio tirpale –  $q_{Cs}^{sol}$ , mM·l<sup>-1</sup>. Šis dydis susijęs su <sup>137</sup>Cs kiekiu dirvožemio tirpale ištame dirvos sluoksnyje [77]. Taip pat labai svarbu į šaknį patekimo būdai–augalo šaknų sistema 1.19–1.20 pav.



**1.19 pav.** Dviskilčio sumedėjusio augalo šaknies vidinė sandara [88]

Šaknyse didžiausią reikšmę siurbiant vandenį ir medžiagas turi šakniaplaukiai, esantys epidermio audinyje. Kaip ir medžio kamiene, taip ir šaknyse medienos vandens indais teka vanduo. Karnienos rėtiniais indais juda fotosintezės produktai šaknų link.

Dirvožemio vanduo su jame ištirpusiomis medžiagomis skverbiasi tarp ląstelių (A kelias), tačiau Kaspario juostelė priverčia tekėti jį į endodermio ląsteles. Kitas kelias – vanduo su medžiagomis patenka pro šakniaplaukius ir toliau keliauja iš ląstelės į ląstelę pro žievės ir endodermio ląsteles (B kelias).



1.20 pav. Vandens ir jame ištirpusių medžiagų keliai į šaknies medieną [88]

Vandens ir ištirpusių mineralinių medžiagų siurbimas į augalą priklauso ne tik nuo augalo, bet ir nuo išorinių sąlygų [89-94]. Net ir tada, kai dirvoje vandens yra daug, augalai gali jo nepasisavinti. Augalams prieinamas yra gravitacinis (dirvožemio tarpeliais judantis), kapiliarinis ir dalis plėvelinio vandens. Smėlio ir priesmėlio dirvožemiuose neprieinamo augalams vandens būna apie 1 – 2%, o molinguose dirvose – iki 10% ir daugiau. Labai drėgname dirvožemyje paprastai trūksta oro, todėl šaknys blogai kvėpuoja ir prastai siurbia vandenį.  $^{137}\text{Cs}$  patekimas į augalą priklauso nuo dirvožemio tirpalo [77]:

$$q_{\text{Cs}}^{\text{sol}} = \frac{Q_{\text{Cs}}^{\text{sol}}}{\lambda N_A \theta_v^i h^i}, \quad (1.19)$$

čia  $N_A$  – Avogardo skaičius;  $\lambda$  – radioaktyviojo skilimo konstanta,  $\text{s}^{-1}$ ;  $\theta_v^i$  –  $i$ -tojo sluoksnio dirvos arba miško paklotės bendras drėgnumas;  $h^i$  –  $i$ -tojo sluoksnio storis;

Aprašant  $^{137}\text{Cs}$  patekimą į augalą iš skirtingų dirvos sluoksnių naudojama „Михаэлиса–Ментен“ formulė

$$V_{\text{Cs}} = \frac{dQ_{\text{Cs}}^v}{dt} = V_m \sum_i \frac{\delta_i q_{\text{Cs}}^{\text{sol}}}{K_m + q_{\text{Cs}}^{\text{sol}} + a \Delta q_K^{\text{sol}}}, \quad (1.20)$$

čia  $\delta_i$  – šaknų kiekis  $i$ -tajame sluoksnyje sistemoje miško paklotė–dirva;  $V_m, K_m = 0,02 \text{ mM} \cdot \text{l}^{-1}$ ,  $a = 0,9$ .

Šiame modelyje buvo prielaida, kad  $^{137}\text{Cs}$  kaupimo intensyvumas  $V_{\text{Cs}}$  proporcingas biomasės prieaugiui  $\left(\frac{dB}{dt}\right)$ :

$$V_m = C_m \frac{dB}{dt}. \quad (1.21)$$

Kai dirvožemyje yra  $\text{Ca}^{2+}$  jonų, dirvožemio tirpalas pasižymi konkurencinėmis savybėmis su  $^{137}\text{Cs}$  jonais, todėl šaknims prieinamas  $^{137}\text{Cs}$  aprašomas šitaip:

$$C_{\text{Cs}}^v = C_m \sum_i \frac{\delta_i q_{\text{Cs}}^{\text{sol}}}{K_m + q_{\text{Cs}}^{\text{sol}} + b\sqrt{\Delta q_{\text{Ca}}^{\text{sol}}}}. \quad (1.22)$$

$^{137}\text{Cs}$  pernašą į augmeniją aprašoma, naudojant pernašos koeficiento  $TF$  (Transfer factor) sąvoką. Tai radionuklido savitojo aktyvumo sausoje augmenijoje ir savitojo aktyvumo (arba užterštumo tankio) sausoje dirvoje santykis [70].

### **Dirbtinės kilmės radionuklido $^{137}\text{Cs}$ patekimas į miško smulkią augmeniją**

Miško pomiškį sudaro daug augalų ir grybų rūšių su skirtingomis biologinėmis savybėmis ir augimo sąlygomis. Svarbią radioekologinę reikšmę turi grybai, kadangi jie gerai kaupia  $^{137}\text{Cs}$  [95–104]. Visos grybų rūšys, naudojant pernašos koeficiento kriterijus yra suskirstytos į dvi grupes. Grupėje A tipiniai grybai yra paprastasis baravykas (*Boletus edulis* F.) ir valgomoji voveraitė (*Cantharellus cibarius* L.), grupėje B aukšliagyrbiai (*Ressula* sp. L., *Suillus luteus* L. ir kiti) toks skirstymas priimtas dėl to, kad grybų micelis yra skirtingame dirvožemio gylyje.

Kitas pomiškio augalijos tipas, kuris turi įtakos, o taip pat gyvūnų vidinei apšvitai, yra miško uogos mėlynės, (*Vaccinium myrtillus* L.) spanguolės, (*V. Oxycoccus* L.) ir avietės (*Rubus idaeus* L.). Miško žvėrių racione yra grybai, sumedėjusių augalų dalys, žoliniai augalai, daugiamečiai krūmai.

Cezio patekimas į augalus proporcingas augalo biomasės prieaugiui ir šaknų kiekiui, kuris yra prieinamas sistemoje “miško paklotė–dirva” [52, 70].

$$R_i^j = CR_i \frac{dB_i}{dt} \sum_j \delta_i^j \frac{Q_{ja}}{\rho_j x_j}. \quad (1.23)$$



čia  $R_i^j$  –  $^{137}\text{Cs}$  pernašos iš  $i$ -tojo sluoksnio miško paklotės į  $j$ -tąjį pomiškio augalijos dalį, matuojamas,  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{para}^{-1}$ ;  $dB_i/dt$  – tam tikros rūšies augalų biomasės prieaugio intensyvumas,  $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{para}^{-1}$ ;  $Q_{ja}$  – radionuklido kiekis  $i$ -tajame dirvožemio sluoksnyje, sistemoje miško paklotė–dirva,  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ ;  $CR_i$  –  $^{137}\text{Cs}$  koncentracija biomasėje;  $\delta_i^j$  – šaknų sistemos dalis esanti  $i$ -tajame sluoksnyje;  $\rho_j$  – tankis,  $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ;  $x_j$  –  $i$ -tojo dirvos sluoksnio storis, m.

(1.24) formulėje yra priimta ( $dB/dt > 0$ ) kai biomasė yra kaupiama, ( $dB/dt < 0$ ) kai augalai sensta ji proporciška biomasės apmirimui

$$F_i = \frac{dB_i Q_i}{dt B_i}, \quad (1.24)$$

čia  $F_i$  – grįžtamieji radionuklido kiekiai apmirštant augalams;  $B_i$  – biomasės prieaugio periodas,  $\text{para}^{-1}$ .

### ***Biomasės pokyčiai miško augmenijoje***

Aprašant sezoninę miško biomasės dinamiką yra išskiriami trys augmenijos periodai: biomasės prieaugio, biomasės apmirimo ir fiziologinės ramybės būsenos. Šie trys periodai būdingi ne tik miškams, bet ir augalijai, augančiai pievose ar laukuose, ir gali būti aprašomi diferencialinėmis lygtimis.

Biomasės prieaugio periodas ( $t_0 < t < t_m$ ):

$$\frac{dB^i}{dt} = k_g B \left( \frac{B_{maks} - B}{B_{maks}} \right) \quad (1.25)$$

$$B^i(0) = B_{min}^i,$$

čia  $t_0$  – pradžia augimo;  $t_m$  – laikas per kurį pasiektas biomasės didžiausias prieaugis;  $k_g$  – augimo greičio konstanta,  $\text{para}^{-1}$ ;  $k_s$  – augimo intensyvumo konstanta,  $\text{para}^{-1}$ ;  $B_{maks}$  – didžiausia augalo biomasė,  $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$ ;  $B_{min}$  – mažiausioji augalo biomasė,  $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$ . Biomasės apmirimo periodas ( $t > t_m$ ):

$$\frac{dB^i}{dt} = -k_s B^i, \quad (1.26)$$

čia  $k_s$  – apmirimo biomasės koeficientas,  $\text{para}^{-1}$ .

Biomasės pakitimas aprašomas (1.27) formule su sąlyga, kad  $B^i > B_{\min}^i$ .

Kai pasiekiamas pilnas apmirimas pereinama į trečiąjį ramybės periodą:

$$\frac{dB^i}{dt} = 0. \quad (1.27)$$

Grybų augimo dinamika turi du vegetacijos laikotarpius tai vasara ir ruduo, todėl juos vertinant, periodų seka per metus būtų dviguba.

Modelyje “miško paklotė–dirva–augmenija” yra daugelis duomenų, kurie remiasi įvairiais parametrais, nustatytais eksperimentiškai. Tirpalo buferinės konstantos, kurios įvertintos pagal dirvožemio charakteristikas ir šaknų sistemos ypatybes, pateiktos 1.5 lentelėje. Vertikalios migracijos konstantos, priklausomai, nuo koncentracijos (CR) surašytos 1.6 lentelėje.

Vertinant radionuklidų kaupimąsi atskiruose medžio sanduose, žinant biomasės pasiskirstymą skirtinguose medynuose pagal vyraujančias medžių rūšis, galima įvertinti bendrą pušies ir beržo sukauptą radionuklidų kiekį per tam tikrą laikotarpį. Tam reikalingi ir atskirų medžio rūšių sandų biomasės kiekiai. Pušų ir lapuočių antžeminių augalų dalių biomasių kiekiai pateikti 1.7 lentelėje.

**1.7 lentelė.** Medžio atskirų antžeminių dalių biomasė, % [105]

	Kamienas	Šakos	Spygliai	Lapai
Pušis	81,3	15,2	3,5	–
Lapuočiai	86,8	11,7	–	1,45

Požeminę sumedėjusių augalų biomasę sudaro pušiai vidutiniškai 10% nuo augalo antžeminės dalies, beržui – 14%.

Skirtingų medžių biomasės yra labai skirtingos, todėl norint tiksliai įvertinti miško medžiuose sukauptus radionuklidų kiekius, svarbu įvertinti medžių amžių, miško tankį bei konkurencines augalų savybes, nuo kurių priklauso augalo masė. Medynui kaupiti radionuklidus didelės reikšmės turi augimo sąlygos, kurios ir įtakoja radionuklidų pasisavinimą iš dirvos.

Medienos tūrį nustatyti galima pagal [105] darbe pateiktas lenteles, arba apvaliosios medienos matavimo ir tūrio nustatymo taisyklės, pagal (1.28) formulę:

$$V_v = \frac{3,1416 \cdot d_v^2 \cdot l}{40000}, \quad (1.28)$$

čia:  $l$  – apvaliojo sortimento ilgis, m;  $d_v$  – apvaliojo sortimento vidurio skersmuo, padidintas 0,5 centimetro, cm;

40000 – bedimensis dydis;

Matuojant skersmenį apvaliojo sortimento plongalyje ( $d_p$ ) ir storgalyje ( $d_s$ ) bei ilgi ( $l$ ), tūris apskaičiuojamas pagal formulę:

$$V_{ps} = \frac{3,1416 \cdot l \cdot (d_p^2 + d_p \cdot d_s + d_s^2)}{40000 \cdot 3}, \quad (1.29)$$

čia:  $d_p$  – apvaliojo sortimento plongalio skersmuo be žievės, cm ;  $d_s$  – apvaliojo sortimento storgalio skersmuo, padidintas 0,5 centimetro, cm.

Medžio stiebo tūris (su žieve) gali būti apskaičiuojamas pagal formulę:

$$V = \frac{3,1416 \cdot h \cdot d_{1,3}^2 \cdot f}{40000}, \quad (1.30)$$

čia:  $d_{1,3}$  – medžio stiebo skersmuo 1,3 m aukštyje nuo šaknies kaklelio, cm;  $h$  – medžio aukštis, m;  $f$  – stiebo formrodis apskaičiuojamas pagal matematinį modelį.

Turėdami visus reikiamus medžių parametrus, pasinaudojant medienos tūrio lentelėmis gaunama, kad 23 metrų aukščio ir 30 cm storio, matuojamo 1,3 metro aukštyje beržo su žieve tūris yra  $0,710 \pm 0,21$  m<sup>3</sup>, žievės tūris 17% kamieno tūrio, o 30 metrų aukščio ir 40 cm storio (1,3 metro aukštyje) pušies su žieve tūris  $1,7 \pm 0,34$  m<sup>3</sup>, žievės tūris 9,7% kamieno tūrio.

Beržo 1 m<sup>3</sup> medienos (12-15% drėgnumo) vidutinė masė sudaro 650 kg, o pušies 520 kg.

## 1.7. Išvados ir tolimesnio darbo uždaviniai

1. Didėjant branduolinės energijos ir radioaktyviųjų izotopų panaudojimui išskyla reali technogeninių medžiagų patekimo į atmosferą grėsmė.
2. Dirbtinės kilmės radionuklidas <sup>137</sup>Cs į aplinką daugiausiai pateko per du užtaršos periodus: branduolinio ginklo bandymų metu (1945–1980 m.) ir 1986 m., po ČAE katastrofos.
3. Dirvožemio savybių įtaka <sup>137</sup>Cs biologiniam įsisavinimui pradeda ryškėti praėjus 2–4 metams po iškritų, o priklausomai nuo dirvožemio savybių kaupimasis augaluose pasireiškia po 5–12 metų. Pagrindiniai veiksniai, apsprendžiantys <sup>137</sup>Cs biologinio įsisavinimo dinamiką, yra iškritų savybės bei dirvožemio ir paklotės charakteristikos.

4. Nevienodą radionuklidų polinkį migracijai ir biologinį jų prieinamumą lemia skirtingos radionuklidų fizinės–cheminės formos iškritose, kintantis jų santykis skirtinguose išmetų ruožuose, skirtinga jų transformacijos dirvožemyje dinamika.
5. Dirvožemis pasižymi dideliu adsorbciniu pajėgumu ir yra pagrindinė grandis radionuklidų sulaikymo ir pernešimo sistemoje. Dirvožemis yra daugiafazė sistema su kietais, skystais ir dujiniais komponentais. Radionuklidų ryšio su kietomis dalelėmis tvirtumas priklauso nuo jų mineralinės sudėties ir sorbcijos–desorbcijos proceso kinetikos.
6. Miško augmenija oro taršą, sulaiko tarytum filtras. Radionuklidai iš oro yra sulaikomi sumedėjusių augalų lapuose, spyglių ir žievės paviršiuose. Po Černobylio atominės elektrinės avarijos ant miškų masyvų nusėdo apie 20–30% visų pernešamų radioaktyviųjų dulkių. Miškuose 40–90% <sup>137</sup>Cs buvo sulaikyti medžių lajomis, o kita dalis nusėdo į pomiškį. Dalis radionuklidų, dėl augaluose vykstančios dujų ir vandens apykaitos, patenka į vidinę lapų dalį, o iš jų su organinėmis medžiagomis per karnieną – į sumedėjusių augalų vidų, kur kūgulinio brazdo pagalba formuojama augalo mediena.
7. Maisto medžiagomis praturtintuose dirvožemiuose medžių šaknų sistema turi mažiau šaknų ir atvirškščiai. Smėlėtuose dirvožemiuose sumedėję augalai, taip pat ir beržas, turi plačiai pasklidusią bei dirvožemio paviršiuje sutelktą šaknų sistemą. Lyginant pušies ir beržo šaknų sistemas, beržo šaknų 1,7 – 4 kartus daugiau nei pušies. Nuo augalų šaknų kiekio bei jų išsidėstymo pagal dirvožemio profilį pobūdžio priklauso augalo galimybė kaupti radionuklidus.
8. Jaunų (10–20 m.) sumedėjusių augalų šaknys yra arčiau žemės paviršiaus viršutiniame 0–15 dirvožemio sluoksnyje. Kintant augalo amžiui pagrindinė 30–50 metų beržo ir pušų šaknų masės pasiskirsto dirvožemio 0–30 cm gylyje.
9. Radionuklidų migracija sistemoje “dirvožemis–medis” vyksta per augalo šaknis, šakeles, spyglius (lapus) ir žievę.
10. Nėra matematinių modelių, kuriais, pagal radionuklidų pasiskirstymą medžiuose, būtų galima nustatyti buvusią užtaršą dirvožemio vertikaliame profilyje po tiriamojo medžio laja. Todėl, šiame darbe yra numatyta:
  - sukurti modelį, kurio pagalba būtų galima įvertinti buvusią radioaktyviąją užtaršą dirvožemio vertikaliajame profilyje praeityje ir numatyti radionuklidų sklaidą bei pernašos į medį kaitą ateityje;

- numatyto radionuklidų migracijos sistemoje „dirvožemis–medis“ modelio sudarymui būtina:
  - nustatyti radionuklidų vertikaliosios migracijos dirvožemyje ypatumus po medžių laja;
  - įvertinti radionuklidų patekimo į atskirus augalus iš įvairių dirvožemio gylių efektyvumą;
  - nustatyti radionuklidų kaupimąsi medžio smulkiosiose ir storiosiose šaknyse bei rievėse priklausomai nuo medžių amžiaus ir šaknų išsidėstymo;
  - pasiūlyti metodą, pagal kurį galima nustatyti radionuklidų susikaupimą medyje, bet kuriuo jo augimo laikotarpiu;
  - įvertinti radionuklidų apykaitą sistemoje „dirvožemis–medis“.

## 2. EKSPERIMENTINIŲ TYRIMŲ METODIKA

### 2.1. Medžių ir augimviečių parinkimas tyrimui

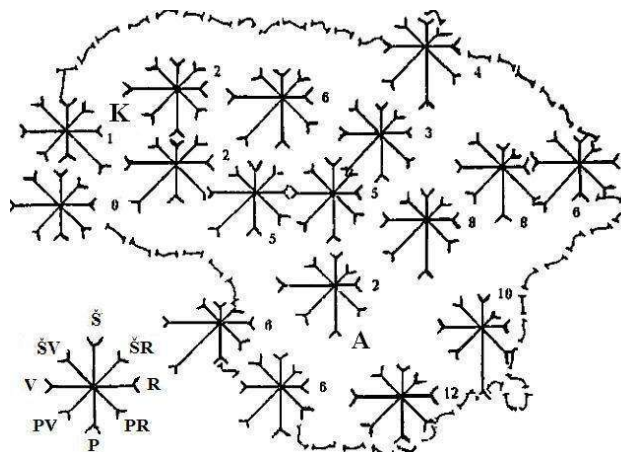
Sparčiai plintant žmogaus ūkinei veiklai, buvo nepaprastai nuniokojama gamta, labai padidėja aplinkos užterštumo mastai, dėl to sutrinka ekologinės sistemos "žmogus – gyvoji gamta" pusiausvyra. Žmogus veikė gamtą jau nuo seniausių laikų, kai pradėjo naudoti primityviausius darbo įrankius. Tačiau tas poveikis buvo pastebimas tik labai ribotoje teritorijoje – ten kur žmogus gyveno. Vystantis žmonių gamybinei veiklai, intensyvėjant žemės ūkiui ir pramonei, stiprėjant mokslo ir technikos pažangai, gilėjo prieštaravimai tarp žmonių veiklos ir gamtos.

2000 metais bandiniai buvo paimti labiausiai užterštuose  $^{137}\text{Cs}$  plotuose (dėmėse): pietų ir vakarų regionuose (1.3 pav. pažymėta apskritimais).

Dirvožemio bandiniai buvo paimti iš skirtingų medžių dviejų beržų (*Betula pendula L.*) ir 3 pušų (*Pinus sylvestris L.*) augimviečių: po ~30–40 m aukščio, 0,4–0,45 m storio, 52–56 m. amžiaus pušimis (1P, 2P, 3P) ir 23 m aukščio 0,3–0,45 m skersmens, 52–58 m. amžiaus beržais (1B, 2B).

Pietinėje Lietuvos užtaršos zonoje dirvožemis vidutiniškai nujaurėjęs pagal gralunometrinę sudėtį smulkus smėlis, vidutinis rūgštingumas 5,5 pH. [1A–5A]. Reljefas kalvotas (nuolydis 3–5%). Miško paklotės storis šiame regione vyrauja 4–5 cm, vidutinė metinė temperatūra 6,0 °C [6A]. Vyraujantis vėjas – pietvakarių, vidutinis jo greitis 4,2 m·s<sup>-1</sup>. Vidutinis metinis kritulių kiekis 619 mm. Tiriamojo medžio aplinkoje vyrauja pušys (70–80%). Po Černobylio AE katastrofos šioje vietoje  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas 0–5 cm gylio dirvožemyje vidutiniškai sudarė (40±10) Bq·kg<sup>-1</sup> [7A]. Šiuo metu siekia ~ (30±10) Bq·kg<sup>-1</sup>. Pasirinkta tyrimui vieta yra padidintos užtaršos  $^{137}\text{Cs}$  regione, nes neužterštuose regionuose  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas šio tipo dirvožemiuose neviršija 10 Bq·kg<sup>-1</sup>.

Kita vietovė, iš kurios buvo paimti dirvožemio ir beržo (2B) bei pušies (2P) bandiniai – tai augimvietė vakarų Lietuvoje, Pajūrio užtaršos zonoje. Čia dirvožemis velėninis jaurinis glėjinis, pagal gralunometrinę sudėtį lengvas priemolis. Vyraujanti polajinės zonos augmenija – žolinės kultūros. Vidutinė metinė temperatūra šiame regione 7,4 °C. Vyraujantis vėjas vakarų, vidutinis jo greitis 5,5 m·s<sup>-1</sup>. Vyraujančios vėjo kryptys ir greičiai pateikti 2.1 pav. Vidutinis metinis kritulių kiekis čia būna 735 mm.



**2.1 pav.** Vyraujančios vėjų kryptys Lietuvos teritorijoje 1971 – 2000 m.,  $m \cdot s^{-1}$

A – Pietinė užtaršos zona (Alytaus regionas); K – Vakarų užtaršos zona (Klaipėdos regionas)

Po Černobylio AE katastrofos šioje vietoje  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas 0–5 cm dirvožemio sluoksnyje vidutiniškai sudarė  $(48 \pm 12) \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  [7 A]. Šiuo metu siekia  $(27 \pm 12) \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ .

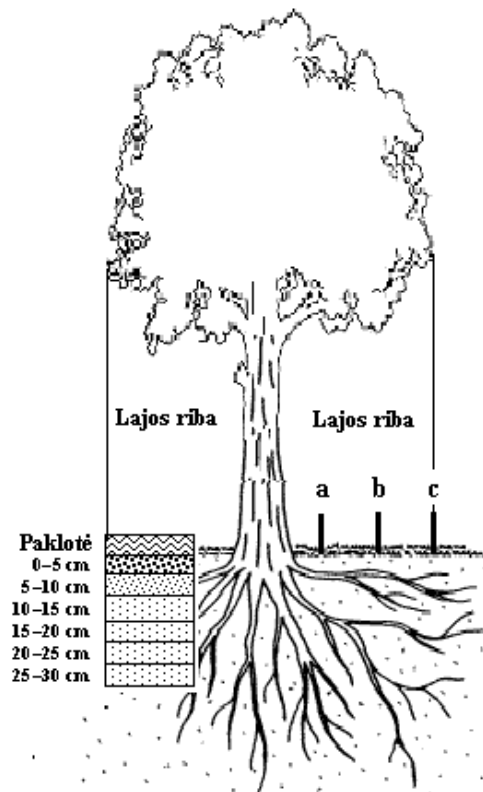
Taip pat palyginimui buvo imami pušų mėginiai centrinėje Lietuvos užtaršos dėmėje netoli Ruklos miestelio. Pušys – 40–50 metų amžiaus, dirvožemis augimvietėje pagal gralunometrinę sudėtį – priemėlis.

## 2.2. Dirvožemio po medžio laja bandinių paėmimas

2000–2003 metais bandiniai paimti labiausiai užterštuose  $^{137}\text{Cs}$  plotuose (dėmėse): Pietų regione (Alytaus apskrityje) ir Vakarų regione (Klaipėdos apskritis). Kiekvienoje užtaršos zonoje buvo nagrinėjamas  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas bei paviršinis aktyvumo tankis 0–30 cm gylyje miško dirvožemyje, taip pat jo pernaša iš dirvos į sumedėjusius augalus – pušis (*Pinus sylvestris L.*) ir beržus (*Betula pendula L.*). Dirvožemio bandiniai miške po medžių lajomis buvo imami 0 – 30 cm gylyje kas 5 cm. Buvo siekiama, kad paviršius toje vietoje būtų horizontalus, dirvos struktūra nepažeista.

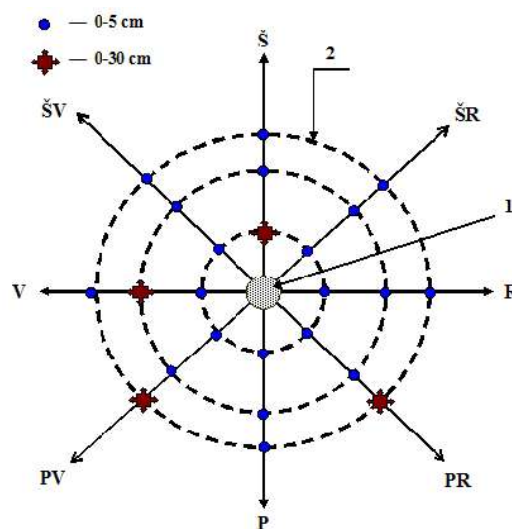
Bandinių paėmimas suskirstytas į tris zonas (2.2 ir 2.3 pav.): skritulio plotas tarp kamieno ir pirmo apskritimo ribų – pirmoji zona (a), – žiedo plotas tarp 1–jo ir antrojo apskritimų, antroji zona (b), – plotas tarp antrojo ir trečiojo apskritimų trečioji zona (c), kuri sutampa su lietaus nuo medžių lašėjimo riba [8 A, 10A]. Tyrimui po kiekvieno medžio laja paimta po 40 dirvožemio bandinių, kurie buvo išdžiovinti, susmulkinti, persijoti pro 2 mm sietelį ir pasverti.

Dirvožemio ėminiams imti naudotas 170 mm skersmens ir 50 mm aukščio metalinis žiedas, kuris į žemę įkalamas ir žemė atkertama iš apačios kastuvu.



**2.2 pav.** Dirvožemio bandinių paėmimo vietos medžio šaknų įtakos zonoje, pagal vertikalųjį pasiskirstymą: a) pirmoji zona; b) antroji zona; c) trečioji zona

Dirvožemio bandiniai buvo paaimami pagal pasaulio šalių kryptis ir pagal dirvožemio vertikalųjį profilį (2.3 pav.).



**2.3 pav.** Dirvožemio bandinių paėmimo vietų schema: • – bandinių paėmimo vietos po medžių laja; x – bandinių pagal grunto gylį paėmimo vietos; 1 – medžio kamienas; 2 – medžio lajos riba



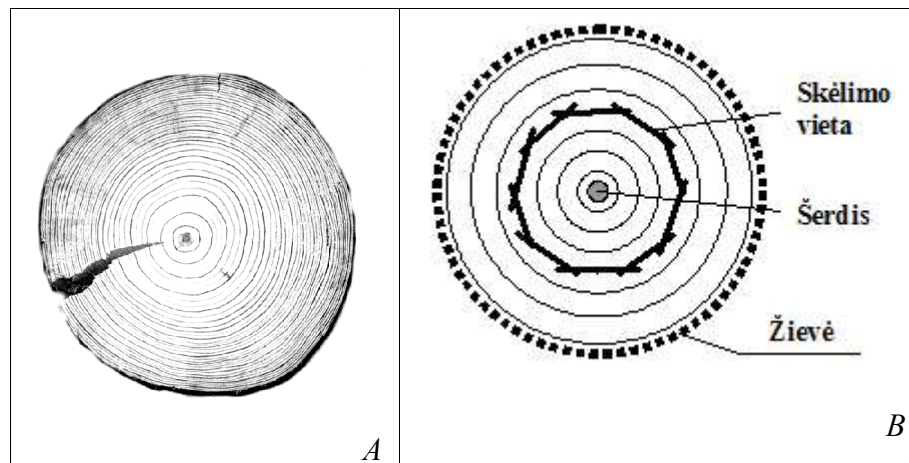
Paimti dirvožemio bandiniai buvo atvežami į laboratoriją polietileniniuose maišeliuose, kurių turinys persijojamas atskiriant organinės priemaišas. Dirvožemis pasveriamas ir džiovinamas 80–100 °C temperatūroje, pakartotinai pasvėrus, nustatomas jo tankis. Persijotas ir išdžiovintas gruntas supilamas į atitinkamas standartines kiuvetes (1 ar 0,5 litro talpos) ir puslaidininkinio spektrometro pagalba išmatuojami radionuklidų savitieji aktyvumai [10A].

## 2.3. Medžio segmentų bandinių paėmimas tyrimui

### 2.3.1. Medienos bandinių paruošimas

Norint nustatyti teršalų migracijos kelius ir užtaršos dinamiką būtina tirti sumedėjusių augalų metines rieves, nustatyti kaip jose sklinda ir akumuliuojasi dirbtinės ir natūralios kilmės radionuklidai ar kiti teršalai. Medienos bandiniai paimti nukirtus medžius, tuomet galima paimti bandinius tiksliai pagal metus (rieves) ir neribojamas jų kiekis bei masė. Imant bandinius iš nukirsto medžio, kamieno pirmiausia buvo atpjaunamos trys 5 cm aukščio medžio trinkelės, trijuose skirtinguose aukščiuose: 1.3 m nuo žemės, 1/2 medžio aukščio ir 3/4 medžio aukščio.

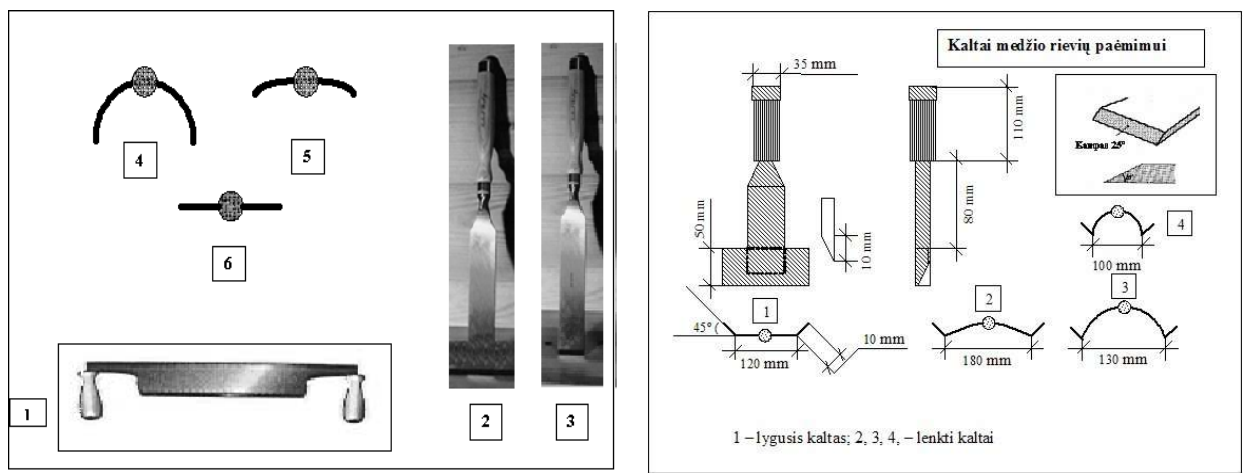
Kamieno bandiniai buvo suskaldyti kas 2 rieves ir tik atskirais atvejais kas 3–5 rieves (2.4 pav.).



**2.4 pav.** Sumedėjusio augalo rievių žymėjimo (A) ir atskyrimo (B), naudojant modifikuotus kaltus, schemas

Medienos bandiniams pagal metines sumedėjusio augalo rieves paimti, taikomi įvairūs mėginių paėmimo metodai: pjaustymas, skaldymas, grėžimas, obliavimas, skutimas ir kt., tačiau, imant šiuo metodu mėginius gaunami nedidelės masės mėginiai ir darbo

snaudos yra didelės. Norint atlikti medienos pagal augalo metines rievės radiometrinius tyrimus reikalingi dideli medienos kiekiai, o bandinių skaičius priklauso nuo augalo amžiaus, nuo 10 iki 200 vnt. Šiam tikslui buvo pasigaminti “modifikuoti kaltai – skeltuvai”, kuriais medienos bandiniai buvo paimti nupjovus medį ir atpjaunant medžio kaladėles horizontalia kryptimi. Atpjauta kaladėlė buvo šlifuojama, kad išryškėtų medžio metinės rievės, vėliau nustatytas augalo amžius ir rašikliu išryškintos rievės. Pagal rievės, panaudojus skustuvą ar atatinamą kaltą – skeltuvą (6, 12, 24, 32, 50, 100, 130, 150, 180 mm) (2.5 pav.), jie parenkami priklausomai nuo medžio kamieno skersmens, atskeliami.



a)

b)

**2.5 pav. a)** Medienos skaldymui naudojamų kaltų tipai ir formos: 1 – skustuvas; 2 – kaltas išplatintomis ašmenimis; 3 – paprastasis kaltas; 4 – lenktas kaltas; 5 – pusiau lenktas kaltas; 6 – lygusis kaltas. **b)** medžių rievių atskyrimui pasigamintų kaltų specifikacija

Kaltai buvo pasigaminti modifikuojant įprastus kaltus, trys iš jų lenktos formos 100 mm, 130 mm, 180 mm ilgių, o vienas – lygus 150 mm ilgio. Skeltuvų ašmenų plotis – 50 mm ir parinktas taip, kad skeliant nebūtų vertikalaus nuokrypio į kitą rievę. Kaltų lenktumas buvo nustatytas eksperimentiniais tyrimais atliekant praktinius medžio bandinių skaldymus [11A–13A].

Pagaminti kaltai – skeltuvai yra pritaikyti atskirti nupjautų 10–80 metų sumedėjusių augalų rievės. Lygusis kaltas taikytinas žievei ir didesnio nei 500 mm skersmens kaladėlių metinių rievių atskyrimui. Skaldomų kaladėlių aukštis neturėtų būti didesnis kaip 5 cm. Skaldant aukštesnes kaladėles būtų neišvengta didesnių medienos mėginių paėmimo paklaidų dėl atskeltų paviršių nelygumo. Kaltų ašmenys išplatintos privirinant metalines plokšteles, kurios pagamintos iš ypač tvirto įrankinio plieno, kuris nesideformuoja, o

ašmenys išlieka aštrūs ilgą laiką. Gaminamų kaltų ašmenų pasvirimo kampas ne didesnis kaip 25°, o užgalastų ašmenų aukštis ne mažesnis kaip 10 mm.

Kelių dydžių kaltai naudojami priderint jų konfiguracijas prie rievių išlinkimo ir siekiant išvengti paklaidų, susijusių su rievės atskyrimu. Kaltų ašmenys papildytos 10 mm ribotuvais, statmenai ašmenims, turi 45° pasvirimo kampą, dėl to skeliamos medienos metinės rievės nenukrypsta į kitų metų rievę, taip suformuoja ir daro tikslesnės formos mėginius.

Kaladėlės skaldymo pradžioje naudojamas didesnio skersmens ir lenktumo kaltas, o vėliau, mažėjant skaldomos kaladėlės skersmeniui, naudojami mažesnio skersmens ir didesnę ašmenų palinkimo kampą turintys kaltai.

Naudojantis modifikuotais kaltais–skeltuvais buvo gautos nedidelės paklaidos Lyginant lentelėje pateiktus duomenis matyti, kad modifikuotais kaltais –skeltuvais galima daug tiksliau atskirti metines rieves nei įprastais kaltais. Vertinant tris rievių atskyrimo metodus (obliavimą, skaldymą įprastais kaltais ir modifikuotais kaltais–skeltuvais) gauta, kad lyginant su optimaliu obliavimo metodu, skaldant įprastais kaltais duomenų paklaidos sudaro nuo 5,9 iki 55,5%, o naudojantis siūlomais modifikuotais kaltais–skeltuvais šis nuokrypis sudarė nuo 4,0 iki 18,2 procento.

Lyginant paprastus kaltus su modifikuotais gauta, kad modifikuotais kaltais mėginys vidutiniškai  $\sim 10 \pm 1$  % paimamas tiksliau. Įvertinus darbo ir laiko sąnaudas, nustatyta, kad imant medienos mėginius modifikuotais kaltais laiko sąnaudos sumažėja vidutiniškai iki 5 kartų.

Suskaldyti medžio bandiniai buvo yra sveriami, džiovinami 110°C temperatūroje ir nustatoma buvusi mėginio drėgmė [5A].

### **2.3.2. Spyglių, lapų, šakų ir šaknų bandinių paruošimas**

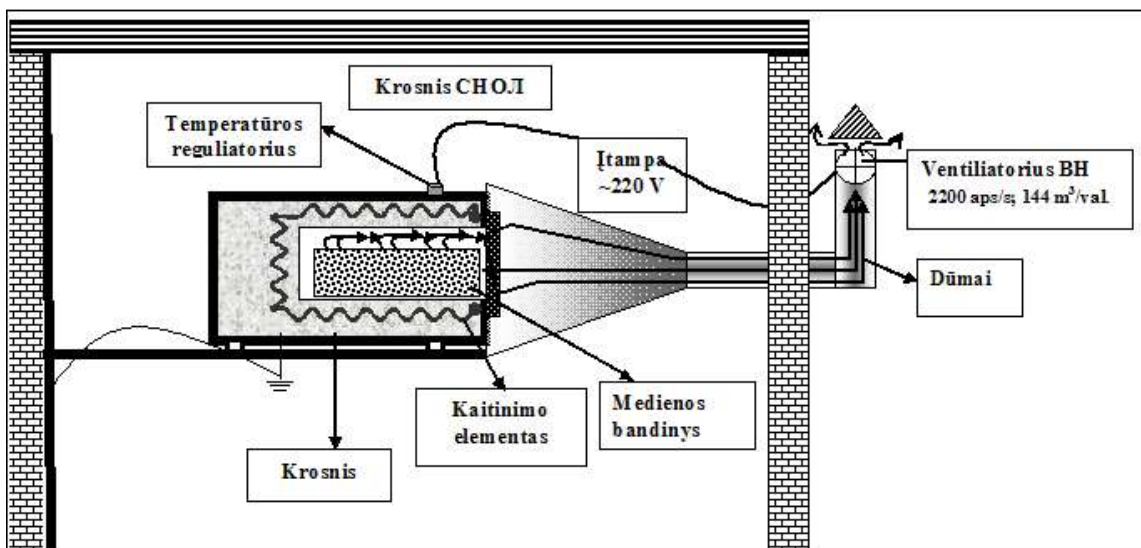
Medžio šaknų spyglių ir lapų bandiniai ne mažiau kaip po 4 paimami iš skirtingų to paties medžio vietų po to sumaišomi, pasiekiant, kad bendro mėginio masė būtų 0,4–0,5 kg. Spygliai ar lapai imami iš skirtingų lajos pagal aukštį, o šaknų – iš skirtingų vietų pagal pasaulio šalis (žr. 2.2 – 2.3 pav.).

Medžių šaknys paimtos kruopščiai apkasus kelmą ir po to jį išrovus ir nuvalius žemes. Nukirptos ir nupjautos šaknys buvo suskirstytos į dvi skirtingas frakcijas: smulkiąsias ( $< \varnothing 3\text{mm}$ ) ir storąsias šaknis ( $> \varnothing 3\text{mm}$ ). Vėliau jos buvo plaunamos distiliuotu vandeniu, sveriamos ir džiovinamos 110°C temperatūroje.

Lapai, kaip ir spygliai, buvo imami dviem periodais: anksti pavasari prasidedant augalų vegetacijai ir rudenį, kai lapai pilnai susiformavę ir įgavę didžiausią svorį. Mėginiai buvo imami iš vidurinės lajos dalies aplink visą medį. Surinkti bandiniai buvo džiovinami, vėliau deginami, ir anglys malamos [3A, 7A].

### 2.3.3. Bandinių deginimas

Medžio bandiniams deginti buvo pasinaudota krosnimi CHOЛ – 1,6.2,5.1/9 – И5. Krosnis papildyta ortakiu, gaubtu bei ventiliatoriumi dūmams pašalinti. Deginimo krosnies įranga maitinama 220V 50Hz įtampa, turi 1,8 kW galią, temperatūra gali kisti 100–900°C ribose (2.6 pav.).



2.6 pav. Medžio bandinių deginimo įrangos schema

Dūmų ištraukimui naudojamas VN–2 ventiliatorius (220V, 50Hz įtampa, našumas  $144 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ , sūkių skaičius 2200 aps./min). Sudeginus bandinius esant: 450, 480, 510 ir 540 °C temperatūroms buvo nustatyta optimali 480 °C medienos deginimo temperatūra [1-6 A].

Sudeginti mėginiai buvo susmulkinami naudojant laboratorinę grūstuvę arba smulkinimo malūnėlį.

Krosnyje sudeginto mėginio sumaltos anglis perkeliama į matavimo indą – “denta” kiuvetę.

## 2.4. Radionuklidų savitojo aktyvumo bandiniuose nustatymas

Fizikiniai analizės metodai yra tokie, kuriais naudojantis galima nustatyti medžiagos sudėtį ir koncentraciją nesinaudojant cheminėmis reakcijomis. Jie yra labai jautrūs, pasižymi nedidele tyrimo trukme. Pagrindiniai jų – spektrinė ir radiometrinė analizė. Spektrinė analizė – tai dujų, skysčių ar kietų medžiagų kokybinės ir kiekybinės sudėties nustatymas tiriant analizuojamo objekto spektrus. Kokybinės medžiagos sudėties nustatymas grindžiamas tuo, kad kiekviena medžiaga turi tik jai būdingų spektro linijų ar juostų išsidėstymą. Nustatant kiekybinę sudėtį, matuojamas spektro linijų intensyvumas, kuris lyginamas su etaloninės linijos intensyvumu. Radiometrinė analizė pagrįsta tuo, kad apšvitinus medžiagą jonizuojančiąja spinduliuote, ji tampa aktyvi. Apie kokybinę medžiagos sudėtį sprendžiama pagal joje esančių radioaktyviųjų izotopų skilimo pobūdį.

Gama spektrometrinė sistema susideda iš detektoriaus, elektrinių impulsų stiprinimo, formavimo analizės ir registravimo elektrinės įrangos, apsauginio šarvo bei maitinimo šaltinio. Į šiuolaikinę spektrometrų sistemų sudėtį įeina kompiuteris, aprūpintas specialia programa. Šiame darbe gama spinduliuojantys radionuklidai nustatyti naudojant didelės skiriamosios gebos gama spektrometriją.

Puslaidininkinis gama spektrometras atitinka šiuos reikalavimus:

- ✓ didelis energetinis detektoriaus efektyvumas;
- ✓ didelis detektoriaus jautris;
- ✓ trumpas matavimų laikas;
- ✓ galimybė registruoti elektrinius signalus plačiame energijos diapazone;
- ✓ aparatūros kompaktiškumas, leidžiantis naudoti ją ekspedicijose.

Energetinis matavimo prietaiso efektyvumas nustatomas naudojant pavyzdinius skirtingos energijos izotopus, kurių energijos diapazonas yra nuo 26 iki 1836 keV.

Spektrometro efektyvumas 662 KeV energijai yra 0,26%, skiriamaoji geba 4% [1A, 2 A].

<sup>137</sup>Cs ir gamtinės kilmės radionuklidų savitasis aktyvumas nustatytas pagal šią formulę:

$$A = (S/t - S_f / S_f) / m \cdot \epsilon \cdot \eta, Bq \cdot kg^{-1}, \quad (2.1)$$

čia  $S$  – radionuklido matuojamojoje medžiagoje aktyvumo smailės plotas,  $\text{imp} \cdot \text{s}^{-1}$ ;  
 $S_f$  – foninės spinduliuotės smailės plotas,  $\text{imp} \cdot \text{s}^{-1}$ ;  $t$  – bandinio matavimo laikas, s;

$\varepsilon$  – puslaidininkinio spektrometro energetinio ir geometrinio efektyvumų sandauga;

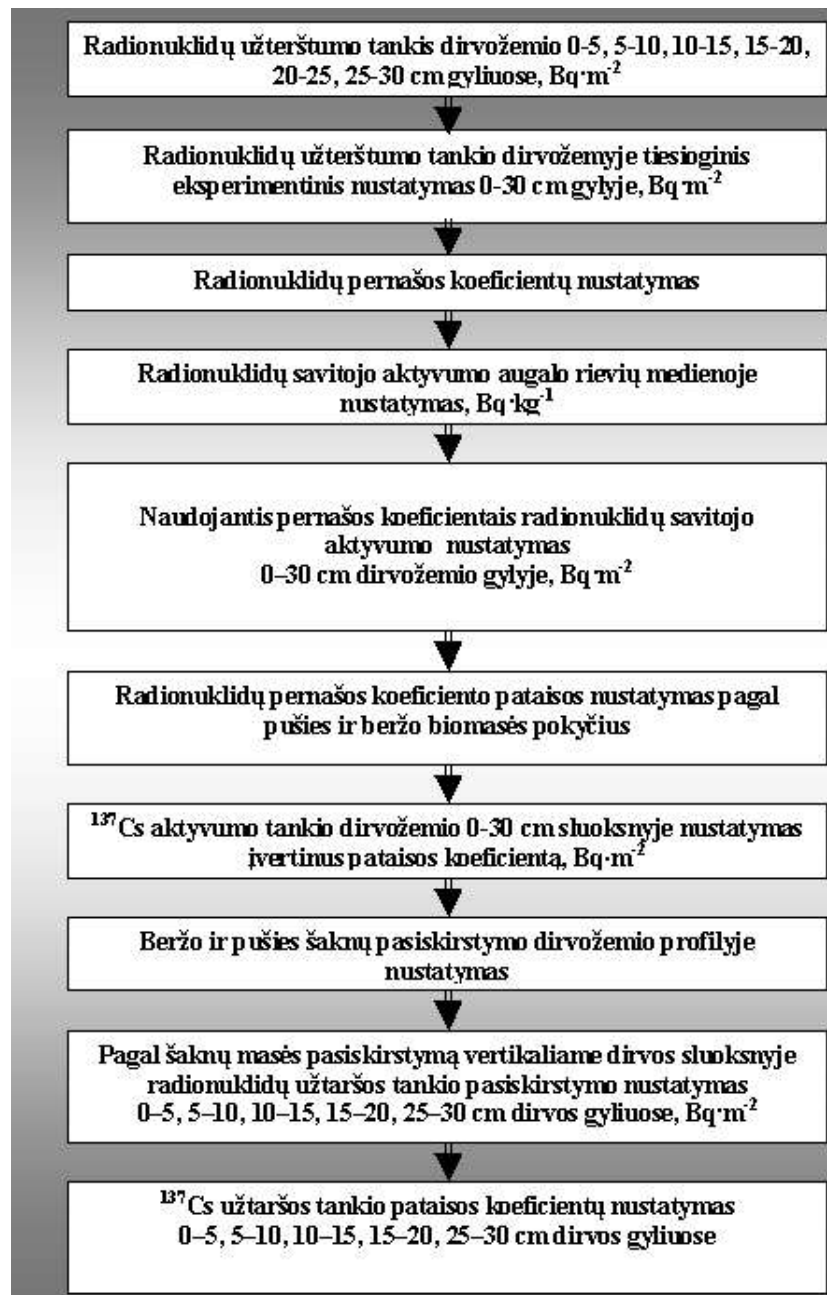
$\eta$  – radionuklido skilimo kvantinė išeiga;  $m$  – matuojamojo bandinio masė, kg.

Spektrometro geometrinis efektyvumas sugraduotas esant bandiniams 500 cm<sup>3</sup> ir 57 cm<sup>3</sup> kiuvetėse. Pusalaidininkinis spektrometras kalibruotas Vilniaus metrologijos tarnyboje. 500 cm<sup>3</sup> kiuvetėje matuotas radionuklidų savitasis aktyvumas dirvožemyje, o 57 cm<sup>3</sup> kiuvetėje – sudegintų medžio dalių pelenuose. Radionuklidų savitojo aktyvumo matavimo laikas buvo parenkamas pagal radionuklidų aktyvumą bandiniuose ir truko 1–2 paras. Iš radionuklidų aktyvumo bandinyje rezultatų apskaičiuojamas savitasis aktyvumas (Bq·kg<sup>-1</sup>) arba tūrinis aktyvumas (Bq·m<sup>-3</sup>) (2.1) formulė).

## 2.5. Radionuklidų kaupimosi įvairiuose medžio segmentuose įvertinimas

Norint nustatyti dirbtinės ir natūralios kilmės radionuklidų migracijos kelius miško ekosistemoje reikalingas modelis, kuriuo būtų įvertinti procesai 2.7 pav. nurodyti procesai.

Kuriamo modelio esmė – tai dirvožemio ilgalaikės užtaršos radionuklidais kaitos tyrimas ir prognozė pagal radionuklidų susikaupimą augalo segmentuose. Siekiant įvertinti dirvožemio užtaršą prieš daugelį metų, buvo išmatuoti radionuklidų savitieji aktyvumai medžių segmentuose. Naudojantis tyrimų rezultatais buvo įvertintas radionuklidų migracijos procesas sistemoje “dirvožemis–medis”.



2.7 pav. <sup>137</sup>Cs migracijos proceso sistemoje “dirvožemis–medis” įvertinimo struktūra

Vertinat radionuklidų pernašą iš dirvožemio (0–30 cm) gylio skirtingų sluoksnių į plonąsias augalo šaknis, visų pirma buvo išmatuoti radionuklidų savitieji aktyvumai dirvožemio (0–5, 5–10, 10–15, 15–20, 25–30) sluoksniuose, o vėliau – įvertinta (0–30) dirvožemio sluoksnio užtarša,  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ .

Ekperimentiniu būdu nustatius radionuklidų savituosius aktyvumus šaknyse, ir žinant radionuklidų savituosius aktyvumus polajinės augalo zonos dirvožemyje, pagal (2.2) formulę nustatytas pernašos koeficientas iš dirvožemio į smulkiąsias sumedėjusio augalo šaknis:

$$B_{d \rightarrow \check{s}}^{2000} = \frac{Q_{\check{s}}^{2000}}{Q_{n(0-30)}^{2000}}, \quad (2.2)$$

čia  $B_{d \rightarrow \check{s}}^{2000}$  – radionuklidų pernašos koeficientas iš dirvos į plonąsias augalo šaknis 2000 metais,  $\text{m}^2\cdot\text{kg}^{-1}$ ;  $Q_{\check{s}}^{2000}$  – radionuklidų savitasis aktyvumas plonosiose šaknyse 2000 metais,  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ;  $Q_{n(0-30)}^{2000}$  – dirvožemio paviršiaus užterštumo  $^{137}\text{Cs}$  tankis  $n$  gylyje 2000 metais,  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ .

Analogiškai nustatomas radionuklidų pernašos koeficientas (PK) iš smulkiųjų (< 3Ø mm, siurbiamųjų) šaknų į storąsias augalo (>3Ø) mm šaknis:

$$B_{\check{s} \rightarrow \check{S}}^{2000} = \frac{Q_{\check{s}}^{2000}}{Q_{\check{S}}^{2000}}, \quad (2.3)$$

čia  $B_{\check{s} \rightarrow \check{S}}^{2000}$  – radionuklidų pernašos koeficientas iš smulkiųjų šaknų į storąsias šaknis 2000 metais;  $Q_{\check{s}}^{2000}$  – radionuklidų savitasis aktyvumas smulkiosiose šaknyse 2000 metais,  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ;  $Q_{\check{S}}^{2000}$  – radionuklidų savitasis aktyvumas storosiose šaknyse 2000 metais,  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ .

Radionuklidų pernaša iš storųjų sumedėjusio augalo šaknų į tiriamo augalo metinę rievę aprašoma (2.3) formule:

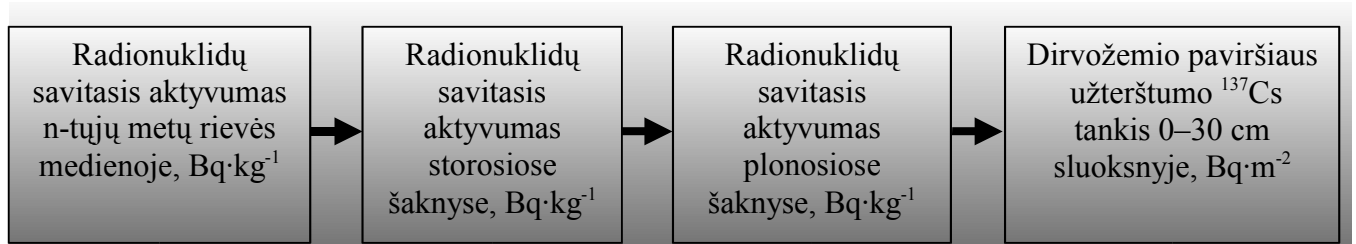
$$B_{\check{S} \rightarrow R}^{2000} = \frac{Q_R^{2000}}{Q_{\check{S}}^{2000}}, \quad (2.3)$$



čia  $B_{\check{s} \rightarrow R}^{2000}$  – radionuklidų pernašos koeficientas (PK) iš storųjų šaknų į 2000 metų rievę;  
 $Q_R^{2000}$  – radionuklidų savitasis aktyvumas 2000 metų medienos rievėje,  $Bq \cdot kg^{-1}$ ;  $Q_{\check{s}}^{2000}$  –  
radionuklidų savitasis aktyvumas storosiose šaknyse 2000 metais,  $Bq \cdot kg^{-1}$ .

Remiantis (2.2–2.4) formulių duomenimis ir sprendžiant atvirkštinį uždavinį, galima apskaičiuoti radionuklidų aktyvumo tankius 0–30 cm gylio dirvožemio sluoksnyje, skirtingais augalo augimo metais.

Atvirkščias uždavinys sprendžiamas pagal žemiau pateiktą schemą:



**2.8 pav.** Radionuklidų užterštumo tankio įvertinimas,  $Bq \cdot m^{-2}$  n-taisiais metais

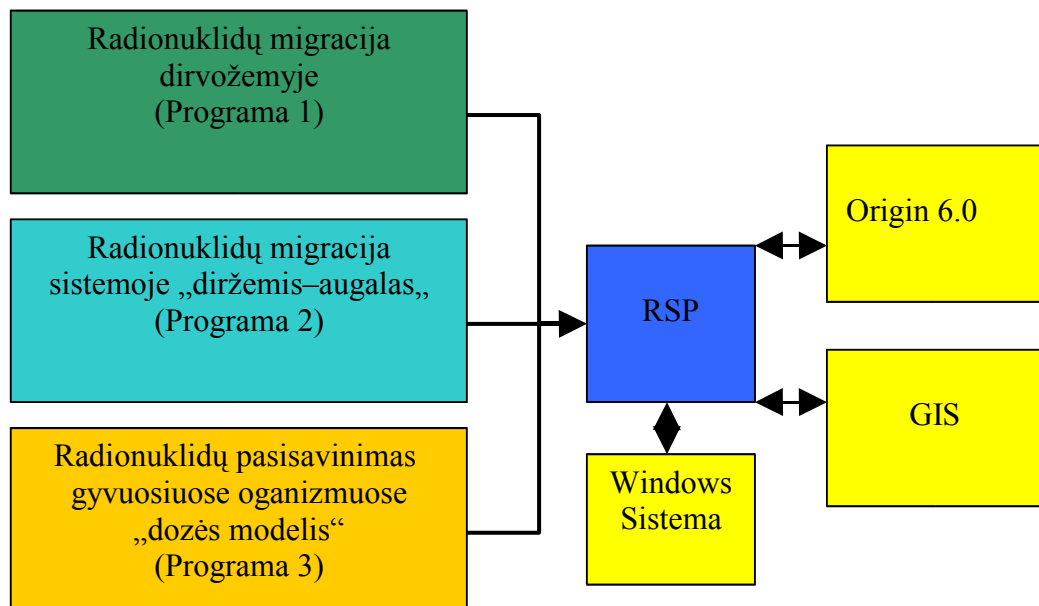
Šis atvirkštinis procesas sistemoje „dirvožemis–medis“ vertinamas pagal (2.5) formulę, kurios pagalba galima nustatyti dirvožemio ilgalaikės užtaršos radionuklidais kaitą ir ją prognozuoti pagal radionuklidų kaitą medžių segmentuose [13A]:

$$Q = \left( \left( \frac{Q_{\check{s}}^N}{Q_R^N} \cdot Q_R^n \right) \cdot e^{\lambda t_n} \cdot \frac{Q_{\check{s}}^N}{Q_{\check{s}}^N} \cdot \frac{Q_{n(0-30)}^N}{Q_{\check{s}}^N} \right), \quad (2.5)$$

čia  $Q$  – užtaršos  $^{137}Cs$  tankis 0–30 cm dirvožemio sluoksnyje,  $Bq \cdot m^{-2}$ ;  $Q_{\check{s}}^N$  – radionuklidų savitasis aktyvumas storosiose šaknyse n metais;  $Q_{\check{s}}^N$  – radionuklidų savitasis aktyvumas plonosiose šaknyse n metais;  $Q_R^N$  – radionuklidų savitasis aktyvumas n–metais medienos rievėje,  $Bq \cdot kg^{-1}$ ;  $Q_{n(0-30)}^N$  – radionuklido aktyvumo tankis n–tais medienos rievė tyrimo ir dirvožemio matavimo metais, (0–5,..25–30 cm) dirvožemio sluoksniuose;  $\lambda$  – radionuklido skilimo konstanta,  $m^{-1}$ ;  $t_n$  – laiko tarpas nuo užtaršos pradžios iki n – tųjų metų, m.

## 2.6. Radionuklidų apykaitos sistemoje „dirvožemis–medis“ RSP modelis

RSP (Radiocological software package) programa skirta aplinkosaugos procesams modeliuoti. Ji buvo sukurta iškritoms po Černobylio AE katastrofos modeliuoti, nustatant radionuklidų migraciją dirvožemyje pagal vertikalųjį profilį, o taip pat šiuo kompiuteriniu paketu galima modeliuoti radionuklidų patekimą į augalus, praėjus tam tikram laikui (mėnesiui ar metams). Programa sukurta Italijos aplinkos apsaugos agentūros (APAT) ir San Luiso universiteto (UNSL) specialistų.



2.9 pav. RSP modelio struktūra

Kompiuterinis modelis susideda iš trijų pagrindinių modelių (2.9 pav.), kurie, esant reikalui, gali būti patalpinti į kompiuterinės sistemos serverį, kur duomenys sukaupiami ir vėliau gali būti naudojami Geografinėi informacinei sistemai (GIS) kurti. Taip pat yra puiki galimybė duomenis atvaizduoti grafiškai ar tiesiog naudoti, bet kurioje windows sistemoje.

Pirmoji RSP modelio programa skirta radionuklidų migracijai dirvožemyje įvertinti. Ja galima įvertinti radionuklidų migraciją pagal dirvožemio vertikalę, praėjus tam tikram laikotarpiui nuo 0,1 iki 100 metų.

Nustatyta radionuklido migracija pagal dirvožemio vertikalę ir vidutines aktyvumo koncentracijas praėjus tam tikram laikotarpiui po iškritų galima pagal (2.6) formulę:

$$c(z, t) = Q_0 \alpha(t) \exp[-\alpha(t)z] \exp(-\lambda t), \quad (2.6)$$

čia  $c$  – radionuklido tūrinis aktyvumas dirvožemyje,  $\text{Bq}\cdot\text{cm}^{-3}$ ;  $z$  – dirvožemio užtaršos sluoksnis,  $\text{cm}$ ;  $t$  – dienų skaičius po iškritų;  $Q_0$  – iškritų tankis dirvožemyje,  $\text{Bq}\cdot\text{cm}^{-2}$ ;  $\lambda$  – radionuklido skilimo konstanta,  $\text{d}^{-1}$ ;  $\alpha$  – alfa–faktorius,  $\text{cm}^{-1}$ .

Atsitiktinis alfa–faktorius ( $\alpha^{-1}$ ) nustatomas iš  $L$ –faktoriaus ( $\text{cm}$ ) pagal formulę:

$$L(t) = L_{\infty} [1 - \exp(-k_R t)], \quad (2.7)$$

čia:  $L_{\infty}$  – migracijos pusiausvyros faktorius,  $\text{cm}$ ;  $k_R$  – vertikaliosios migracijos dirvožemyje koeficientas,  $\text{d}^{-1}$ .

Skaičiuojant radionuklido vertikalųjį pasiskirstymą dirvožemyje, reikia į programą įvesti sekančius duomenis:

- dirvožemio sluoksnio numerį, kuriame modeliuojamas radionuklido užtaršos tankis;
- sluoksnio storį,  $\text{cm}$ ;
- dirvožemio tankį,  $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$  kiekviename modeliuojamame dirvožemio sluoksnyje;
- modeliuojamo periodo laikotarpį (0,1 – 100 metų);
- dirvožemio relaksacijos sluoksnį, kuriame radionuklidas gali migruoti,  $\text{cm}$ ;
- radionuklido fiksacijos koeficientą,  $\text{m}^{-1}$ ;
- išorinę vienkartinę užtaršą,  $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ ;
- dirvožemio užtaršos gylį, 0,1  $\text{mm}$ ;
- radionuklido skilimo konstantą,  $\text{m}^{-1}$ .

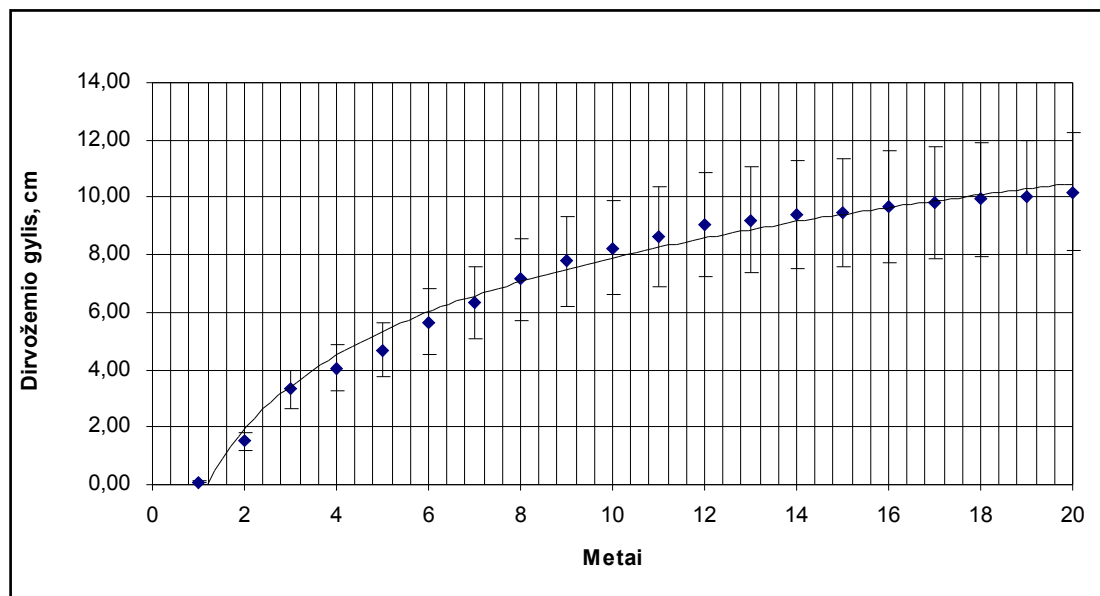
Antrojo modelio pagalba skaičiuojami radionuklido kiekiai, pernešami iš dirvožemio 0–10 ir 10–20  $\text{cm}$  sluoksnių į augalus. Šiame modelyje iškritų tankiai nurodomi atskiruose dirvožemio gyliuose. Taip pat šis modelis remiasi pernašos koeficientu, kuris yra laikomas modelio pagrindu ir jis įvestas į programą ją kuriant. Mūsų modelio atveju pernašos koeficientas yra nustatomas eksperimentiškai. Taip pat modelyje įvedami dirvožemio savybes apibūdinantys duomenys: dirvožemio tipas, pvz., smėlis, priemolis, molis, durpės; dirvožemio rūgštingumas,  $\text{pH}$ ; skirtingi vegetacinių augalų tipai (vaisiai, sumedėję augalai, lapiniai augalai); pernašos laikas,  $t$ ; dirvožemio

derlingumas pagal (N, P, K) t.y.: derlingas (didelį humuso kiekį turintis), nederlingas (ne daug turintis humuso), labai nederlingas (kai humuso kiekis mažesnis nei 1%).

Trečiasis modelis “dozės modelis” vertina kokią radionuklido spinduliuotos apšvitos dozę gauna gyvasis organizmas. Pagrindiniai faktoriai, kurie įvertinti modelyje tai radionuklido kiekis ore ir radionuklido tūrinis aktyvumas dirvožemio 0–50 cm sluoksnyje, nuo kurio praktiškai ir priklauso organizmo absorbuojama dozė. Šis modelis, skirtingai nei kiti modeliai, įvertina tik dozės kiekį gautą iš išorės ir neįvertina dozės dalies kuri organizmas pasisavina per maistą.

Radioaktyviosios medžiagos, patekusios ant žemės, migruoja joje tiek horizontaliai, tiek vertikalčiai, be to, pereina į augalus. Horizontalų radionuklidų judėjimą skatina lietaus vandenys taip pat molingų dalelių dirvoje kiekis. Vertikalią radionuklidų migraciją sąlygoja ir dirvožemio savybės.

$^{137}\text{Cs}$  migracija pagal dirvožemio vertikalią 20 metų bėgyje, naudojantis RSP programa, vaizduojama 2.10 pav.



2.10 pav.  $^{137}\text{Cs}$  migracija priesmėlio dirvožemyje 1–20 metais

Kaip matyti iš 2.10 pav. duomenų,  $^{137}\text{Cs}$  lėtai migruoja priesmėlio dirvoje ir per 20 metų išiskverbia iki 10 cm gylio.  $^{137}\text{Cs}$  migracija dirvožemyje priklausomybė nuo laiko nėra tiesinė – per pirmuosius 6–7 metus migruoja sparčiau nei vėlesniais metais.

## 2.7. Išvados

1. Dirvožemio ir medienos bandiniai buvo paimti labiausiai užterštuose  $^{137}\text{Cs}$  plotuose (dėmėse): pietų ir vakarų regionuose.
2. Dirvožemio bandinių paėmimas suskirstytas į 3 augalo polajines zonas, o medienos – į tris sritis pagal kamieno aukštį.
3. Įsisavinta medžių segmentų (šaknų, spyglių, lapų, kamieno) bandinių paėmimo, jų paruošimo radiometriniams tyrimams ir tyrimo metodika.
4. Sukurta medienos rievių atskyrimo priemonė – modifikuoti “kaltai–skeltuvai”, kuriais galima tiksliau atskirti metines rieves nei įprastais kaltais.
5. Pritaikytas ir įsisavintas radionuklidų apykaitos sistemoje „dirvožemis–medis“ kompiuterinis RSP modelis.
6. Patobulintas ir įsavintas bandinių deginimo įrenginys, sumontuojant dūmų nutraukėją ir termoporinį temperatūrų matuoklį.
7. Pagal radionuklidų pernašos iš dirvožemio į šaknis ir metines rieves koeficientus, sukurtas anksčiau buvusios radioaktyviosios dirvožemio užtaršos įvertinimo modelis.

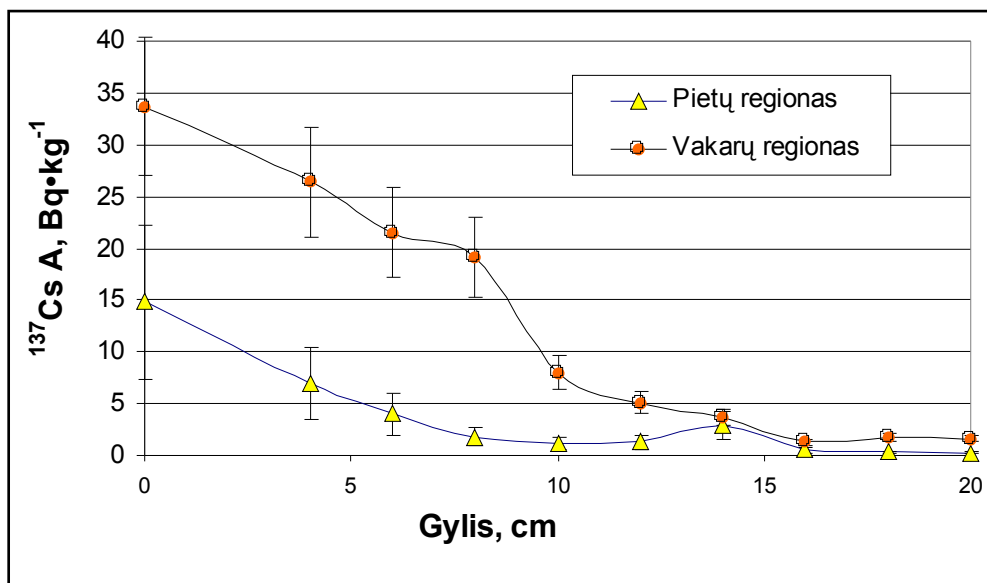
### 3. DARBO REZULTATAI IR JŲ ANALIZĖ

#### 3.1. Radionuklidų savitojo aktyvumo pasiskirstymo dirvožemyje ir medyje tyrimai

##### 3.1.1. Radionuklidų pasiskirstymas dirvožemyje po medžių laja

Atviroje vietovėje bandiniai imami 0–25 cm gylyje nariamame dirvožemyje, pievoje ar pamiškėje, ne arčiau nei 50 metrų nuo medžių ar krūmų ir kuo toliau nuo kelių (ne arčiau nei 100 m.). Taip pat siekiama, kad paviršius toje vietoje būtų horizontalus, o dirvos struktūra nepažeista.

Pagal 2000–2003 m. tyrimų duomenis tokiose vietose ilgalaikė  $^{137}\text{Cs}$  vertikali migracija dirvožemyje pietų regione ir vakarų “dėmių” regionuose parodyta 3.1 pav.



3.1 pav.  $^{137}\text{Cs}$  savitojo aktyvumo dirvožemyje pasiskirstymas pagal dirvožemio gylį pietų ir vakarų dėmėje

Siekiant įvertinti kaip kinta radionuklidų migracija dirvožemyje atviroje vietovėje, buvo nustatyta migracijos eksponentinė eiga ir jos koeficientas ( $\alpha$ ) (3.2 pav.). Koeficientas  $\alpha$  naudojamas savitojo aktyvumo dirvožemyje nustatymui:

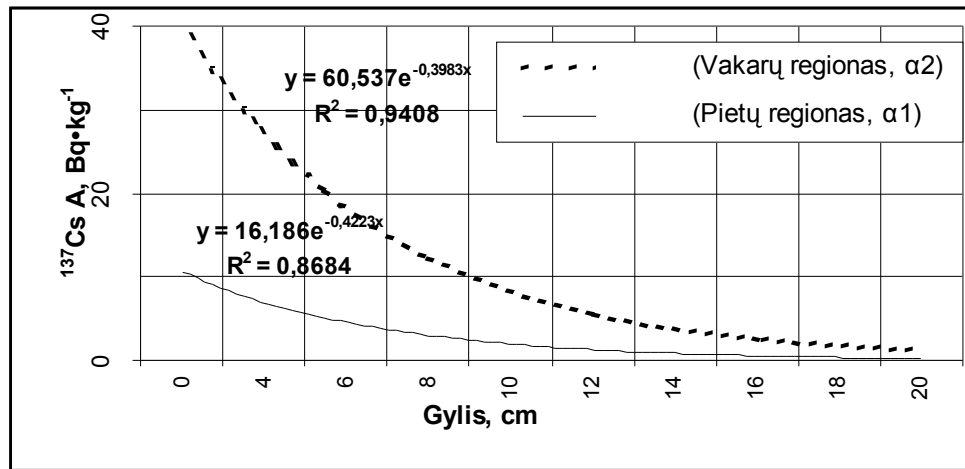
$$A_m = A_0 \cdot e^{-\alpha x} \quad (3.1)$$

čia  $A_m$  – radionuklidų savitasis aktyvumas dirvožemio  $x$  gylyje,  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ;  $A_0$  – radionuklidų savitasis aktyvumas dirvožemio paviršiuje,  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ;  $\alpha$  – eksponentinio pasiskirstymo koeficientas.

Nustatyta, kad vietovėje, esančioje toliau nuo medžių lajos,  $^{137}\text{Cs}$  migracijos dirvožemyje eksponentės koeficientas  $\alpha$  yra: Pietų regione – 0,4228, vakarų regione – 0,3983 migracijos spartą lemia dirvožemio sudėtis. Pietų regione, kur vyrauja priemėliai,

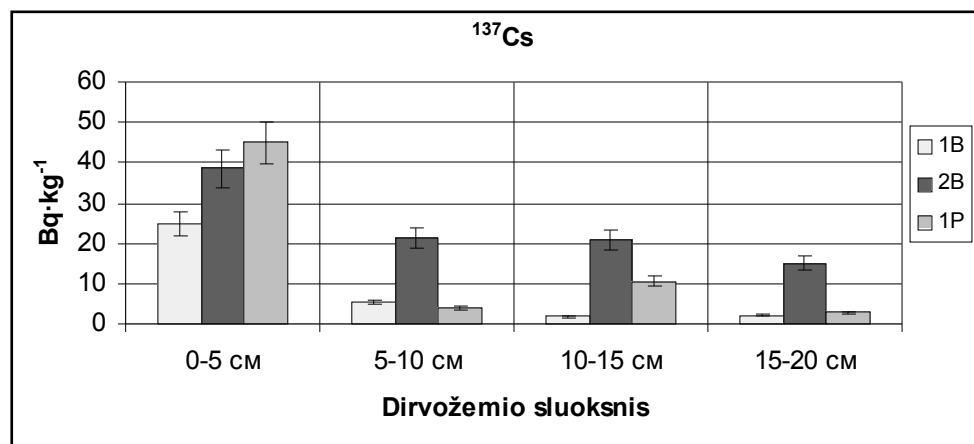
molio dalelių, smulkesnių nei 0,002 mm, sudaro 2,39 %, o vakarų regione priemoliuose molio dalelių <0,002 mm, nustatyta – 4,21 %. Smulkaus smėlio dalelių (0,10–0,05) mm vakarinėje užtaršos zonoje nustatyta 57,8 procentais mažiau nei pietinėje (3.1 lentelė).

Vertinant 3.3 pav. duomenis, matyti, kad didžiausias  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas nustatytas paviršiniame dirvožemio sluoksnyje 0–5 cm gylyje: pušies (1P) zonoje siekė  $44,9 \pm 8,0 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  arba 72,1% viso kiekio, esančio 0–5 cm gylio sluoksnyje, beržo (1B) zonoje –  $24,8 \pm 2,8 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  (72,7%), beržo (2B) –  $38,5 \pm 5 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  (40,1%). Šitai byloja apie lėtą radionuklidų migraciją paviršiniame priesmėlio 0–5 cm dirvožemio sluoksnyje [1 A, 2A–5A].



**3.2 pav.**  $^{137}\text{Cs}$  savitojo aktyvumo dirvožemyje (atviroje vietovėje) eksponentinio pasiskirstymo koeficientas:  $\alpha_1$  – pietų regione;  $\alpha_2$  – vakarų regione

$^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas 5–10 cm gylyje pušies augimvietėje priesmėlyje sudarė  $(4,0 \pm 0,4) \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  (6,4%), o beržo, kurio augimvietė buvo šalia tiriamosios pušies, –  $5,4 \pm 0,6 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  (15,8%), 2B augimvietėje –  $21,4 \pm 2,6 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  (22,3%).



**3.3 pav.**  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas įvairiuose dirvožemio gyliuose, A,  $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ : 1B – po 1B beržu; 2B – po 2B beržu; 1P – po 1P pušimi

10–15 cm dirvožemio gylyje,  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas siekė: 1P pušies augimvietėje –  $(10,6 \pm 2,6) \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  (17,0%), 1B beržo augimvietėje –  $1,8 \pm 0,2 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  (5,3%), 2B beržo –  $20,9 \pm 2,5 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  (21,8%).  $^{137}\text{Cs}$  savitojo aktyvumo padidėjimas 10–15 cm dirvožemio gylyje gali būti sąlygotas branduolinio intensyvių ginklo bandymų, kurie truko maždaug nuo 1945 iki 1963 metų, užtarša.  $^{137}\text{Cs}$  per šį laikotarpį galėjo pasiekti didžiausią savitojo aktyvumo vertę 10–15 cm dirvožemio gylyje. Tose vietose iškrenta didesnis kritulių kiekis, ir dirvožemis šioje vietoje velėninis jaurinis glėjinis, pagal gralunometrinę sudėtį lengvas priemolis, kuris turi daugiau molinių dalelių, lyginant su dirvožemiu, paimtu iš pietinės Lietuvos dalies kur vyrauja smėliai (3.1 lentelė).

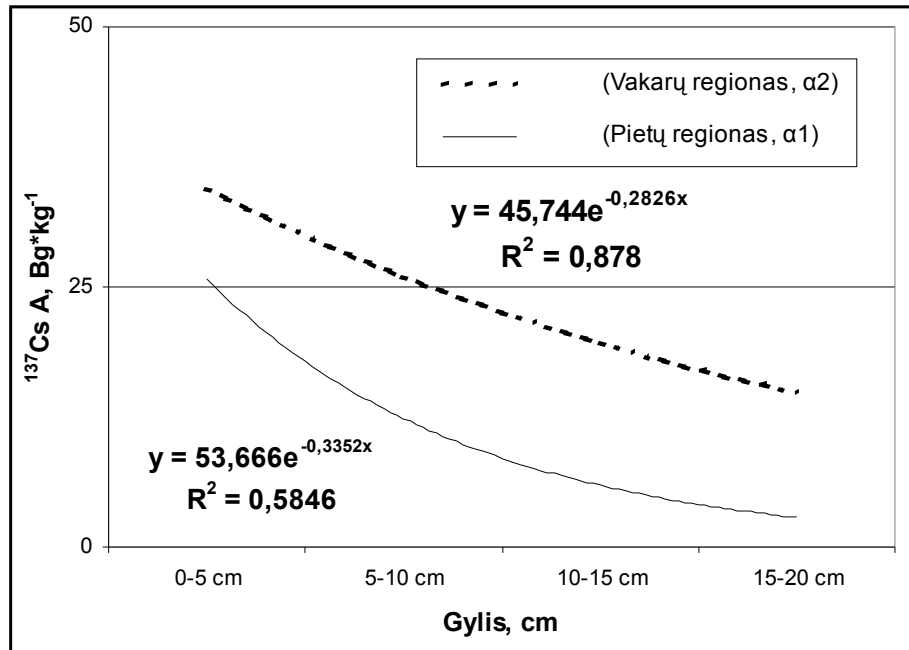
**3.1 lentelė.** Dirvožemio tyrimo duomenys

Bandymų parametrų pavadinimas	Bandymo rezultatai	
	Pietinė užtaršos dėmė	Vakarinė užtaršos dėmė
<b>Sausoje medžiagoje:</b>		
pH	4,0	5,2
Bendras kalis ( K <sub>2</sub> O) %	1,31	1,01
Humusas %	1,21	2,60
Granulimetrinė sudėtis:	0	0
Skeletas 10-7 mm %	0	0,61
Skeletas 7-5 mm %	0	0
Skeletas 5-2 mm %	0	0,15
Skeletas < 2 mm %	0,12	0,21
Smėlis 2,0-1,0 mm %	0,160	0,355
Smėlis 1,0-0,5 mm %	0,348	1,65
Smėlis 0,5-0,25 mm %	10,25	12,33
Smėlis 0,25-0,10 mm %	75,16	74,52
Smėlis 0,10-0,05 mm %	5,01	2,11
<b>Smėlis 2,0-0,05 mm %</b>	<b>90,928</b>	<b>90,965</b>
Dulkės 0,05-0,02 mm %	2,77	2,54
Dulkės 0,02-0,002 mm %	2,09	4,11
<b>Dulkės 0,05-0,002 mm %</b>	<b>4,86</b>	<b>6,65</b>
Molis <0,002 mm %	2,385	4,212

Kaip pastebėta humuso kiekis vakarų užtaršos dėmėje 2.1 karto didesnis nei pietinėje, tai sudaro geresnes sąlygas dirvožemio tirpalui ir su juo ištirpusiems mikroelementams adsorbuotis ir ilgesnį laiką dirvožemiui išlikti drėgnam, taip pat nuo humuso kiekio priklauso ir dirvožemio derlingumas. Dirvožemio rūgštingumas, vakarinėje užtaršos dalyje 23 % didesnis lyginant su pietine užtaršos dėme. Kalio kiekis atvirkščiai didesnis pietinėje užtaršos dėmėje, jis vidutiniškai sudaro 1,3 %, o vakarinėje apie 1,0 %. Sunkesniuose dirvožemiuose yra mažiau išplaunamas kalis, kuris pasižymi konkurencinėmis su  $^{137}\text{Cs}$  savybėmis [2, 5–8 A].



3.4 pav. pateikti duomenys apie  $^{137}\text{Cs}$  migraciją dirvožemyje pagal jo vertikalę po medžių lajomis ir nustatytas eksponentinio pasiskirstymo koeficientas ( $\alpha$ ) 3.4 pav.

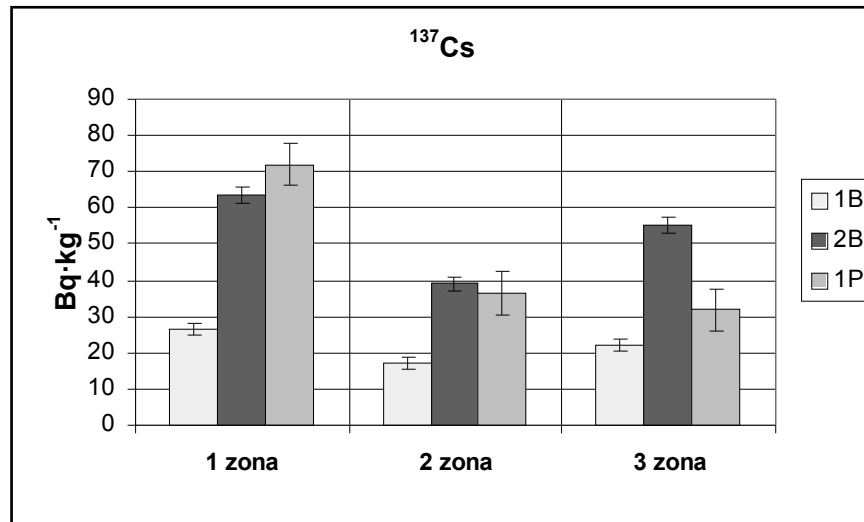


**3.4 pav.**  $^{137}\text{Cs}$  savitojo aktyvumo dirvožemyje (medžio įtakos zonoje) eksponentinio pasiskirstymo koeficientas:  $\alpha_1$  – pietų regione;  $\alpha_2$  – vakarų regione

Pastebėta, kad medžių įtakoje radionuklidų migracija pagal dirvožemio vertikalę pasiekia gilesnius dirvožemio sluoksnius nei atvirose vietovėse.  $^{137}\text{Cs}$  migracijos dirvožemyje eksponentės koeficientas  $\alpha$  yra: Pietų regione – 0,3352, vakarų regione – 0,2826.

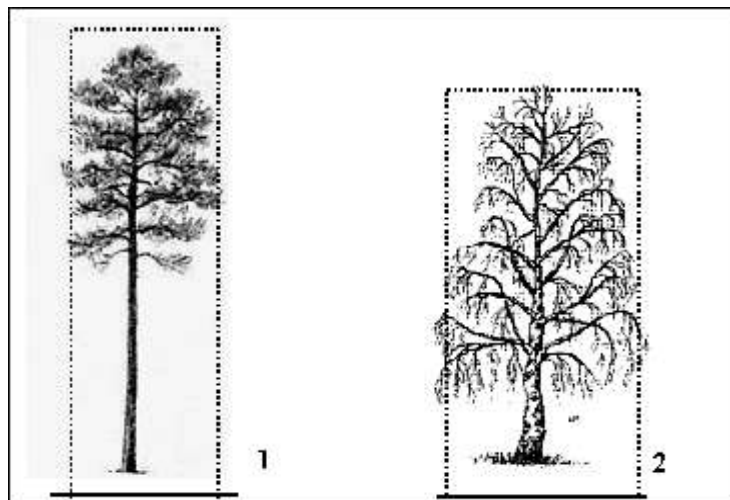
Analizuojant  $^{137}\text{Cs}$  pasiskirstymą paviršiniame dirvožemyje aplink medį (2B) medžio lajos zonoje (3.5 pav.), nustatyta, kad artimiausioje prie kamieno pirmojoje zonoje  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas dirvožemyje buvo didžiausias, jis siekė vidutiniškai ( $63,5 \pm 2,2$ )  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ , antroje zonoje  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas siekė vidutiniškai ( $39,1 \pm 1,9$ )  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ , o trečiojoje zonoje ( $55,2 \pm 1,8$ )  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ .

Vadinasi, kuo arčiau medžio kamieno tuo didesnė medžio laja, kuri yra kūgio formos. Gal būt, šitoki  $^{137}\text{Cs}$  savitojo aktyvumo dirvožemyje pasiskirstymą lėmė beržo kamieniu ir nuo lajos kraštų nutekėjęs lietaus vanduo, kuris nuplovė nuo beržo šakų bei lapų radiocezij [2A,6A, 9A].



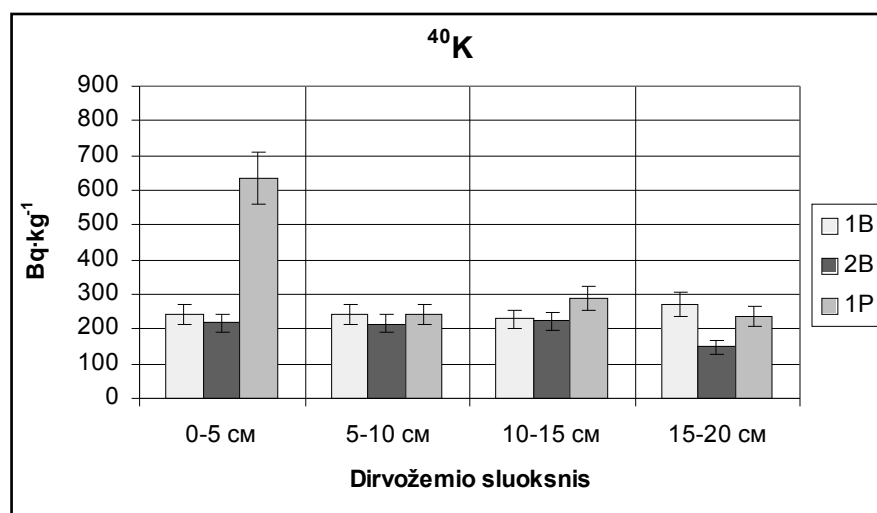
3.5 pav.  $^{137}\text{Cs}$  savitojo aktyvumo kaitos 0–5 cm dirvožemio gylyje po pušies ir beržų lajomis

Trečioje zonoje  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas grunte galėjo padidėti dėl to, kad tai yra kraštinė zona, besiribojanti su medžio lajos pabaiga, o medžio laja yra kūginė ir nuo jos vanduo nuteka, susidaro “stogo efektas” 3.6 pav.



3.6 pav. Pušies ir beržo lajos. 1–pušis (*Pinus sylvestris* L.), 2–beržas (*Betula pendula* L.) lietaus nuo medžio lajos lašėjimo zonos

$^{40}\text{K}$  pasiskirstymas pagal dirvožemio profilį beržų 1B ir 2B augimvietės 0 – 20 cm dirvožemio gylyje kito nežymiai (3.7 pav.), kai tuo tarpu pušies augimvietėje buvo ryškus natūralios kilmės radionuklido  $^{40}\text{K}$  kitimas nuo  $633,0 \pm 76,0 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  0–5 cm gylyje iki  $236,0 \pm 28,0 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  15–20 cm sluoksnyje.

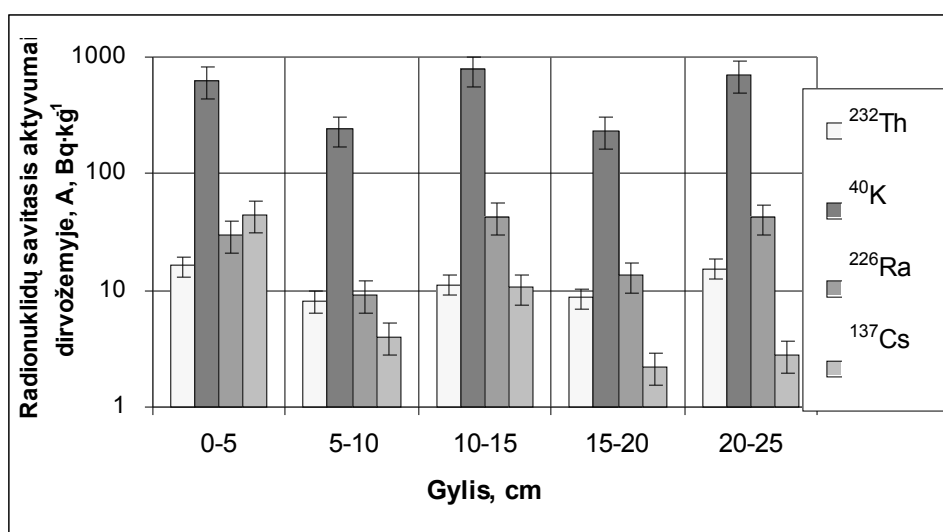


**3.7 pav.**  $^{40}\text{K}$  savitasis aktyvumas įvairiuose grunto gyliuose, A, Bq·kg<sup>-1</sup>: 1B – po 1B beržu; 2B – po 2B beržu; 1P – po 1P pušimi

Ši skirtingą natūralios kilmės radionuklido pokytį, gal būt, galima paaiškinti tuo, kad skirtingų fiziologinių ir morfologinių savybių sumedėję augalai šaknų sistemos pagalba natūralios kilmės radionuklidą  $^{40}\text{K}$  iš skirtingų dirvožemio sluoksnių pasisavina nevienodai.

Analizuojant medžių, augančių pietinėje Lietuvos užtaršos zonoje, 3.5 ir 3.7 pav. duomenis, matyti, kad  $^{137}\text{Cs}$  horizontalaus pasiskirstymo dirvožemyje po beržų lajomis dėsningumai yra panašūs, skiriasi tik  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas dirvožemyje, bet tai yra sąlygoti skirtinga tos vietovės užtarša.

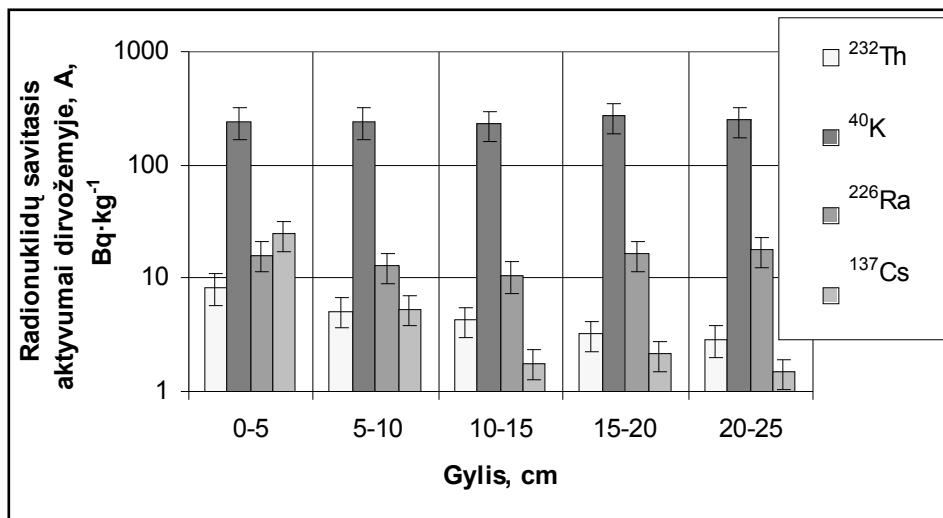
Bendras natūralios ir dirbtinės kilmės radionuklidų pasiskirstymas dirvožemyje, medžių įtakos zonoje pateiktas 3.8–3.9 paveiksluose.



**3.8 pav.** Radionuklidų pasiskirstymas vertikaliame dirvožemio profilyje pietinėje Lietuvos užtaršos zonoje po pušies laja, Bq·kg<sup>-1</sup>

Vertinant natūralios ir dirbtinės kilmės radionuklidų kiekius pastebima, kad didžiausi kiekiai natūralios kilmės radionuklidų yra  $^{40}\text{K}$  kurio kiekis nežymiai skiriasi pagal 0–30 cm. dirvožemio gylį ir vidutiniškai svyruoja nuo 130 iki 750  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Kiek didesne kaita pastebimi  $^{226}\text{Ra}$  kurio kiekis vidutiniškai svyruoja nuo 79 iki 6  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Kitų  $^{232}\text{Th}$  kiekiai kinta vidutiniškai 8–5  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  ribose.

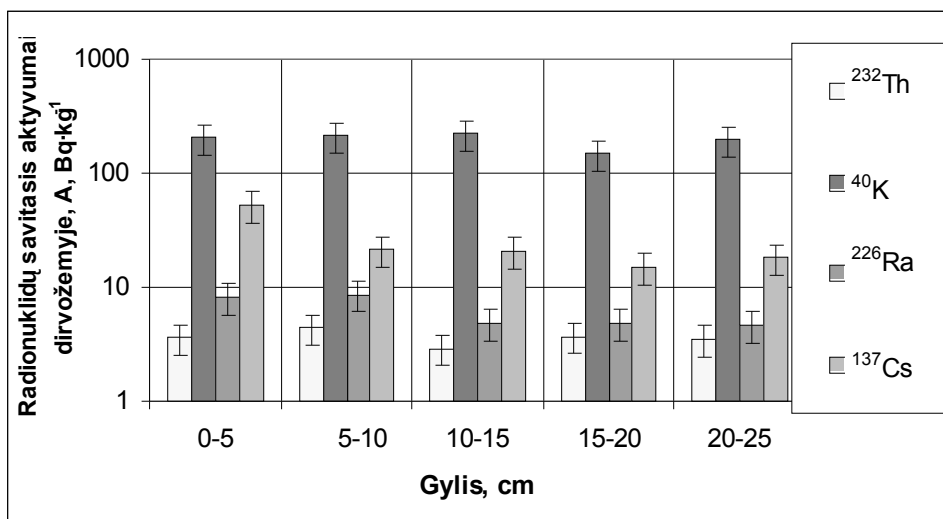
Dirbtinės kilmės radionuklidas  $^{137}\text{Cs}$  yra pasiskirstęs skirtingai nei natūralios kilmės radionuklidai, ypačingai tai pastebima 0–5 ir 10–15 cm dirvožemio sluoksniuose, kuriuose nustatytos savitojo aktyvumo didesnės vertės.



3.9 pav. Radionuklidų pasiskirstymas vertikaliame dirvožemio profilyje pietinėje Lietuvos užtaršos zonoje po beržo laja,  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$

Beržo, augančio pietinėje Lietuvos užtaršos zonoje, panašiai kaip ir pušies, augančios tame regione, polajinėje zonoje pastebimi dirbtinės kilmės radionuklido  $^{137}\text{Cs}$  padidėjimai, viršutiniame dirvožemio sluoksnyje ir 5–15 cm gylyje. Beržo įtakos zonoje nėra ryškiai pastebima užtarša branduolinės pramonės periodais.

Kaip pastebėta tiek vakarinėje užtaršos dėmėje, tiek pietinėje, natūralios kilmės radionuklidų pasiskirstymas medžių įtakos zonose, pagal dirvožemio vertikalę, skiriasi nežymiai. Natūralios kilmės radionuklidai yra dirvožemio sudėtinė dalis ir jų savitasis aktyvumas kinta priklausomai nuo dirvožemio sudėties.  $^{214}\text{Bi}$  ir  $^{214}\text{Pb}$  yra pusiausvyriniai  $^{226}\text{Ra}$  izotopai, o  $^{227}\text{Ac}$  ir  $^{208}\text{Tl}$  –  $^{232}\text{Th}$  pusiausvyriniai izotopai. Tokiu būdu 3.10 pav. nagrinėti  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$ , ir  $^{137}\text{Cs}$  savitieji aktyvumai ir jų kaita.  $^{226}\text{Ra}$  savitasis aktyvumas apskaičiuotas iš  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{214}\text{Pb}$  ir  $^{214}\text{Bi}$  savitųjų aktyvumų vidurkio, o  $^{232}\text{Th}$  – iš  $^{227}\text{Ac}$  ir  $^{208}\text{Tl}$  savitųjų aktyvumų vidurkio.



**3.10 pav.** Vertikalusis radionuklidų pasiskirstymas beržo augimvietės dirvožemyje vakarinėje užtaršos zonoje, Klaipėdos rajone, Bq·kg<sup>-1</sup>

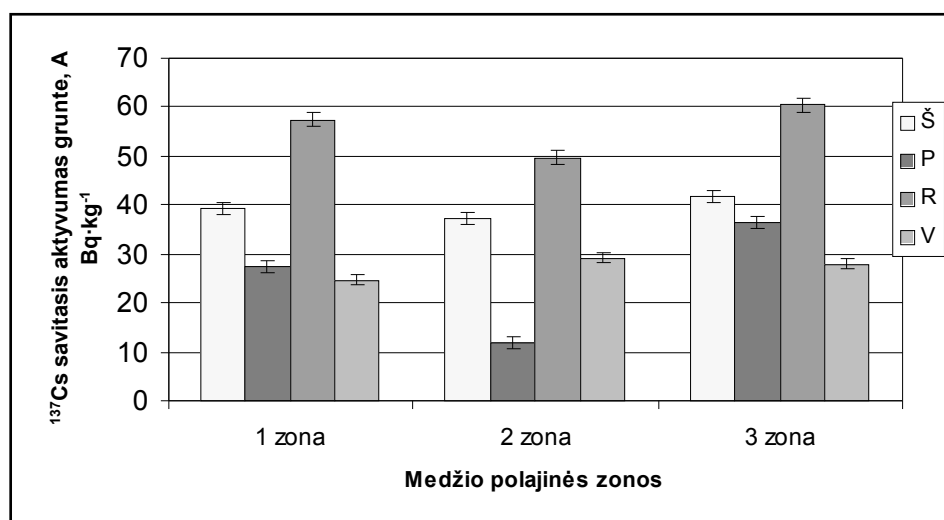
Vakarų regione <sup>226</sup>Ra savitasis aktyvumas dirvožemyje kinta nuo 5,7 Bq·kg<sup>-1</sup> iki 9,2 Bq·kg<sup>-1</sup>. Pietų regione po pušimi nuo 9,8 Bq·kg<sup>-1</sup> iki 76 Bq·kg<sup>-1</sup>, o beržo įtakos zonoje nuo 11,2 Bq·kg<sup>-1</sup> iki 28,9 Bq·kg<sup>-1</sup>.

Pietų regione <sup>232</sup>Th savitasis aktyvumas dirvožemyje po beržo laja kinta nuo 5.2 Bq·kg<sup>-1</sup> iki 9,4 Bq·kg<sup>-1</sup>, o pušies polajinėje zonoje nuo 9,4 iki 22,6 Bq·kg<sup>-1</sup>. Vakarų regione nuo 4 iki 5,6 Bq·kg<sup>-1</sup>.

Natūralios kilmės <sup>226</sup>Ra savitųjų aktyvumų išsidėstę netolygiai beržų 1B ir 2B atveju aktyvumų sumažėjimas pastebimas 15 cm dirvožemio gylyje, o pušies įtakos zonoje 5–10 ir 15–20 cm gylyje. Tai gali lemti medžių skirtingas elementų pasisavinimas iš skirtingų gylių [12–13A].

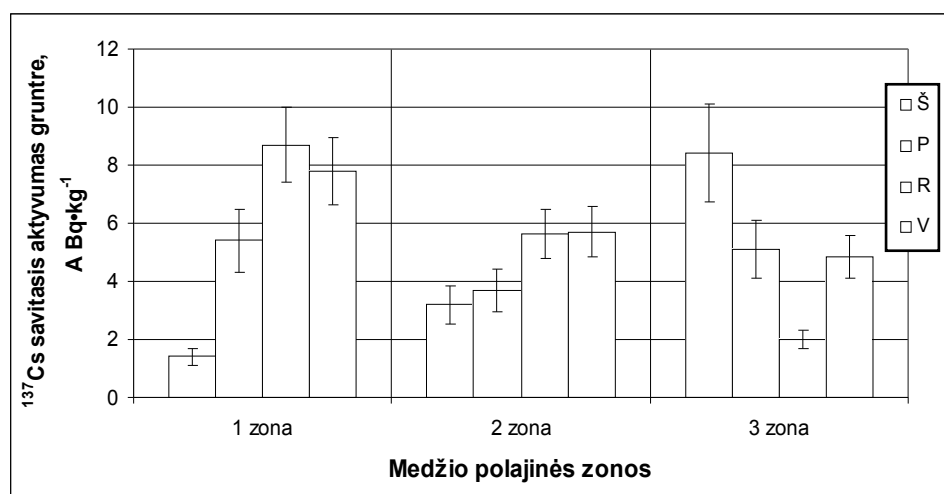
Dirbtinės kilmės radionuklidas <sup>137</sup>Cs pasiskirstę kiek skirtingai tai galima būtų vertinti skirtinga dirvožemio užtarša jos struktūra bei meteorologinių sąlygų skirtumu.

Vertinant taršą lajos įtakos zonoje pagal pasaulio kryptis 3.11 pav. gauta, kad didžiausias <sup>137</sup>Cs savitasis aktyvumas dirvožemyje yra Rytų pusėje visose trijose zonose, tai gali būti įtakota meteorologinių sąlygų ar skirtingų dirvožemių tipų. Pajūrio zonoje vyrauja Vakarų Šiaurės Vakarų vėjai 2.1 pav. Pučiant vėjui radioaktyviosios dalelės iš oro ir su krituliais per medžio lają patenka į rytinę po laja esančio dirvožemio dalį.



**3.11 pav.** <sup>137</sup>Cs savitojo aktyvumo kaita 0–5 cm dirvožemio gylyje pagal pasaulio šalis po beržo, augusio pietinėje užtaršos dalyje, laja, Bq·kg<sup>-1</sup>: Š–Šiaurė; P–Pietūs; R–Rytai; V–Vakarai

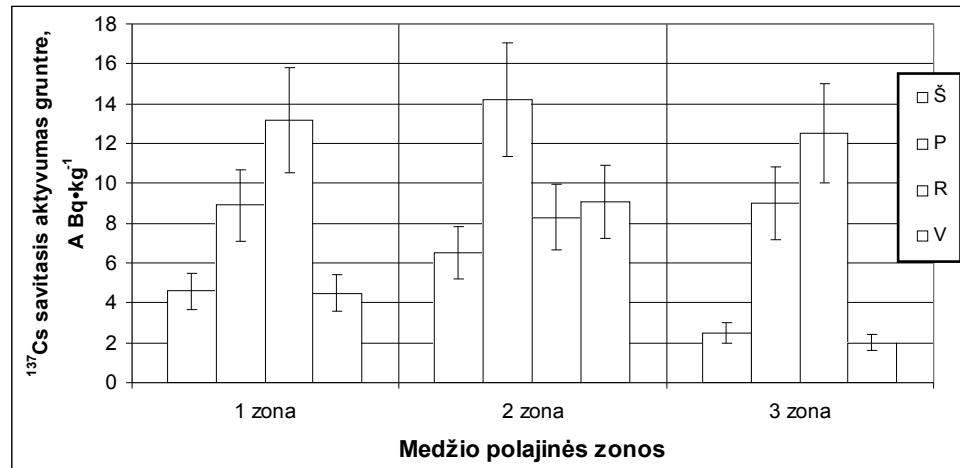
Pagal 3.12 pav. duomenis matyti, kad vidurinėje Lietuvos dalyje didžiausias <sup>137</sup>Cs savitasis aktyvumas dirvožemyje yra rytinėje medžio pusėje 1 zonoje ir šiaurinėje 3 zonoje [6A].



**3.12 pav.** <sup>137</sup>Cs savitojo aktyvumo pasiskirstymas 0–5 cm dirvožemio sluoksnyje pagal pasaulio šalis po beržo, augusio centrinėje Lietuvos dalyje (Gaižūnai), laja, Bq·kg<sup>-1</sup>: Š–Šiaurė; P–Pietūs; R–Rytai; V–Vakarai

Vertinat bendrą radionuklidų susikaupimą polajinėje zonoje nustatytas, kad jis yra didžiausias 1 zonoje, kuri arčiausiai medžio kamieno.

Po pušimis <sup>137</sup>Cs pasiskirstymas kiek skirtingas nei po beržais (3.13 pav.).



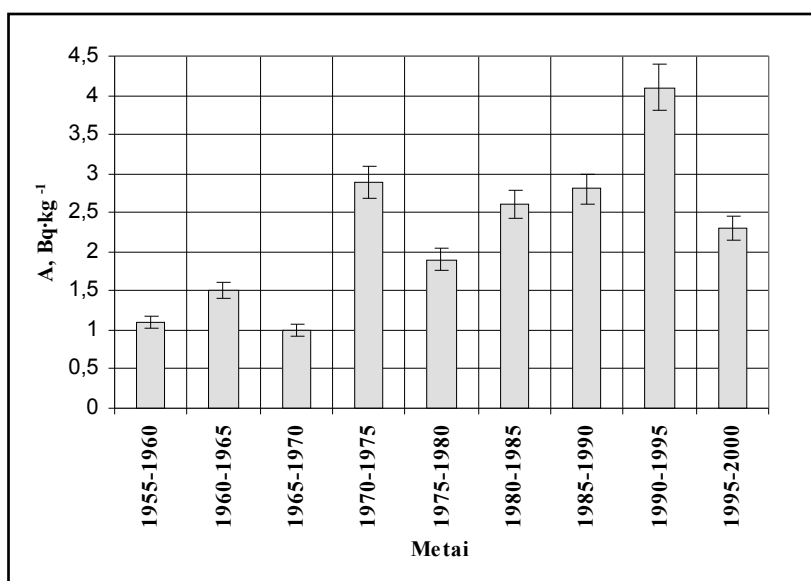
**3.13 pav.**  $^{137}\text{Cs}$  savitojo aktyvumo pasiskirstymas 0–5 cm dirvožemio sluoksnyje pagal pasaulio šalis po pušies, augusios vakarinėje Lietuvos užtaršos dalyje (Kairiai), laja,  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ : Š–Šiaurė; P–Pietūs; R–Rytai; V–Vakarai

Didžiausi radionuklido kiekiai fiksuojami ties vidurine lajos dalimi. Šitokią skirtingą radionuklido migraciją galima būtų paaiškinti skirtingomis augalų lajos formomis ir jų tankiu. Be to, pastebima, kad 1 ir 3 zonose  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas dirvožemyje didesnis rytų pusėje, o 2 zonoje – pietų pusėje. Reiškia, vyksta nuotėkio persiskirstymas lapijoje.

### 3.1.2. Radionuklidų kaupimasis metinėse sumedėjusio augalo rievėse

Kaip matyti iš 3.14 pav. duomenų,  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas augančiosios pušies medienoje 1955–2000 m. laikotarpyje didėjo nuo  $1,0\pm 0,3 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  iki  $4,1\pm 0,6 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  [2A, 3A, 8A]. Analogišką vidutinių  $^{137}\text{Cs}$  savitojo aktyvumo verčių pušyje didėjimą nurodo ir kai kurių kitų šalių tyrėjai. Tačiau lyginti galima tiksliai bendrąsias užtaršos  $^{137}\text{Cs}$  tendencijas, nes trumpalaikiai ir detalūs pokyčiai, kaip minėta, priklauso nuo daugelio vietinių faktorių.

Pagal 3.14 pav. duomenis ryškėja dviejų tipų  $^{137}\text{Cs}$  savitųjų aktyvumų padidėjimo pušies medienoje tendencija. Pastebimi  $^{137}\text{Cs}$  savitojo aktyvumo padidėjimai augančios pušies medienoje, gal būt, atsirado dėl šio radionuklido perėjimo į medieną iš spyglių ir žievės 1960–1965 m. ir 1985–1990 m., kurie minimais laikotarpiais buvo žymiai užteršti po branduolinio ginklo bandymų ir Černobylio AE katastrofos.



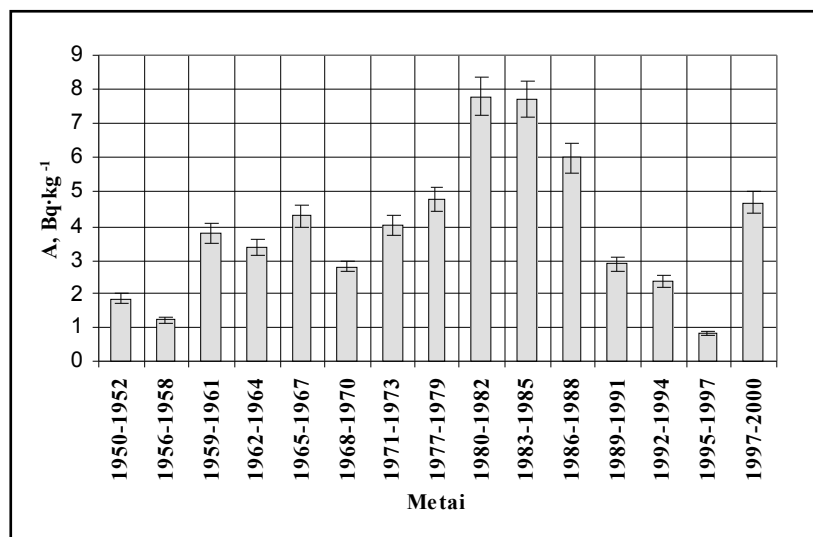
**3.14 pav.**  $^{137}\text{Cs}$  savitojo aktyvumo pušies 1P medienoje kaita pagal metus

Po tam tikro laikotarpio, nuplautasis nuo žievės bei spyglių ir tiesiogiai patekęs iš oro ant žemės paviršiaus  $^{137}\text{Cs}$ , prasiskverbė gilyn į gruntą ir pasiekė medžio šaknis (1970–1985 bei 1990–1995 m.). Tuomet su vandenyje ištirpusiomis maistinėmis medžiagomis buvo išsiurbiamas į augalą ir sudarė žymų savitojo aktyvumo jame padidėjimą. Remiantis [5A, 6A] darbo duomenimis tikėtina, kad per 10 metų  $^{137}\text{Cs}$  priemolio grunte gali pasislinkti iki 5 cm ir siekti pušies šaknis, kurių didesnis kiekis prasideda apie 5 cm gylyje nuo žemės paviršiaus.

$^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas beržo medienoje (1B) 1950–2000 m. laikotarpiu didėjo nuo  $1,8 \pm 0,1 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  iki  $7,8 \pm 0,6 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  (3.15 pav.). Ryškėja trys  $^{137}\text{Cs}$  savitojo aktyvumo didėjimo 1950–2000m. periodai. Pirmuosius du kaip ir pušies medienoje, galėjo įtakoti branduolinio ginklo bandymai ir Černobylio avarijos pasekmės, o trečiąjį, 1997–2000 m. laikotarpyje, – klimatinės sąlygos bei nuplautasis nuo žievės bei lapų ir tiesiogiai patekęs iš oro ant žemės paviršiaus  $^{137}\text{Cs}$ , kuris po eilės metų prasiskverbė gilyn į gruntą ir pasiekė medžio šaknis.

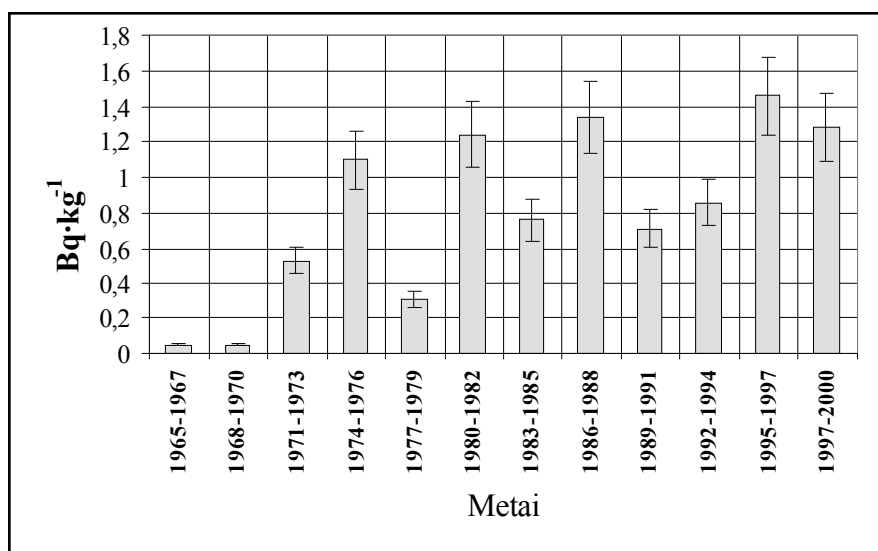
Pagal 3.16 pav. pateiktus 1965–2000 m. laikotarpio duomenis, beržo 2B medienoje matomi keli  $^{137}\text{Cs}$  didėjimo periodai. Pirmuosius tris 1974–1976 m. 1980–1982 m. ir 1986–1988 m. kaip ir pušies medienoje galėjo įtakoti tiesioginės branduolinio ginklo bandymų bei Černobylio avarijos pasekmės, o 1995–1997 m. padidėjimas sietinas su  $^{137}\text{Cs}$  patekimu į medieną per medžių šaknis. Be to, kaip manoma,  $^{137}\text{Cs}$  kaitą medienoje galėjo lemti klimatinės sąlygos, kurios buvo labai skirtingos tuo laikotarpiu.





**3.15 pav.** <sup>137</sup>Cs savitojo aktyvumo kaita beržo 1B medienoje pagal metus

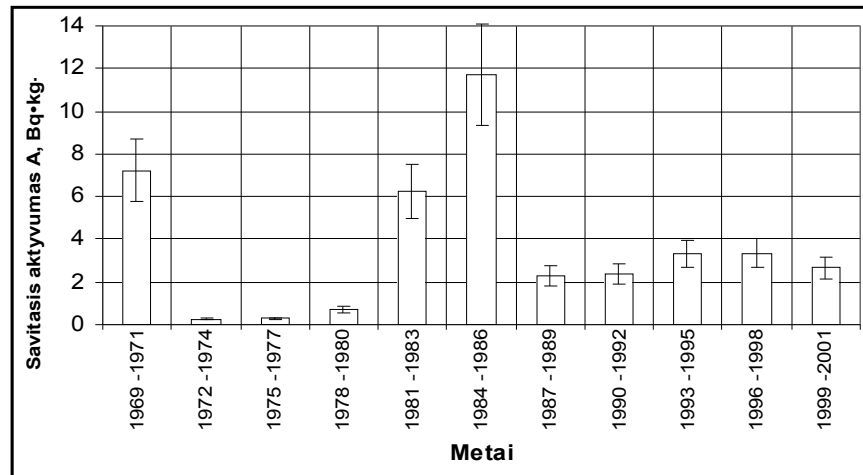
Beržo, augančio pajūryje, priemolio dirvožemyje <sup>137</sup>Cs savitasis aktyvumas medienoje žymiai mažesnis negu pietinėje Lietuvos dalyje. Pietinėje Lietuvos užtaršos zonoje dirvožemis silpnai nujaurėjęs pagal gralunometrinę sudėtį priemolis, vidutinis rūgštingumas 5,5 vidutinė metinė temperatūra 6,0°C. Vyraujantis vėjas – pietvakarių, vidutinis jo greitis 4,2 m·s<sup>-1</sup>. Vidutinis metinis kritulių kiekis 419 mm. Tuo tarpu vakarinėje radionuklidais užtaršos zonoje dirvožemis velėninis jaurinis glėjinis pagal gralunometrinę sudėtį lengvas priemolis, vidutinė metinė temperatūra šiame regione 7,4 °C. Vyraujantis vėjas vakarų, vidutinis jo greitis 5,5 m·s<sup>-1</sup>. Vidutinis metinis kritulių kiekis čia sudaro 435 mm.



**3.16 pav.** <sup>137</sup>Cs savitojo aktyvumo kaita beržo 2B medienoje pagal metus

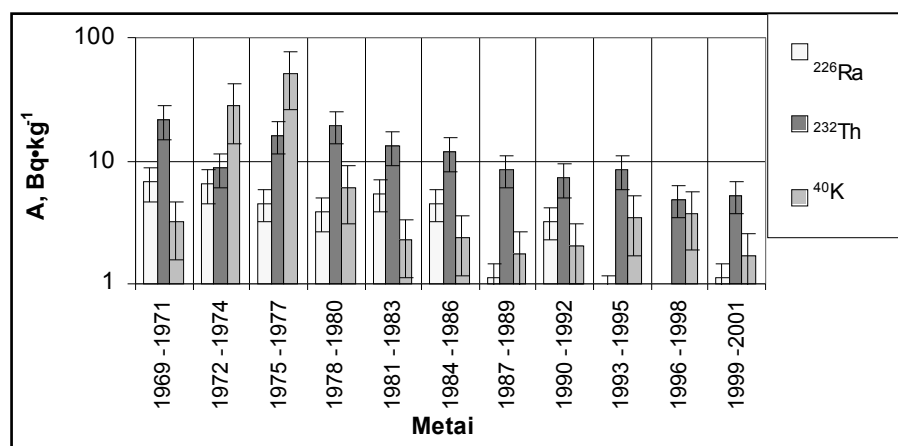
Vanduo augale, o su juo kartu ir ištirpę radionuklidai, juda priklausomai nuo augalo transpiracijos intensyvumo. Transpiraciją be saulės energijos skatina ir vėjas, kuris sąlygoja

vandens garų išsisklaidymą atmosferoje. Kadangi įvairūs meteorologiniai veiksniai glaudžiai koreliuoja su saulės radiacija tai ir transpiracija miške koreliuoja su daugeliu meteorologinių veiksnių: vidutine ir maksimalia oro temperatūra, saulės švytėjimo trukme, oro drėgmės deficitu, dirvos temperatūra ir kt. Kaip  $^{137}\text{Cs}$  pasiskirstęs Kairių augančioje pušyje vaizduojama 3.17 pav. Kairiuose augančiose pušyse labai gerai pastebimi jau anksčiau minėti 2 užtaršos periodai, kurie nustatyti augalo 1969–1971 ir 1984–1986 metinėse rievėse.



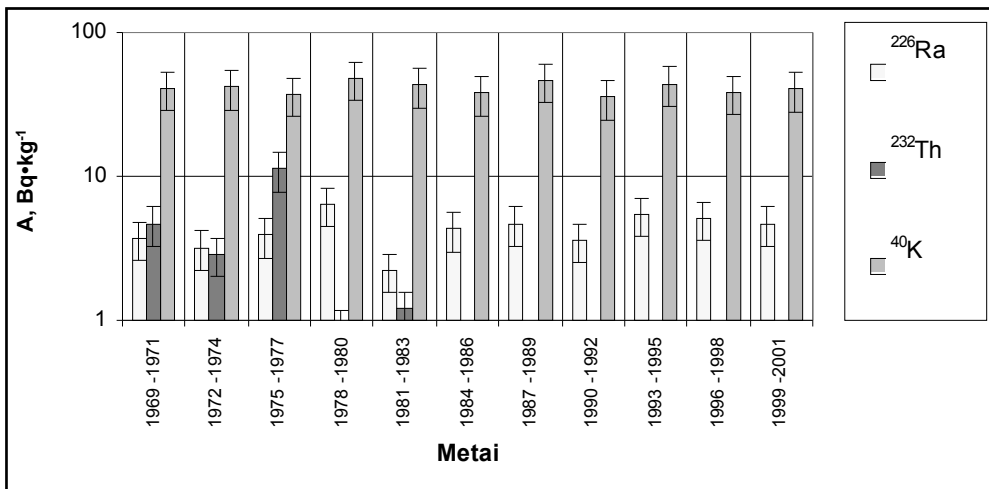
**3.17 pav.**  $^{137}\text{Cs}$  savitojo aktyvumo kaita pušies, augusios vakarinėje užtaršos zonoje (Kairiai), medienoje pagal metus

Vertinant natūralios kilmės radionuklidų  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  ir  $^{40}\text{K}$  pasiskirstymą rievėse nustatyta, kad pušies, augančios vakarinėje užtaršos zonoje netoli Kairių gauta, kad  $^{40}\text{K}$  pasiskirstęs netolygiai, su pastebima konkurencija, lyginant su dirbtinės kilmės radionuklidu  $^{137}\text{Cs}$  (3.18 pav.). Pastebėta, kad  $^{226}\text{Ra}$  ir  $^{232}\text{Th}$  kiekis augale, jam senstant, mažėja.



**3.18 pav.**  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$  savitojo aktyvumo kaita pušies, augančios vakarinėje užtaršos zonoje (Kairiai), medienoje pagal metus

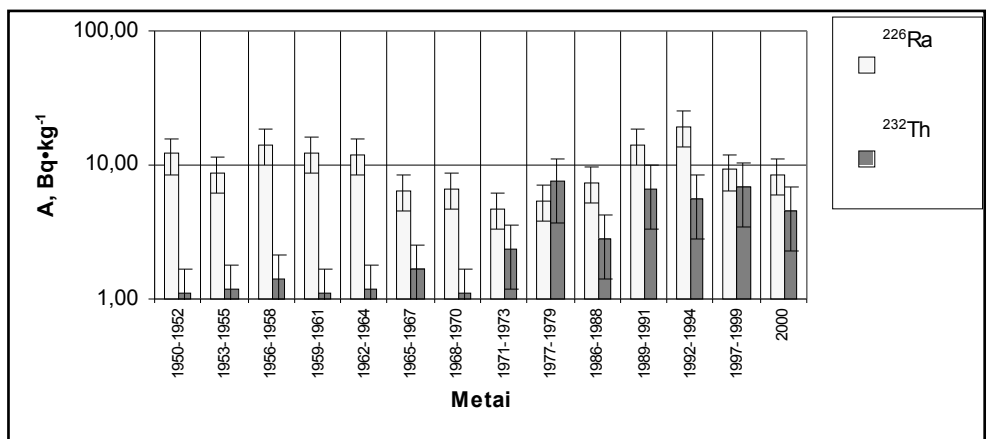
Gaižūnuose kur užtarša dirbtinės kilmės radionuklidu  $^{137}\text{Cs}$  nežymi, natūralios kilmės radionuklidas  $^{40}\text{K}$  visų metinių rėvių atžvilgiu pasiskirstęs tolygiai, jo savitasis aktyvumas medienoje vidutiniškai sudarė  $50 \pm 15 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  (3.19 pav.).



**3.19 pav.**  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$  savitojo aktyvumo kaita Pušies, augančios vidurio Lietuvos užtaršos zonoje (Gaižūnai), medienoje pagal metus

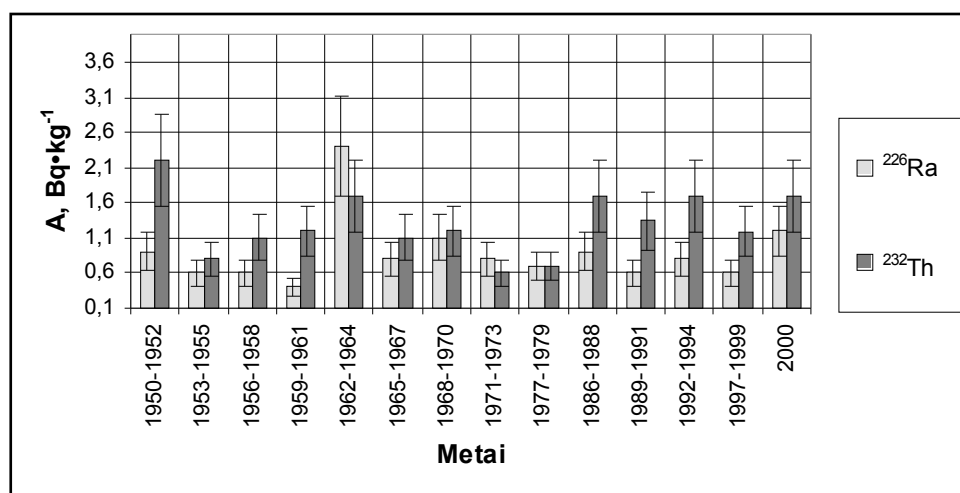
$^{226}\text{Ra}$  kiekiai lyginant su Kairiuose augančiomis pušimis vidutiniškai 30–40 procentų didesnis, o  $^{232}\text{Th}$  kiekiai aptikti paklaidų ribose.

Lyginant pietinėje užtaršos zonoje beržą su pušies užtarša pagal 3.20–3.21 pav. duomenis pastebima,



**3.20 pav.**  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  savitojo aktyvumo kaita 1B beržo, augančio pietinėje Lietuvos užtaršos zonoje, medienoje pagal metus

kad pušies medienoje natūralios kilmės radionuklidai kaupiami mažiau nei berže, jų kiekis vidutiniškai 3 kartus mažesnis.



**3.21 pav.** <sup>226</sup>Ra, <sup>232</sup>Th, savitojo aktyvumo kaita 1P pušies, augančios pietinėje Lietuvos užtaršos zonoje, medienoje pagal metus

Apibendrinant natūralios kilmės radionuklidų pasiskirstymą, galima teigti, kad natūralios kilmės radionuklido <sup>226</sup>Ra patekimas į augalą mažai įtakojamas augalo fiziologinių bei klimatinių sąlygų taip pat užtarša dirbtinės kilmės radionuklidais jo patekimo į augalą neįtakoja. <sup>232</sup>Th pasisavinimas į augalą daugiau būtų sietinas su dirvožemio fizikinėmis–cheminėmis savybėmis, o taip pat ir meteorologinėmis sąlygomis. <sup>40</sup>K, kaip ir teigiama literatūroje, konkuruoja su dirbtinės kilmės radionuklidu <sup>137</sup>Cs.

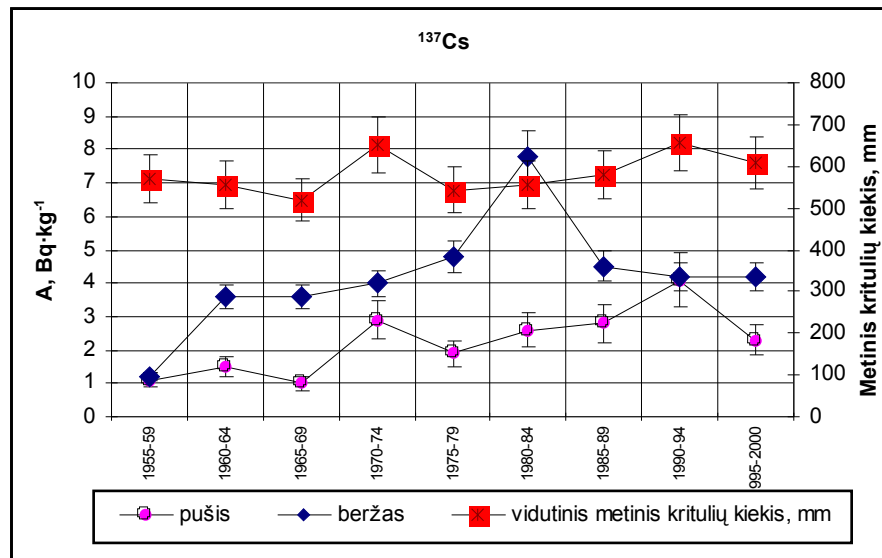
Lietuvoje daugiausia vandens išgarina Žemaitijos eglėnai ar mišrūs eglės–lapuočių medynai (450–550 mm per metus). Tuo tarpu mūsų tiriamajame rajone pietryčių Lietuvos pušynuose, vandens sunaudojama 20–30% mažiau nei minėtame medyne. Šis reiškinys aiškinamas ir tuo, kad mėlyniniai – kimininiai pušynai auga dirvožemiuose, kurių porų struktūra yra visiškai kitos prigimties. Be to, tokiuose miškuose pušys išvysto paviršinę šaknų sistemą (čia apie 80–92% šaknų yra sutelkta 0–20 cm gylyje), kuri labai išpureną viršutinius dirvožemio sluoksnius ir juos sausrų metu intensyviai išdžiovina.

Siekiant įvertinti klimatinių sąlygų įtaką radionuklidų kaupimuisi augale buvo pasirinkti sumedėję augalai beržas (*Betula pendula L.*) ir paprastoji pušis (*Pinus sylvestris L.*). Jų augimvietė–Lietuvos pietrytinė dalis. Vidutinis metinis kritulių kiekis šiame regione 1951–2002 m pateikiamas 1.6 pav. [9A].

Vadovaujantis Lietuvos hidrometeorologijos tarnybos duomenimis nustatyta, kad palankiausi medžių augimui metai 1960–2000 m. laikotarpiu buvo 1989 ir 1990 m. kai efektyvių temperatūrų suma buvo didžiausia, o vegetacija truko 190 – 220 dienų [9A].

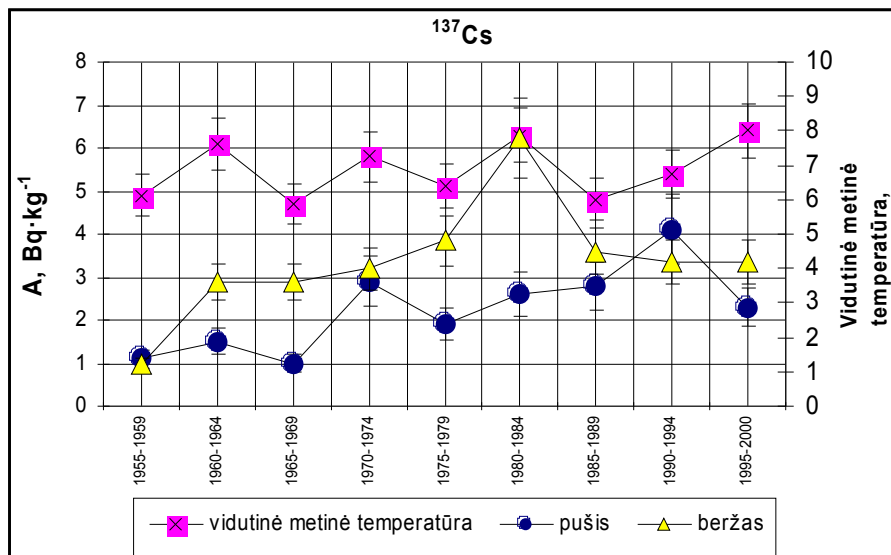
3.22 pav. pateikti palankiausi <sup>137</sup>Cs savitojo aktyvumo ir metinių kritulių kiekio duomenys [4A, 8A, 9A]. Koreliacijos tarp radionuklido savitojo aktyvumo padidėjimo

beržo medienoje ir kritulių kiekio, toje aplinkoje iškritusio į dirvos paviršių, nepastebėta. Kiek ryškesnė koreliacija tarp šių parametru pušiai.



**3.22 pav.**  $^{137}\text{Cs}$  savitųjų aktyvumų beržo ir pušies medienose pagal metus kaita ir vidutinis metinis kritulių kiekis 1955–2000 metais

Analizuojant 3.23 pav. duomenis nustatyta, kad temperatūros įtaka  $^{137}\text{Cs}$  kaupimuisi medyje turi mažesnę įtaką nei kritulių kiekis. Tačiau pastebima, kad temperatūra daugiau įtakos turi  $^{137}\text{Cs}$  kaupimuisi berže nei pušyje.



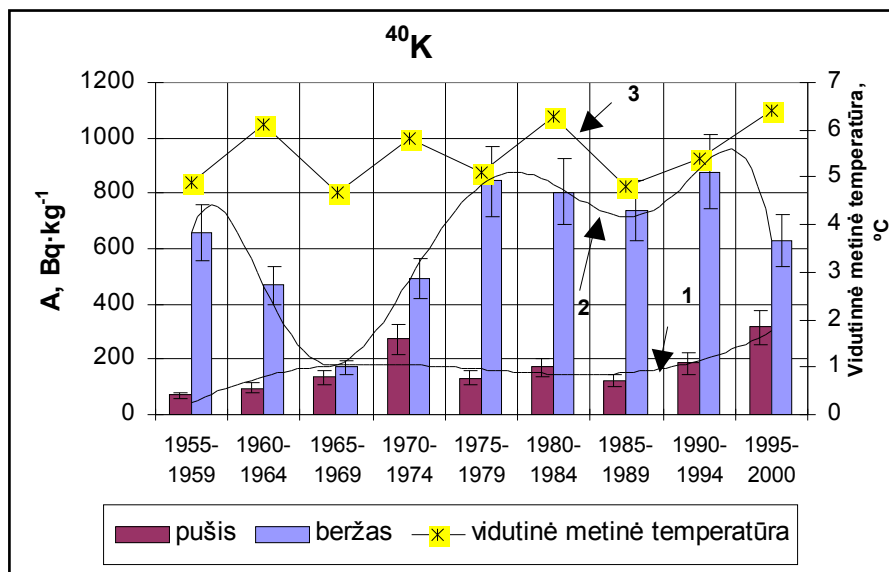
**3.23 pav.**  $^{137}\text{Cs}$  savitųjų aktyvumų beržo ir pušies medienose pagal metus kaita ir vidutinės metinės temperatūros 1955–2000 metais

Pagal 3.24 pav. duomenis buvo lyginamas  $^{40}\text{K}$  savitojo aktyvumo beržo ir pušies medienose kaita pagal metus su vidutine metine temperatūra 1955–2000 m. Nustatyta, kad  $^{40}\text{K}$  kaupimasis medyje, skirtingai nei dirbtinės kilmės radionuklido  $^{137}\text{Cs}$  kaupimasis,

mažiau priklauso nuo drėgmės. Ypatingai tai pastebima pušyje 1959–1969 m, 1995–2000 m. laikotarpiais [8A].

Iš tyrimo 3.24 pav. duomenų matyti, kad temperatūra (3 kreivė) labiau įtakoja  $^{40}\text{K}$  kaupimąsi pušyje (1 kreivė) ir mažiau berže (2 kreivė).

Lietuvoje metiniai temperatūrų svyravimai nėra nedideli, pastebimas radionuklidų geresnis kaupimasis tais laikotarpiais, kai iškrito didesni kritulių kiekiai, o taip pat kai buvo aukštesnės temperatūros. Tiksliam įvertinimui ir pagrindimui šių teiginių reikalingi išsamesni tyrimai ir didesnė duomenų statistika.

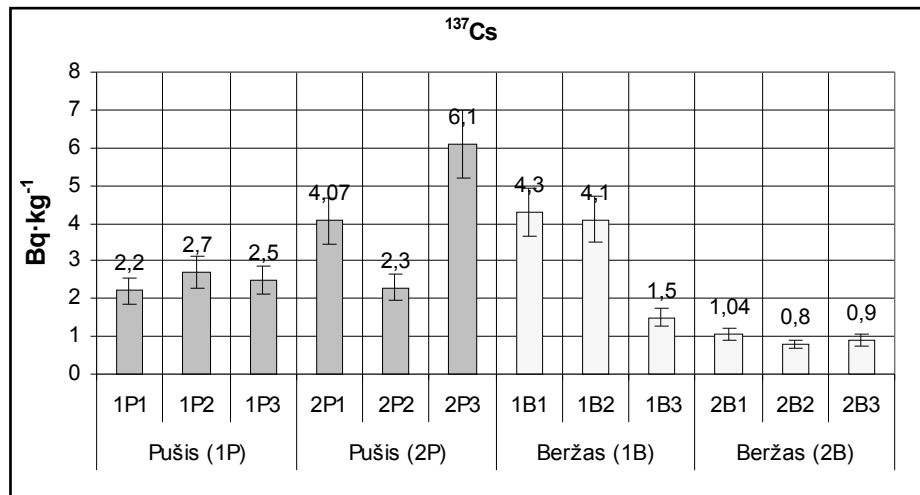


**3.24 pav.**  $^{40}\text{K}$  savitųjų aktyvumų beržo ir pušies medienose pagal metus kaita ir vidutinės metinės temperatūros 1955–2000 metais: 1 –  $^{40}\text{K}$  savitojo aktyvumo pušies medienoje kitimo pagal metus kreivė; 2 –  $^{40}\text{K}$  savitojo aktyvumo beržo medienoje pagal metus kitimo kreivė; 3 – vidutinės metinės temperatūros pagal metus kitimo kreivė

[8A] darbo, autorių nuomone didžiausią įtaką augalų augimui ir maistinių medžiagų pasisavinimui turi kritinės temperatūros, kai augalas pasiekia vytimo drėgmę, o dirva – maksimalų adsorbcinį dirvožemio drėgnumą. Tuomet dirvožemyje trūksta deguonies, sustoja augalo augimas ir apmiršta didelė dalis šaknų. Nedideli kritulių kiekių ir temperatūrų svyravimai žymios įtakos radionuklidų kaupimui medyje neturi.

### 3.1.3. Radionuklidų kaupimosi rievėse pagal medžio aukštį vertinimas

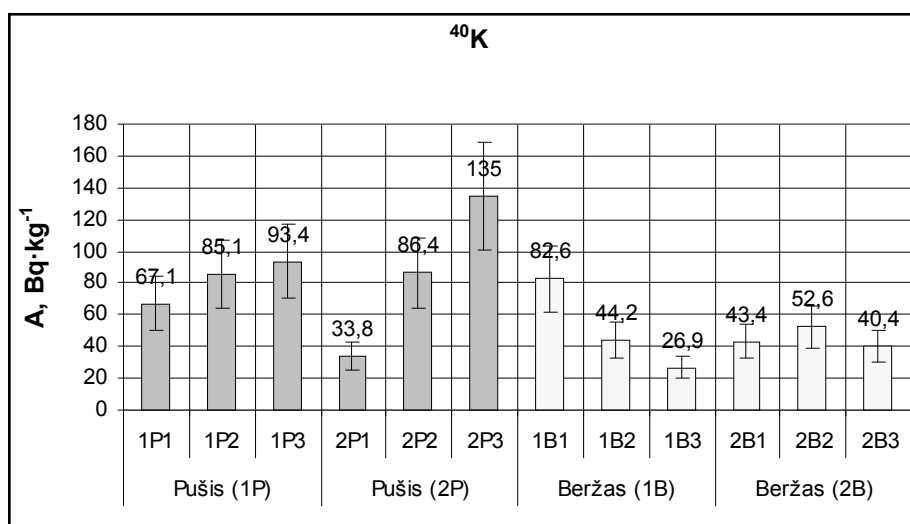
Pagal 3.25 pav. pateiktus duomenis pastebimas skirtingas  $^{137}\text{Cs}$  pasiskirstymas medienoje pagal medžio aukštį: didžiausias šio radionuklido savitasis aktyvumas viršutinėje pušies kamieno dalyje ir beržo medienos apatinėje dalyje. Žievėje abiejų tipų augaluose (1P, 1B, 2B)  $^{137}\text{Cs}$  kaupiasi 2 kartus intensyviau nei medienoje [1A, 3A].



**3.25 pav.** Vidutinės  $^{137}\text{Cs}$  savitojo aktyvumo vertės pušyje ir beržuose: 1P1, 1B1, 2B1 – bandiniai paimti 1m nuo kelmo kamieno aukštyje, 1P2, 1B2, 2B2 – bandiniai paimti pusėje kamieno aukščio, 1P3, 1B3, 2B3 – bandiniai paimti 2/3 kamieno aukštyje

Pastebėta, kad berže 2B, kuris augo vakarinėje Lietuvos dalyje, dirbtinės kilmės radionuklidas  $^{137}\text{Cs}$  pasiskirstęs tolygiai pagal visą augalo aukštį ir tai būti švelnesnio jūrinio klimato įtakos pasekmė. Taip pat radionuklido pasiskirstymui pagal augalo aukštį svarbus faktorius sezoniškumas ir kritulių kiekis, kuris iškrita to augalo zonoje. Kadangi 2P pušies mėginiai buvo imami pavasarį, pastebima, kad centrinėje augalo dalyje radionuklidų kiekis apie du ar tris kartus mažesnis. Pušyje 1P atvirksčiai, jos mėginiai buvo imami žiemą.

$^{40}\text{K}$  pasiskirstymas medžių segmentuose yra panašus  $^{137}\text{Cs}$  pasiskirstymui. Pušyje, augančioje pietinėje Lietuvos dalyje,  $^{40}\text{K}$  savitojo aktyvumo vertė didžiausia pastebima augalo viršūnėje. Berže, augančiame vakarinėje Lietuvos dalyje, didžiausias aktyvumas augalo kamieno centrinėje ir apatinėse dalyse (3.26 pav.).



**3.26 pav.** Vidutinės <sup>40</sup>K savitojo aktyvumo vertės pušų ir beržų medienose: 1P1, 1B1, 2B1 – bandiniai paimti 1m nuo kelmo kamieno aukštyje, 1P2, 1B2, 2B2 – bandiniai paimti pusės kamieno aukščio, 1P3, 1B3, 2B3 – bandiniai paimti 2/3 kamieno aukštyje

<sup>40</sup>K kaupimuisi pušyse sezoniškumas nepastebimas ir didžiausi savitieji aktyvumai nustatyti viršutinėse dalyse. Beržuose pastebima, kad kaip ir dirbtinės kilmės radionuklidai taip ir <sup>40</sup>K geriausiai kaupiamas apatinėje beržų kamieno dalyje.

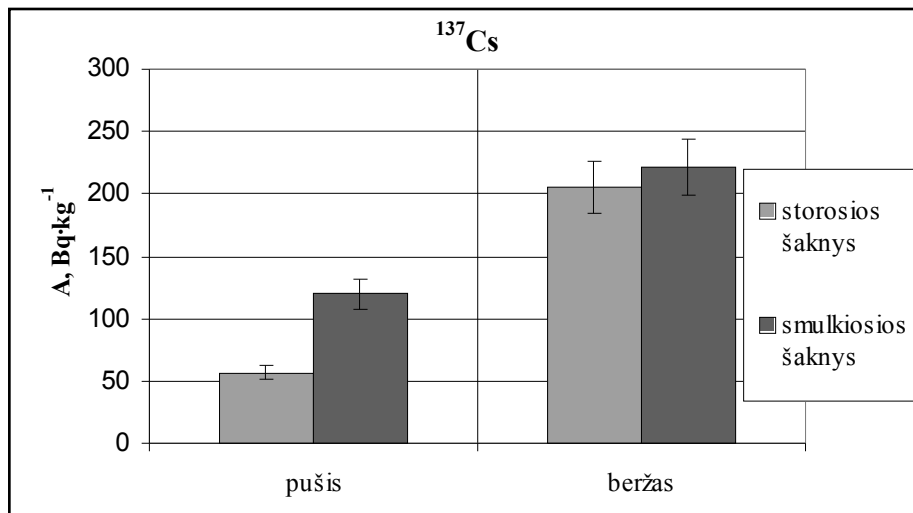
### 3.1.4. Radionuklidų kaupimosi atskiruose medžio sanduose nustatymas

Skirtingam radionuklidų kaupimuisi augalų šaknyse didelę reikšmę turi šaknų išsidėstymas pagal dirvožemio gylį bei horizontalia kryptimi. Beržo šaknų sistema yra priskiriama prie inkarinės šaknų sistemos. Pastebima, kad maisto medžiagomis praturtintuose dirvožemiuose medžių šaknų sistema turi mažiau šaknų ir atvirkščiai. Smėlėtuose dirvožemiuose sumedėję augalai, taip pat ir beržas, turi plačiai pasklidusią bei dirvožemio paviršiuje sutelktą šaknų sistemą. Beržo šaknų sistemos masė yra 2 – 3 kartus didesnė nei pušies. Smulkių šaknų beržas turi daugiau kaip 5,5 karto daugiau nei pušis.

Beržyne šaknų masė 1 ha plote sudaro apie 10,0 t. Pagrindinės šaknys yra išiskverbusios iki 60 – 200 cm. Pagrindinė beržo šaknų masė (59 %) sukaupta 20 cm sluoksnyje, o pušies pagrindinė šaknų masė (64 %) yra 20 – 40 cm gylyje. Smulkiosios šaknys nuo visų šaknų masės sudaro 37 %, o pušies 10 %.

Remiantis tyrimų duomenimis, pagal 3.27 pav. matyti, kad <sup>137</sup>Cs savitasis aktyvumas augančiosios pušies smulkiose šaknyse sudaro 120,0±27 Bq·kg<sup>-1</sup>, o storiosiose šaknyse, sukaupia iki 56,0±13,0 Bq·kg<sup>-1</sup>.

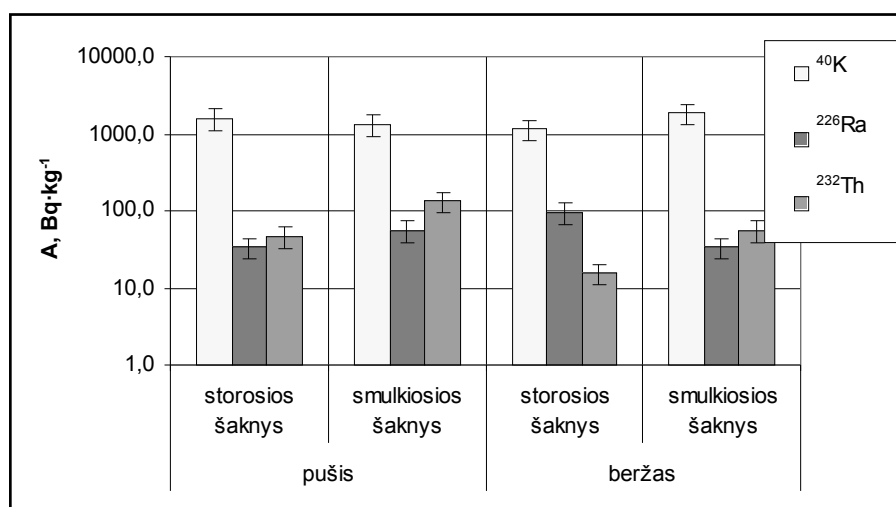




3.27 pav.  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas pušies ir beržo šaknyse,  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$

Beržo šaknyse radiocezio kaupimasis smulkiosiose ir stambiosiose mažiau skiriasi nei pušyje: savitasis aktyvumas sudaro  $220,0\pm 40,0 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  plonosiose šaknyse, o storiosiose šaknyse –  $205,1\pm 21,3 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Kaip matyti iš paveiksle pateiktų duomenų, smulkiosios šaknys geba geriau kaupti  $^{137}\text{Cs}$ , tačiau plonųjų šaknų masė, lyginant su storiosiomis, ganėtinai mažesnė, ji sudaro vidutiniškai 6–10% visų šaknų masės. Todėl, vertinant radionuklidų kaupimąsi augale, didesnę dėmesį reikėtų kreipti į kaupimąsi storiosiose (pagrindinėse) augalo šaknyse.

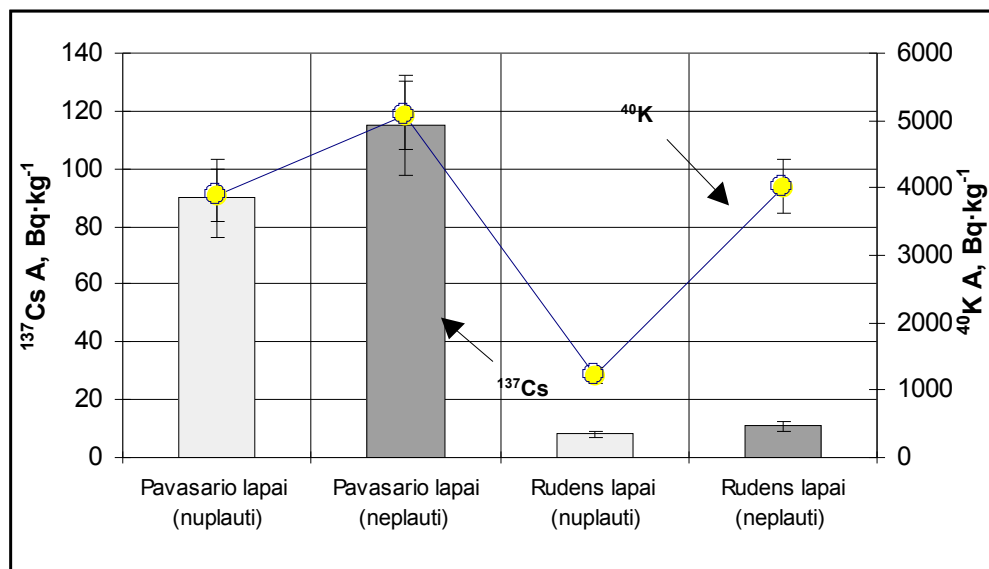
$^{40}\text{K}$  savitasis aktyvumas storiosiose pušies šaknyse nustatytas  $1600\pm 100 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ , plonosiose šaknyse šis dydis sudaro  $1320\pm 80 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  (3.28 pav.). Beržai, skirtingai nei pušys  $^{40}\text{K}$  geriau kaupia smulkiosiomis šaknimis ( $1880\pm 110 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), negu storiosiomis ( $1150\pm 70 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) [6A].



3.28 pav.  $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{228}\text{Ac}$  savitieji aktyvumai pušies ir beržo šaknyse,  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$

Pušys skirtingai nei beržai, natūralios kilmės radionuklidą  $^{40}\text{K}$  18 % geriau kaupia storiosiomis šaknimis, o tuo tarpu beržai 38 % geriau kaupia plonosiose, iki 3 mm skersmens šaknyse.  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  tiek beržuose, tiek pušyse geriau kaupiami plonosiose šaknyse.

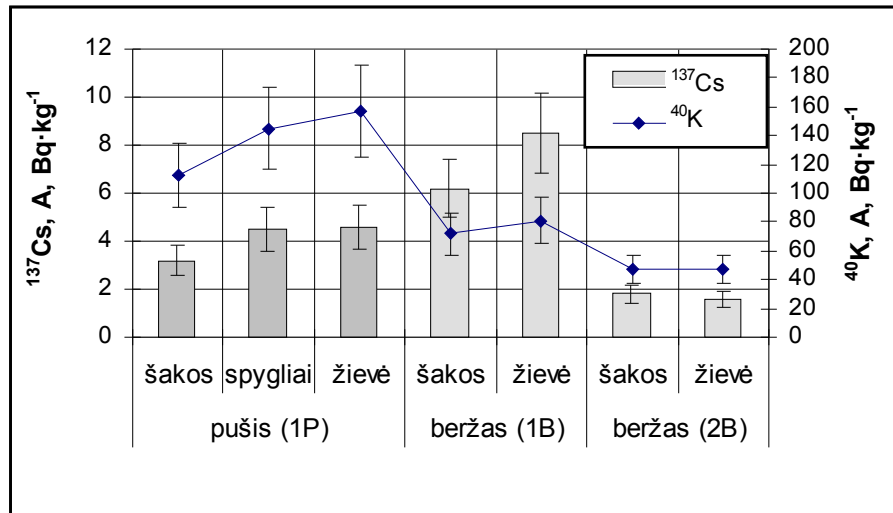
Išanalizavus beržų lapų užtaršą  $^{137}\text{Cs}$  (3.29 pav.) pastebėta, kad lapuose dirbtinės kilmės radionuklido aktyvumas labai keičiasi pagal sezoniškumą. Tik išsprogusiose lapuose daugiau nei eile  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas yra didesnis, lyginant su rudenį paimtuose lapuose. Taip pat pastebėta, kad augalų lapai yra teršiami ir antrine užtaršos komponente kuri, pavasarį sudarė 21,7 % procento, o rudenį – vidutiniškai 11 % bendrosios užtaršos.



3.29 pav.  $^{137}\text{Cs}$  ir  $^{40}\text{K}$  savitasis aktyvumas beržo lapuose,  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$

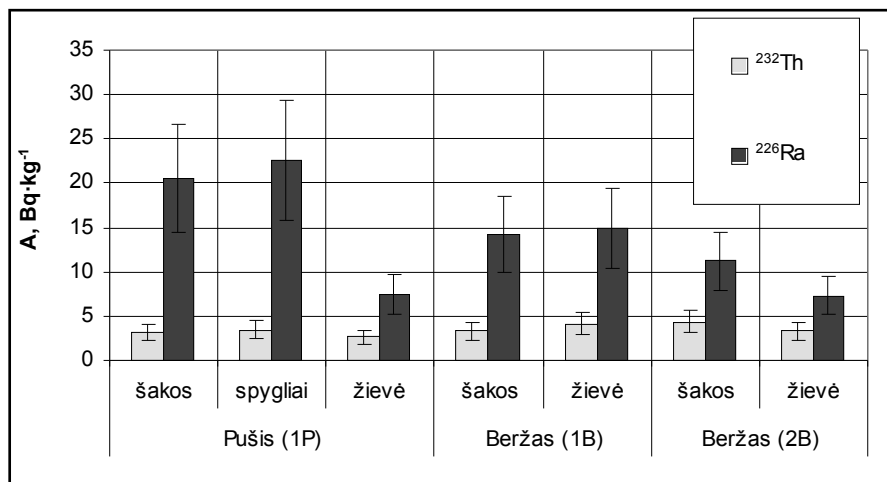
$^{40}\text{K}$  pasiskirstymas medžių sanduose yra analogiškas  $^{137}\text{Cs}$  pasiskirstymui. Pastebima tik tai, kad  $^{40}\text{K}$  savitojo aktyvumo vertės beržo žievėje yra artimos vertėms, nustatytosioms kamieno apatinės dalies medienoje (3.30 pav.). Šakose ir šakelėse vidutiniškai radionuklido vertės didesnės nei medienoje, tačiau lyginant su beržų ir pušų žievėmis aktyvumas vidutiniškai 10 % mažesnis.

Pastebėta, kad dirbtinės kilmės radionuklidas  $^{137}\text{Cs}$  ir natūralios kilmės radionuklidas  $^{40}\text{K}$  beržo 2B žievėje ir šakose kaupiamas 2–3 kartus mažiau nei berže 1B augančio pietinėje užtaršos zonoje.



**3.30 pav.** Dirbtinės kilmės radionuklido  $^{137}\text{Cs}$  ir natūralios kilmės radionuklido  $^{40}\text{K}$  savitojo aktyvumo vidutinės vertės beržo ir pušies šakose, žievėje ir spygliuose, Bq·kg<sup>-1</sup>

3.31 pav. pastebėta, kad pietinėje dirvožemio užtaršos dėmėje natūralios kilmės radionuklidų kiekis kiek didesnis ir tai priklauso nuo skirtingo dirvožemio skeleto. Taip pat pušies įtakos zonoje pastebimi didesni  $^{226}\text{Ra}$  kiekiai, tačiau tai mažai turi reikšmės  $^{232}\text{Th}$ .



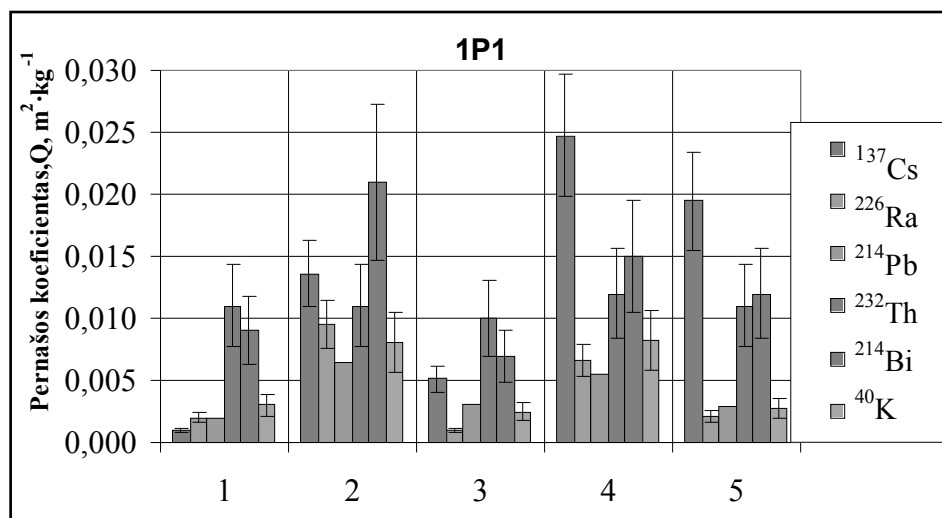
**3.31 pav.** Natūralios kilmės radionuklidų  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{227}\text{Ac}$  ir  $^{226}\text{Ra}$  savitojo aktyvumo vidutinės vertės beržo ir pušies šakose, žievėje ir spygliuose, Bq·kg<sup>-1</sup>

Lyginant kaip pušys ir beržai savo šakomis ir žieve kaupia natūralios kilmės radionuklidus pastebėta, kad natūralios kilmės radionuklidus, šakomis ir žieve geriau kaupia pušys, išskyrus  $^{232}\text{Th}$ , kuris pasiskirstęs visuose segmentuose paklaidų ribose.

3.32–3.34 pav. pateikti  $^{137}\text{Cs}$  ir natūraliosios kilmės radioizotopų pernašos iš dirvožemio į pušies medieną 1995–2000 m. duomenys. Pernašos iš dirvožemio į pušies medieną kiekviename nagrinėjamame kamieno

aukštyje koeficientai apskaičiuojami remiantis užtaršos radioizotopais tankiu įvairiuose grunto gyliuose. Iš 0–5 cm dirvožemio gylio  $^{137}\text{Cs}$  nežymiai patenka į augančios pušies medieną (pernašos koeficientas  $Q_{\text{vid}} = 0,001 \text{ m}^2 \cdot \text{kg}^{-1}$ ). Nustatyta, kad iš šio dirvožemio sluoksnio geriausiai į pušies medieną pernešamas  $^{232}\text{Th}$  ( $Q_{\text{vid}} = 0,012 \text{ m}^2 \cdot \text{kg}^{-1}$ ), tačiau intensyviau – į 1P2 kamieno dalį ( $Q = 0,016 \text{ m}^2 \cdot \text{kg}^{-1}$ ). Visų radioizotopų žymiai padidėja pernašos į pušies medieną iš 5–10 cm grunto gylio koeficientai. Nustatyta, kad aktyviausiai  $^{137}\text{Cs}$  pernaša į pušies vidurinės kamieno dalies medieną yra iš 15–20 cm dirvožemio gylio. Tai galima sieti su žymiai didesne šiame dirvožemio gylyje pušies šaknų mase, o po Černobylio atominės elektrinės katastrofos iškritusio ant žemės paviršiaus  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas 15–20 cm gylyje tik ~ 6 % buvusiojo 0–5 cm gylyje. Užtaršos radioizotopais paviršinio tankio duomenų vertėmis sudėtinga paaikškinti radionuklidų pernašos iš 10–15 cm dirvožemio sluoksnio sumažėjimą.

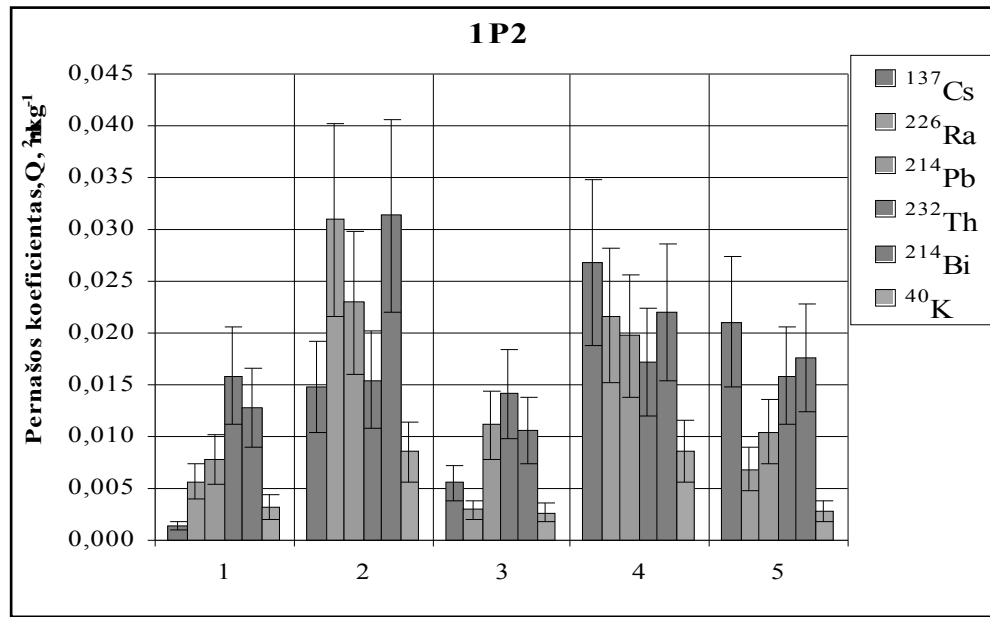
Tai gali lemti dirvožemio fizinių ir cheminių savybių bei medžio šaknų sistemos pokyčiai. 1P3 kamieno medienoje dirbtinės kilmės  $^{137}\text{Cs}$  ir natūraliosios kilmės  $^{226}\text{Ra}$  bei  $^{232}\text{Th}$  pernašos koeficientai yra mažesni negu 1P1 ir 1P2 kamieno dalyse. Gali būti, kad tai atsitinka dėl intensyvios radionuklidų pernašos iš viršutinės kamieno dalies į medžio spyglius ir smulkiausias šakeles.



**3.32 pav.**  $^{137}\text{Cs}$  ir natūraliosios kilmės radioizotopų 1995–2000m. pernašos į pušies medieną iš dirvožemio sluoksnių vertės: 0–5 cm; 2 – 5–10 cm; 3 – 10–15 cm; 4 – 15–20 cm; 5 – 20 – 25 cm

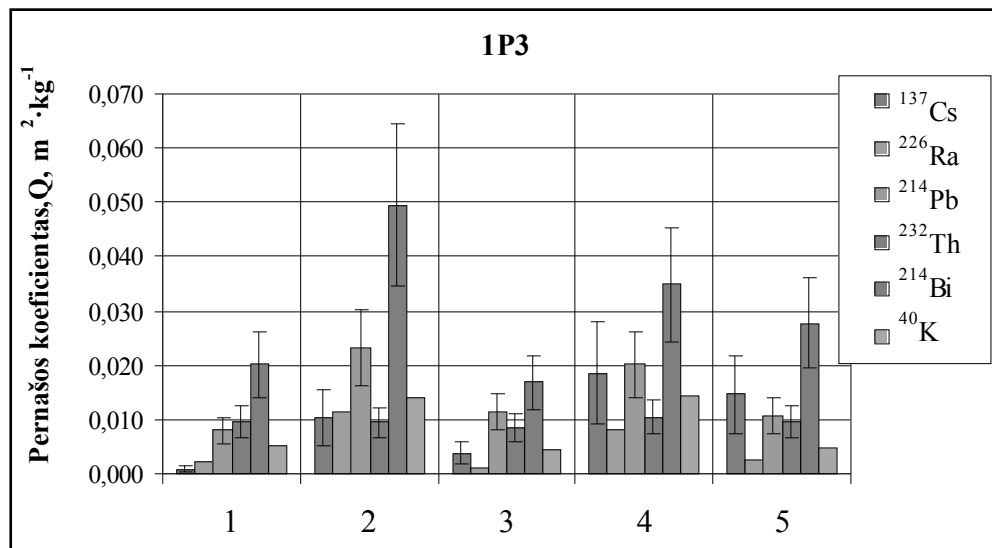
Tačiau  $^{40}\text{K}$  pernašos iš visų dirvožemio sluoksnių į viršutinės kamieno dalies medieną koeficientas nėra mažesnis negu į kitas kamieno dalis. Nagrinėjant regiono užtaršą radioaktyviosiomis medžiagomis, svarbu kaip su  $^{137}\text{Cs}$  patenka į medį (pušį) kiti

radionuklidai. Tam tikslinga nagrinėti  $^{137}\text{Cs}$  ir natūraliosios kilmės radionuklidų savitojo



aktyvumo santykius. Jie pateikti 3.2 lentelėje.

**3.33 pav.**  $^{137}\text{Cs}$  ir natūraliosios kilmės radioizotopų 1995–2000m. pernašos į pušies medieną iš dirvožemio sluoksnių vertės: 0–5 cm; 2 – 5–10 cm; 3 – 10–15 cm; 4 – 15–20 cm; 5 – 20 – 25 cm



**3.34 pav.**  $^{137}\text{Cs}$  ir natūraliosios kilmės radioizotopų 1995 – 2000 m. pernašos į pušies medieną iš dirvožemio sluoksnių vertės: 1 – 0–5 cm; 2 – 5–10 cm; 3 – 10–15 cm; 4 – 15–20 cm; 5 – 20–25 cm

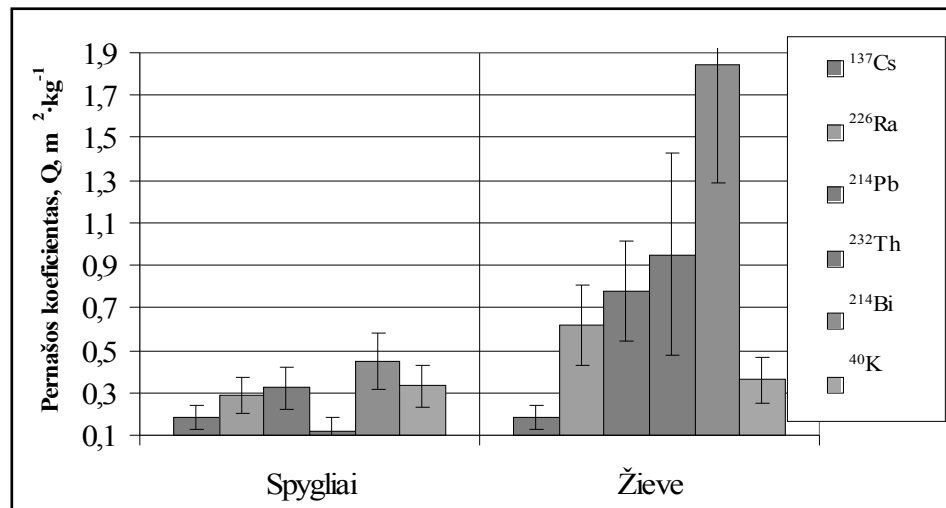
Remiantis 3.2 lentelės duomenimis galima pastebėti, kad  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas ir jo santykiai su natūraliosios kilmės radionuklidų savituoju aktyvumu mažėja pagal grunto vertikalųjį profilį. Be  $^{137}\text{Cs}$ , labiausiai iš grunto į medį patenka  $^{40}\text{K}$ . Nepaisant to,

$^{137}\text{Cs}$  ir  $^{40}\text{K}$  savitojo aktyvumo medienoje santykis yra didesnis negu grunte (išskyrus 0–5 cm sluoksnį) ir beveik nekinta pagal kamieno aukštį. Įdomu tai, kad  $^{137}\text{Cs}$  ir natūraliosios kilmės radionuklidų savitojo aktyvumo santykiai medienoje yra didesni negu 5–25 cm dirvožemio sluoksnyje (išskyrus 0–5 cm sluoksnį).  $^{137}\text{Cs}$  ir  $^{40}\text{K}$  jų santykis medienoje 2,2 karto didesnis. Pušies spygliuose ir žievėje radioizotopų savitasis aktyvumas daugiau negu eile didesnis negu medienoje (3.35 pav.).  $^{137}\text{Cs}$  ir natūraliosios kilmės radioizotopų savitojo aktyvumo spygliuose ir dirvožemio užtaršos paviršinio tankio šiais radioizotopais santykiai nedaug skiriasi, bet žievėje šis parametras mažai keičiasi tik  $^{137}\text{Cs}$  ir  $^{40}\text{K}$ .

**3.2 lentelė.**  $^{137}\text{Cs}$  ir natūraliosios kilmės radioizotopų savitojo aktyvumo santykiai dirvožemyje ir įvairiuose pušies aukščiuose medienoje

	Dirvožemio gylis, cm					Pušies kamieno dalis		
	(0–5)	(5–10)	(10–15)	(15–20)	(20–25)	1P1	1P2	1P3
$^{137}\text{Cs}/^{226}\text{Ra}$	0,87	0,43	0,11	0,17	0,07	0,324	0,118	0,417
$^{137}\text{Cs}/^{232}\text{Th}$	11,3	0,4	2,86	0,6	0,7	1,375	0,964	1,563
$^{137}\text{Cs}/^{40}\text{K}$	0,07	0,01	0,014	0,01	0,01	0,033	0,032	0,027

Spygliuose ir žievėje radioizotopų savitąjį aktyvumą lemia ne tik jų pernaša iš dirvos medžio šaknimis, bet ir užtarša tiesiogiai iš oro. Todėl, siekiant vertinti radioizotopų pernašos į spyglius ir žievę koeficientą, būtina apskaičiuoti taršos iš oro dalį.



**3.35 pav.**  $^{137}\text{Cs}$  ir natūraliosios kilmės radioizotopų pernašos iš dirvožemio (0–10) cm gylyje į pušies žievę ir spyglius koeficientai

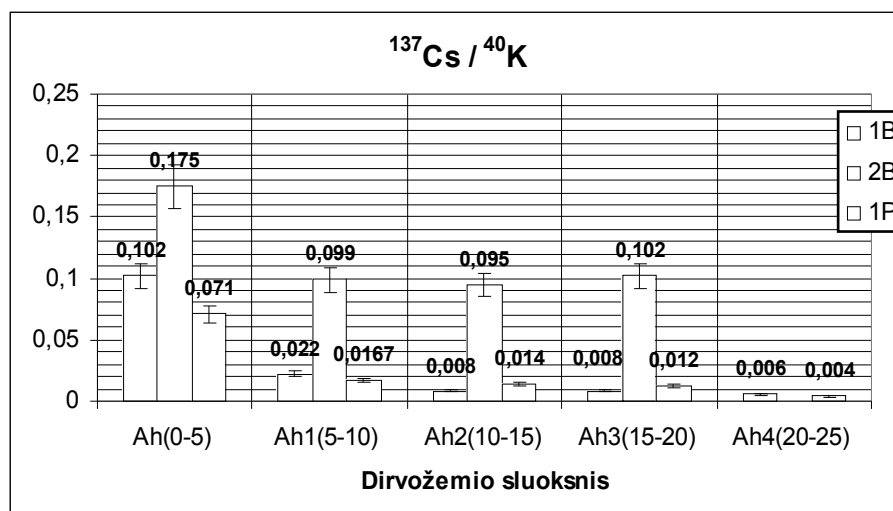
Be  $^{137}\text{Cs}$ , iš dirvožemio į medieną patenka  $^{40}\text{K}$ , tačiau  $^{137}\text{Cs}$  ir  $^{40}\text{K}$  savitojo aktyvumo santykis medienoje yra 2–2,5 karto didesnis negu dirvožemyje (išskyrus 0–5 cm sluoksnį).

Iš 0–5 cm dirvožemio gylio  $^{137}\text{Cs}$  į pušies medieną patenka nežymiai, aktyviausia pernaša į pušies vidurinės kamieno dalies medieną yra iš 15–20 cm dirvožemio gylio. Tai sietina su labai padidėjusia šiame dirvožemio gylyje pušies šaknų mase.

Pušies spygliuose ir žievėje radioizotopų savitasis aktyvumas daugiau negu eile didesnis negu medienoje, nes lemia ne tik pernaša iš dirvos per šaknis, bet ir užtarša tiesiogiai iš oro.

Vertinant  $^{137}\text{Cs}$  pasiskirstymą dirvožemyje ir pernešimą iš dirvožemio į augmeniją svarbu žinoti kokie savitųjų aktyvumų santykiai su natūralios kilmės radionuklidu  $^{40}\text{K}$ , kadangi jis pasižymi konkurencinėmis savybėmis su  $^{137}\text{Cs}$ .

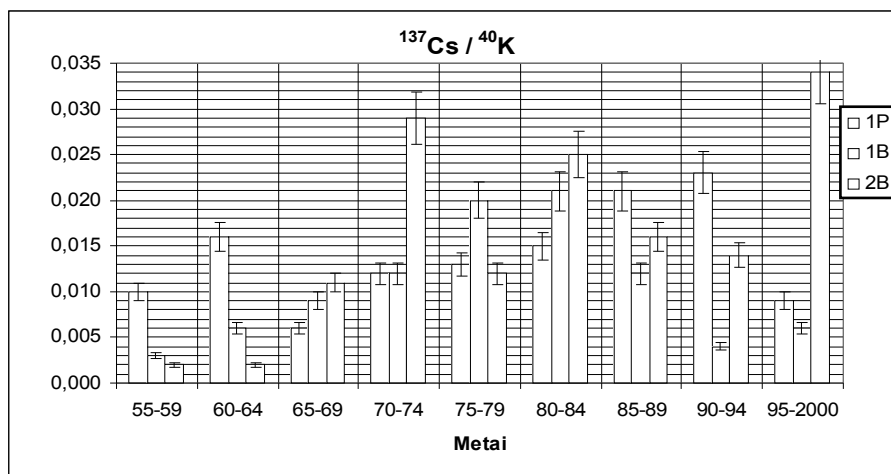
Pagal 3.36 pav. pateiktus  $^{137}\text{Cs}$  ir natūraliosios kilmės  $^{40}\text{K}$  radioizotopo santykius dirvožemio skirtinguose profilio gyliuose, matome kad dirbtinės ir natūralios kilmės radionuklido santykis sumedėjusiems augalams didžiausias 0–5 cm gylyje, o 5–20 cm dirvožemio gylio radionuklidai pernešami beveik vienodai ir tik 25 cm dirvožemio gylyje jaučiamas  $^{137}\text{Cs}$  ir  $^{40}\text{K}$  santykis palyginus mažas jis sudaro pušiai 0,004 ir 0,006 beržui.



**3.36 pav.**  $^{137}\text{Cs}$  ir  $^{40}\text{K}$  santykis Pušies ir beržo augimo įtakos zonoje, skirtinguose dirvos sluoksnių gyliuose: Ah(0-5) – iš 0-5 cm dirvožemio gylio; Ah(5-10) – iš 5-10 cm dirvožemio gylio; Ah(10-15) – iš 10-15 cm dirvožemio gylio; Ah(15-20) – iš 15-20 cm dirvožemio gylio; Ah(20-25) – iš 20-25 cm dirvožemio gylio

Vertinant 3.37 pav. Duomenis ryškiai matomi, keli  $^{137}\text{Cs}$  ir  $^{40}\text{K}$  santykių maksimumai pušyje jie pasireiškia 1960–1964 m ir 1985–1994 m pirmąjį kaip manoma įtakos

branduolinių bandymų laikotarpis, o antrąją po ČE katastrofos iškritę radionuklidai, kurie vėliau migravosi dirvoje ir pasiekė augalo šaknis.



**3.37 pav.**  $^{137}\text{Cs}$  ir  $^{40}\text{K}$  santykis Pušies ir beržo medienose skirtingais augalų augimo metais

Beržuose skirtingai nei pušyje radionuklido padidėjimas augale pasireiškia tik po 10 metų nuo radionuklidų iškritų t. y. pirmasis maksimumas 1970–1984 m laikotarpiu, o antrasis kuris įtakotas ČE katastrofos 1995–2000 m. Šį skirtingą radionuklidų pasisavinimą galima būtų sieti su augalų šaknų sistema, kurios pagalba augalai apsirūpina maistinėmis medžiagomis, o tuo pačiu ir ištirpusių radionuklidų kiekiu.

## 3.2. Radionuklidų sklaidos ir kaupimosi dirvožemyje ir medyje procesų modeliavimo rezultatai

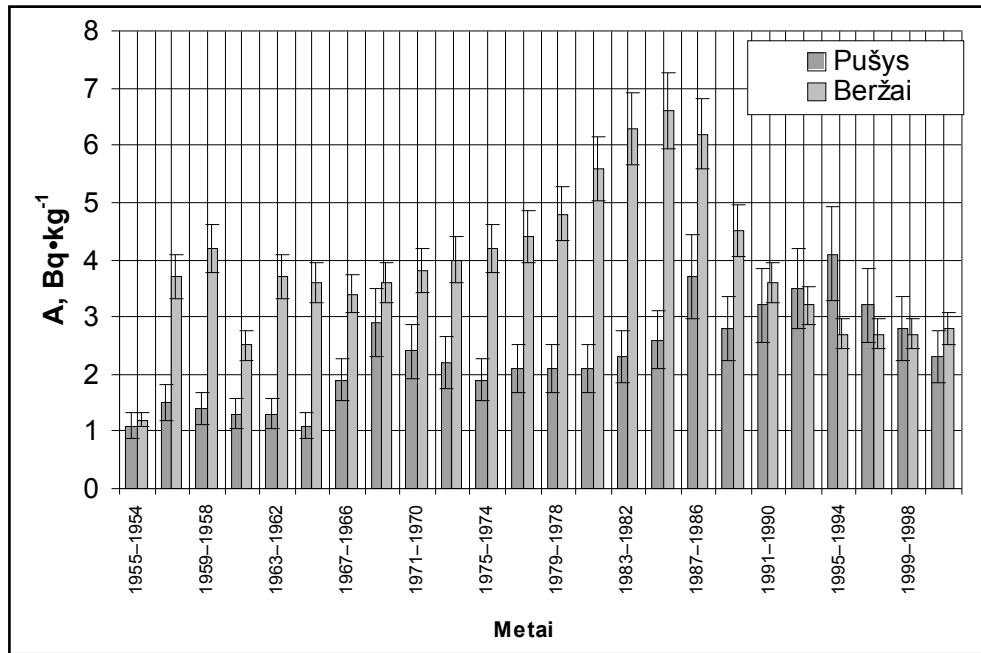
### 3.2.1. Radionuklidų pernaša sistemoje „dirvožemis – medis“

Kuriant radionuklidų migracijos modelį sistemoje „dirvožemis–medis“ buvo atlikti sekantys eksperimentiniai tyrimai:

- radionuklidų savitojo aktyvumo nustatymas dirvožemio 0–5, 5–10, 10–15, 15–20, 20–25, 25–30 cm gyliuose, 2000 metais;
- radionuklidų savitojo aktyvumo sumedėjusių augalų smulkiose šaknyse (<3Ø mm) nustatymas,  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ;
- radionuklidų savitojo aktyvumo sumedėjusių augalų storiosiose šaknyse (>3Ø mm) nustatymas,  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ;
- radionuklidų savitojo aktyvumo medžio rėvių medienoje nustatymas,  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ .



Radionuklidų savitieji aktyvumai,  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ , nustatyti eksperimentiškai, n–tųjų metų pušies ir beržo rievėse pateikti 3.38 pav.

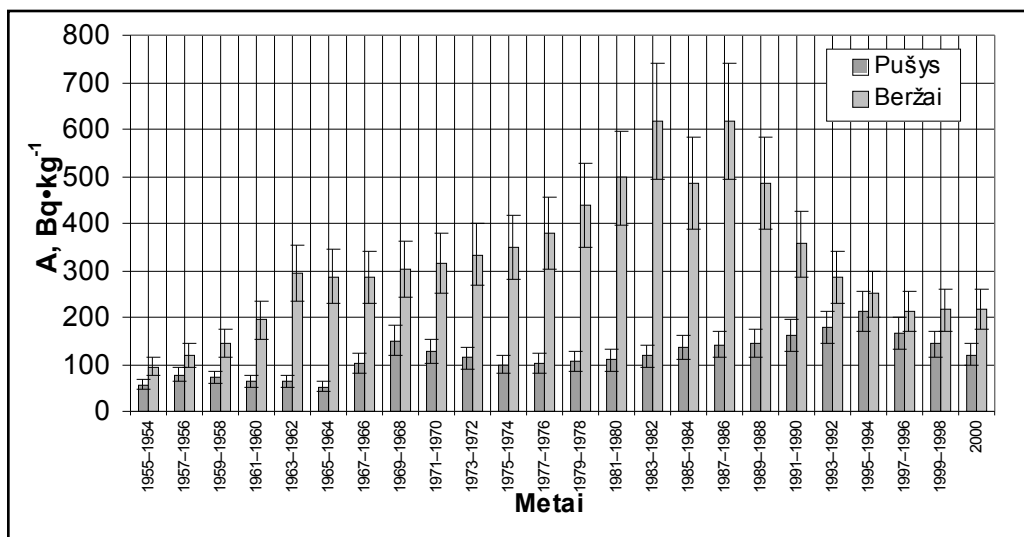


**3.38 pav.** Eksperimentiškai nustatyti  $^{137}\text{Cs}$  vidutiniai savitieji aktyvumai 1956–2000 m. pušų ir beržų rievėse,  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$

Beržo medienoje labiau išryškėja du užtaršos periodai, tai 1960–1964 ir 1986 metų, kurie įtakoti branduolinių bandymo laikotarpio ir Černobylio avarijos pasekmių. Pušyje, skirtingai nei berže, užtaršos periodai išryškėja tik praėjus 6–8 metams, nes pušų spyglių pilnas „apsivalymas“ trunka apie 3–4 metus, o beržo lapų 1–2 metus. Taip pat į augalų medienas radionuklidai patenka vėliau, kadangi radionuklidai iškritę į dirvos paviršių augalams prieinami tik praėjus keliems metams.

Naudojantis 2.3–2.4 formulėmis nustatyti pernašos koeficientai iš dirvožemio 0–30 cm. sluoksnio į storąsias ir plonasias augalų šaknis. Pagal šiuos koeficientus, naudojantis 3.38 pav. pateiktais duomenimis, atgaline tvarka, skaičiuojama plonųjų ir storųjų šaknų savitieji aktyvumai, medienos rievių tyrimo metais 3.39–3.40 pav.

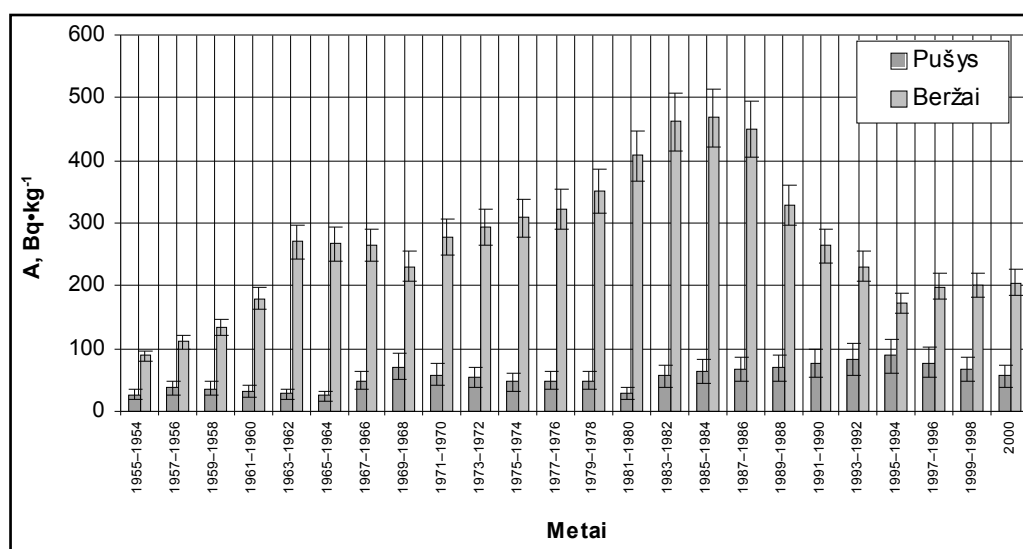
Pateiktuose 3.39–3.40 paveiksluose pagal radionuklidų savituosius aktyvumus medžio šaknyse ir medienos rievėse taip pat pastebimi radioaktyviosios dirvožemio užtaršos laikotarpiai.



**3.39 pav.** Radionuklidų savitieji aktyvumai pušies ir beržo n-tųjų metų storiosiose šaknyse, nustatyti pagal (2.3) – (2.4) formulių santykius,  $Bq \cdot kg^{-1}$

Nuo 1955–1959 metų pastebima branduolinių bandymų epocha kuri truko iki 1980 metų. Kitas ryškus dirbtinės kilmės radionuklido  $^{137}Cs$  savitojo aktyvumo padidėjimas pastebimas 1986 metais. Manoma, kad tai įtakota ČAE katastrofos. Iš tyrimų rezultatų pastebima ir tai, kad nedidelis kiekis radionuklidų migravo į kitas sumedėjusio augalo rieves. Tai parodo, kad augale vykstant vandens migracijai iš rievės į rievę taip pat vyksta ir radionuklidų migracijos procesai.

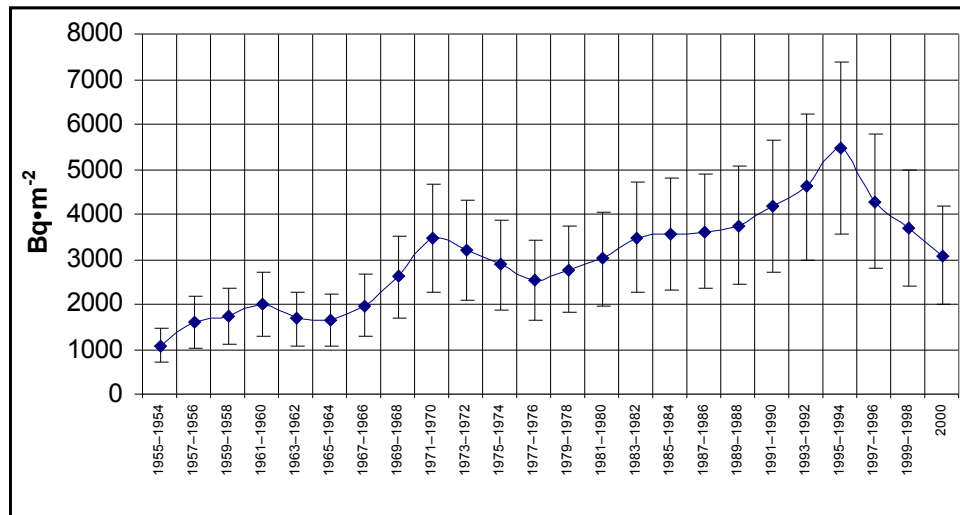
Pušyse skirtingai nei beržuose radionuklidų savitojo aktyvumo padidėjimas metinėje rievėje fiksuojamas praėjus 4–10 metų nuo iškritų.



**3.40 pav.** Radionuklidų savitieji aktyvumai pušies ir beržo n-tųjų metų smulkiosiose šaknyse, nustatyti pagal (2.3) – (2.4) formulių santykius,  $Bq \cdot kg^{-1}$

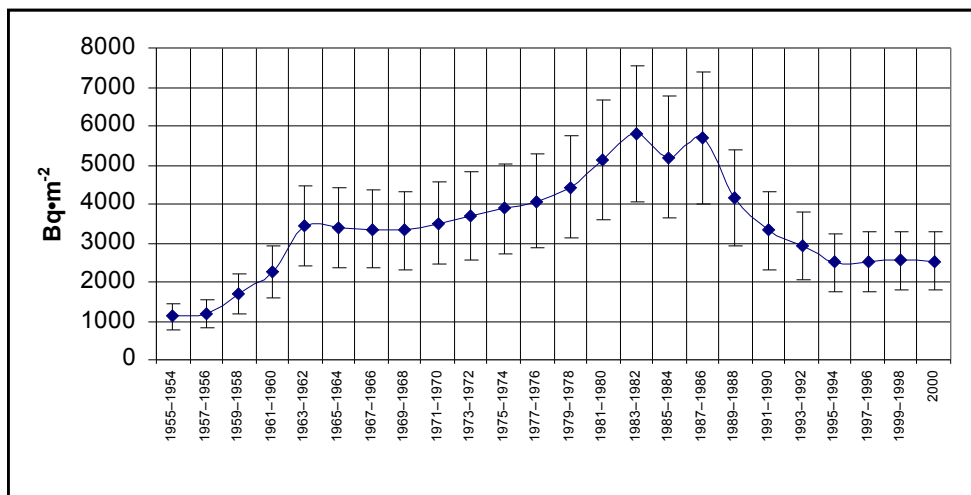
Smulkiosiose šaknyse ryškiau pastebimi radionuklidų padidėjimai tam tikrais laikotarpiais. Pušų smulkiosiose šaknyse pastebimi vidutiniškai 30–50 % mažesni aktyvumai nei storosiose šaknyse.

Naudojantis 2.5 formule paskaičiuojamas  $^{137}\text{Cs}$  užterštumo tankis dirvožemio 0–30 cm sluoksnyje skirtingais pušies ir beržo augimo metais, duomenys pateikti 3.41 ir 3.42 pav.



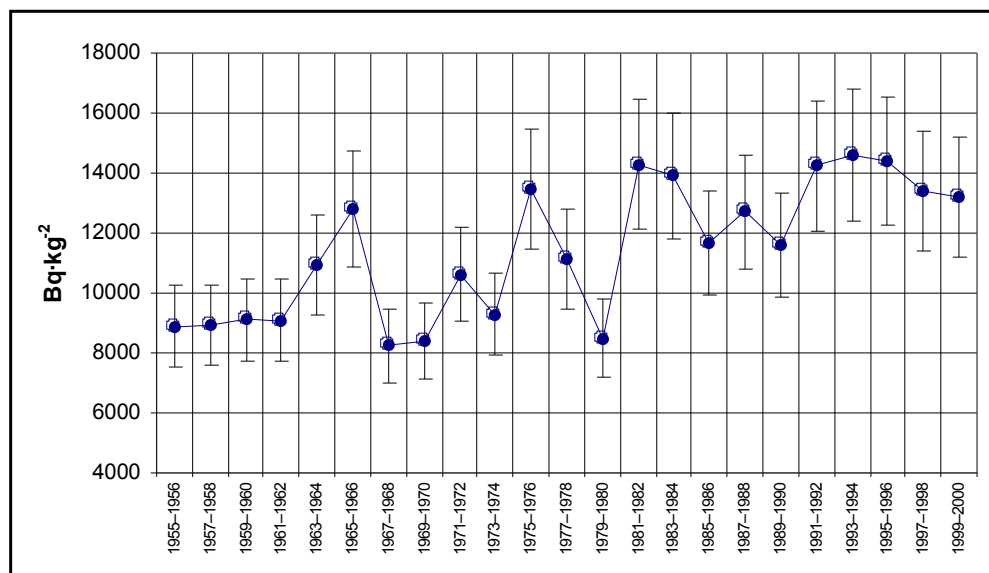
3.41 pav.  $^{137}\text{Cs}$  užterštumo tankis 0–30 cm dirvožemio sluoksnyje po pušies laja įvairiais užtaršos metais, Bq·m<sup>-2</sup>

Įvertinus pernašos koeficientus iš dirvožemio į šaknis ir pagal metines augalo rievės skaičiuojamas  $^{137}\text{Cs}$  tūrinis aktyvumas dirvožemio 0 – 30 cm sluoksnyje. Dirbtinės kilmės radionuklido  $^{137}\text{Cs}$  tūrinis aktyvumas dirvožemyje kinta 1000–6000 Bq·m<sup>-3</sup> ribose. Didžiausias savitasis aktyvumas dirvožemyje medžių įtakos zonoje nustatytas 1982 – 1986 metais.

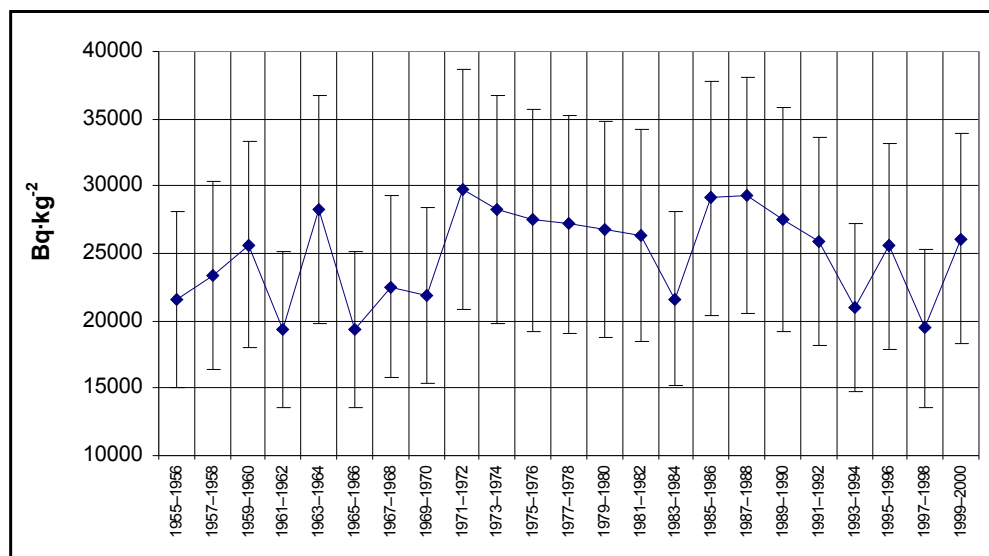


3.42 pav.  $^{137}\text{Cs}$  užterštumo tankis 0–30 cm dirvožemio sluoksnyje po beržo laja įvairiais užtaršos metais, Bq·m<sup>-2</sup>

Natūralios kilmės radionuklido  $^{40}\text{K}$  kiekiai pušų įtakos zonoje vidutiniškai kinta nuo 9000 iki 14200  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$  (3.43 pav.). Beržų įtakos zonoje dirvožemyje  $^{40}\text{K}$  savitojo aktyvumo kaita nustatyta 14000 iki 30000  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ , tačiau ši kaita nepriklauso ir nuo branduolinės pramonės veiklos.



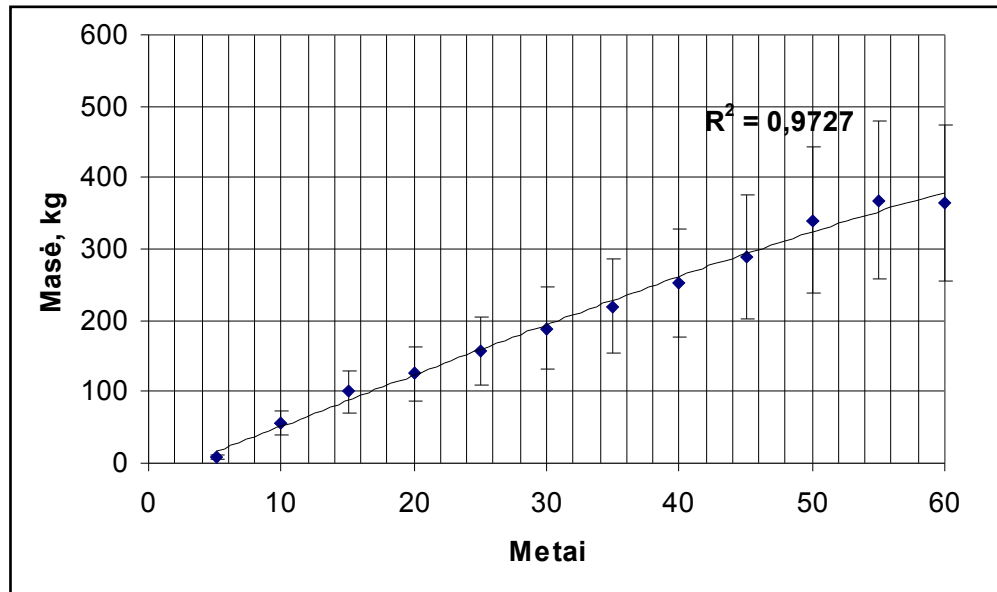
3.43 pav.  $^{40}\text{K}$  užterštumo tankis 0–30 cm dirvožemio sluoksnyje po pušų lajomis įvairiais užtaršos metais,  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$



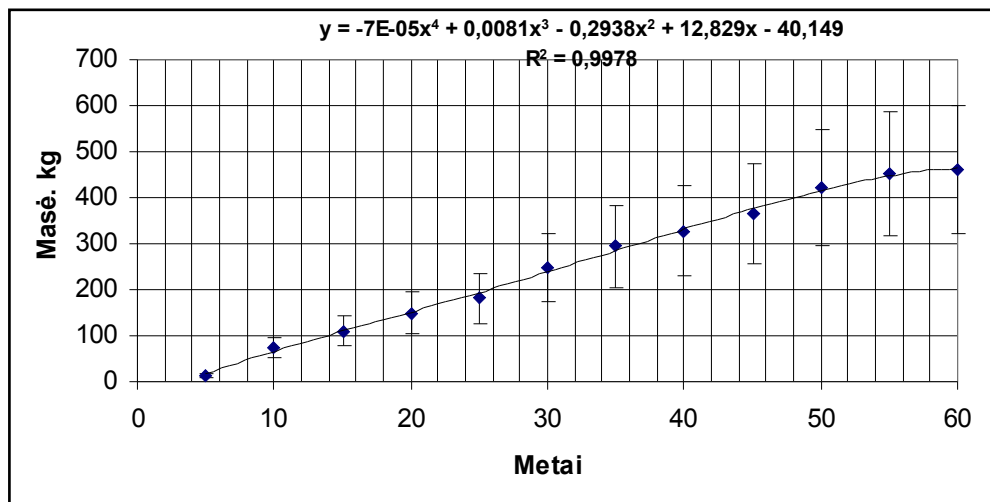
3.44 pav.  $^{40}\text{K}$  užterštumo tankis 0–30 cm dirvožemio sluoksnyje po beržų laja įvairiais užtaršos metais,  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$

Norint atkurti natūralios kilmės radionuklidų pasiskirstymą dirvožemyje pakankamai sudėtinga, kadangi šie radionuklidai labai skirtingai kaupiasi atatinamos augalų rūšyse. Be to radionuklidų pernašos iš dirvožemio į medį augalui augant mažėja.

Augant augalams kinta jų biomasė, taip pat šaknų išsidėstymas tiek vertikaliame, tiek horizontaliuose dirvožemio sluoksniuose, todėl radionuklidų pernaša į medį, kuri vyko 2000 metais ir prieš 60 metų yra skirtinga. Šio skirtumo įvertinimui nustatytas radionuklidų pernašos pataisos koeficientas, o tuo pačiu perskaičiuota ir šaknų masė.



3.45 pav. Pušies biomasės pokytis 0–60 metais



3.46 pav. Beržo biomasės pokytis 0–60 metais

3.45 ir 3.46 pav. pateikiamas pušies biomasės pokytis, medienos tūrį perskaičiuojant į orausės medienos masę, priimant, kad 12–15% drėgnumo pušies tankis vidutiniškai yra

520 kg·m<sup>-3</sup>, beržo 650 kg·m<sup>-3</sup> [15A]. Naudojantis biomasės kaita, galima įvertinti sukauptus radionuklidų kiekius atskirais augalo amžiaus laikotarpiais.

5–100 m. amžiaus sumedėjusių augalų biomasės pokytį galima aprašyti (3.1–3.2) empirinėmis formulėmis [15A]:

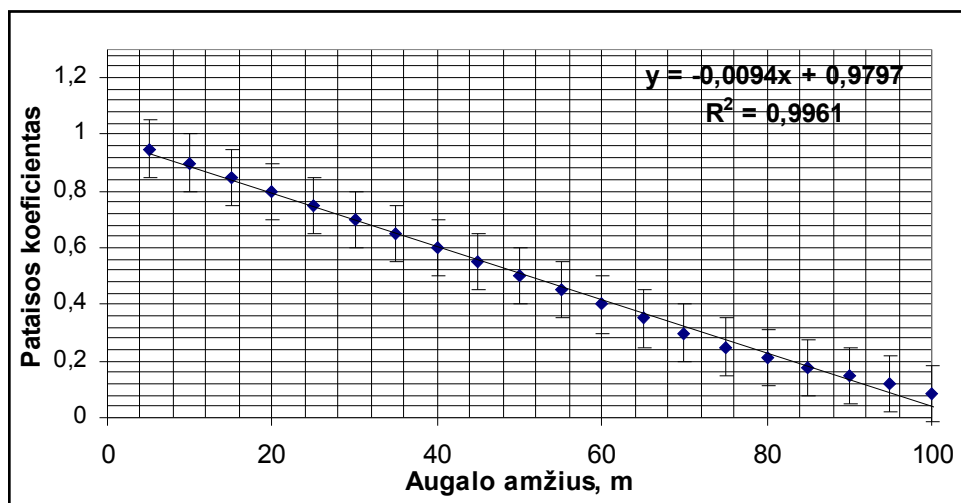
$$\text{pušies biomasės pokytis: } B_p = 6,5394 \times M - 11,867, \quad (3.1)$$

$$\text{beržo biomasės pokytis } B_b = 7,3864 \times M - 7,8, \quad (3.2)$$

čia  $M$  – augalo amžius, metai;  $B_p$  – pušies biomasės pokytis, kg;  $B_b$  – beržo biomasės pokytis, kg.

Duomenų nuokrypis nuo tiesinės funkcijos sudarė apie 1 procentą.

Sveiko sumedėjusio augalo biomasės pokytis yra proporcingas augalo amžiui, todėl, nustatant <sup>137</sup>Cs pernašos iš dirvožemio į medį koeficientą, o taip pat užterštumo tankį 0–30 cm dirvožemio sluoksnyje, būtina atsižvelgti į medžio biomasės pokytį. <sup>137</sup>Cs pernašos iš dirvožemio į medį pataisos koeficientas, nustatytas pagal pušies ir beržo biomasės pokyčius, pateiktas 3.47 pav.



3.47 pav. <sup>137</sup>Cs pernašos iš dirvožemio į medį pataisos koeficientas, įvertinantis šaknų prieaugį ir augalų biomasę beržo 1B ir pušies 1P augimo metais

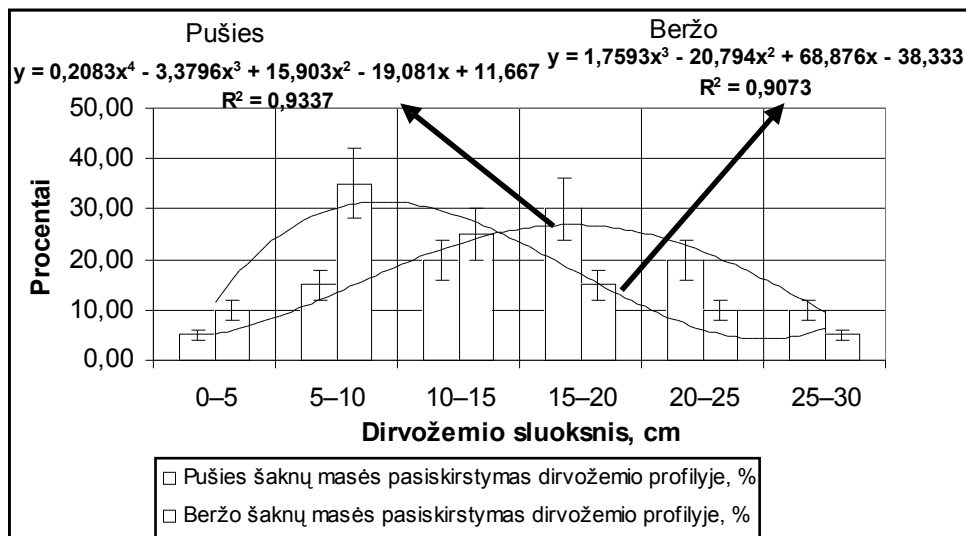
Norint nustatyti radionuklidų pasiskirstymą dirvožemyje po medžių laja pagal jo sluoksnius, reikia įvertinti šaknų išsidėstymą tuose sluoksniuose t. y. jų kiekį tam tikrame dirvožemio profilyje. Šaknų kiekis apsprendžia radionuklidų pasiskirstymą dirvožemyje, kadangi augalų šaknys pasižymi siurbiamomis bei mineralus tirpdančiomis savybėmis. Radionuklidai skirtingai pasiskirsto augalo šaknų zonoje nei toliau nuo medžių esančiame dirvožemio profilyje [7A, 13A]. Maisto medžiagų pasisavinimui augale labai svarbus yra

šaknų kiekis dirvožemyje, ypač siurbiamųjų šaknų, nuo kurių ir priklauso maisto medžiagų pasisavinimas, o tuo pačiu ir dirvožemio tirpale ištirpę radionuklidai. Dirvožemio tirpalas yra terpė, kurioje vyksta mikroelementų migracinių formų kaita: mažiau judrių formų perėjimas į judresnes – jonines, koloidines, metalo-organines ir kt.

Vertinant šaknų pasiskirstymą pagal dirvožemio vertikalę atsižvelgta į beržų ir pušų – amžių, (jis vidutiniškai parinktas 20–60 m. amžiaus augalams), rūšį ir dirvožemio gralunometrines sudėtį 3.48 pav.

Vertinant  $^{137}\text{Cs}$  užterštumo tankius kiekvieno dirvožemio sluoksnyje (0–5, 5–10, 10–15, 15–20, 20–25, 25–30) naudotasi šaknų pasiskirstymo pagal dirvožemio profilių kiekiais ir pagal juos paskirstytas užterštumo tankis iš 0–30 cm dirvožemio sluoksniu.

Neįvertinus šaknų išsidėstymo būtų gauta, kad radionuklidai pasiskirsto tolygiai visame 0–30 dirvožemio sluoksnyje ir skaičiuojant, pernašos koeficientus iš skirtingų dirvožemio gylių į augalo segmentus būtų gauta, kad kuo gilesnis dirvožemio sluoksnis, tuo didesnė radionuklido pernaša. Taip vertinti būtų klaidinga, kadangi kuo gilesnis dirvožemio profilis tuo radionuklidų ir sumedėjusių augalų požeminės dalies kiekis mažėja.



3.48 pav. Pušies ir beržo šaknų išsidėstymas pagal dirvožemio vertikalę

Nustatant užtaršos  $^{137}\text{Cs}$  tankį 0–30 cm dirvožemio sluoksnyje įvairiais pušies ir beržo augimo metais, naudojamos duomenų tarpusavio glaudumo funkcija–trendu (3.48 pav.), o pagal (3.3) formulę perskaičiuojamas tikrasis  $^{137}\text{Cs}$  užterštumo tankis 0–30 cm dirvožemyje po medžių laja, n-taisias metais:

$$Q_{n(0-30)} = \frac{Q \times \check{S}M_n}{100}, \quad (3.3)$$

čia  $\check{S}M_n$  – augalo šaknų masės pasiskirstymas dirvožemio (0–5,..25–30 cm) profilyje,%;

$Q_{n(0-30)}$  – užterštumo radionuklidu tankis dirvožemio sluoksniuose (0–5,..25–30 cm) medienos rėvių tyrimo metais, Bq·m<sup>-2</sup>;  $Q$  – užterštumo radionuklidu tankis 0–30 cm dirvožemio sluoksnyje, Bq·m<sup>-2</sup>.

Galutinis dirvožemio užtaršos atkuriamasis modelis „dirvožemis–medis“ pateikiamas pagal (3.4) formulę, kurios pagalba galima įvertinti dirvožemio ilgalaikės užtaršos radionuklidais kaitą ir atlikti prognozes pagal radionuklidų kaitą medžių segmentuose:

$$Q = \left( \left( \frac{Q_{\check{S}}^{2000}}{Q_R^{2000}} \cdot Q_R^n \right) \cdot e^{\lambda t_n} \cdot \frac{Q_{\check{S}}^{2000}}{Q_{\check{S}}^{2000}} \cdot \frac{Q_{n(0-30)}^{2000}}{Q_{\check{S}}^{2000}} \right) \cdot K, \quad (3.4)$$

čia  $Q$  – užtaršos <sup>137</sup>Cs tankis 0–30 cm dirvožemio sluoksnyje, Bq·m<sup>-2</sup>;  $K$  – koeficientas kuriuo įvertinamas beržo ir pušies biomasės kitimas;  $Q_{\check{S}}^{2000}$  – radionuklidų savitasis aktyvumas plonosiose šaknyse 2000 metais, Bq·kg<sup>-1</sup>;  $Q_{\check{S}}^{2000}$  – radionuklidų savitasis aktyvumas storosiose šaknyse 2000 metais,  $Q_R^{2000}$  – radionuklidų savitasis aktyvumas 2000 metų medienos rėvėje Bq·kg<sup>-1</sup>;  $Q_R^n$  – <sup>137</sup>Cs savitasis aktyvumas medienoje n-taisias metais, Bq·kg<sup>-1</sup>;  $\lambda$  – radionuklido skilimo konstanta, m;  $t_n$  – laiko tarpas nuo užtaršos pradžios iki n – tųjų metų, m.

Įvertinant <sup>137</sup>Cs užtaršos tankius skirtinguose aktyvumo tankius skirtinguose dirvožemio sluoksniuose (0–5,..25–30 cm) medienos rėvių tyrimo metais, (Bq·m<sup>-2</sup>), naudojama (3.5) formulė:

$$Q_{n(0-30)}^n = \left( \left( \frac{Q_{\check{S}}^{2000}}{Q_R^{2000}} \cdot Q_R^n \right) \cdot e^{\lambda t_n} \cdot \frac{Q_{\check{S}}^{2000}}{Q_{\check{S}}^{2000}} \cdot \frac{Q_{n(0-30)}^{2000}}{Q_{\check{S}}^{2000}} \right) \cdot K \cdot \frac{\check{S}M_n}{100} \cdot K_{n(0-30)}, \quad (3.5)$$

čia  $Q_{n(0-30)}^n$  – radionuklido aktyvumo tankis dirvožemio sluoksniuose (0–5,..25–30 cm) n-tais medienos rėvių tyrimo metais;  $\check{S}M_n$  – augalo šaknų masės pasiskirstymas dirvožemio



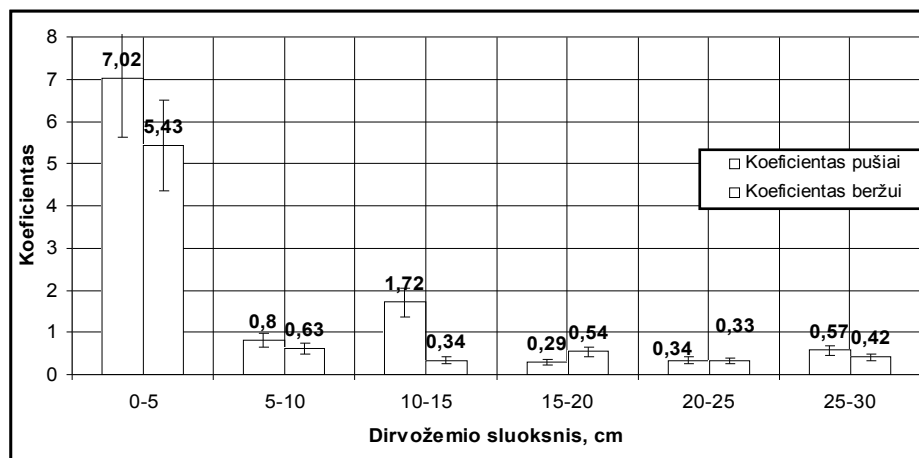
(0–5,..25–30 cm) profilyje, %;  $K_{n(0-30)}$  – aktyvumo tankių skirtinguose dirvožemio sluoksniuose pataisos koeficientas;  $\lambda$  – radionuklido skilimo konstanta,  $m^{-1}$ ;  $t_n$  – laiko tarpas nuo užtaršos pradžios iki  $n$  – tųjų metų, m.

Paskaičiavus užtaršos radionuklidu aktyvumo tankius dirvožemio skirtinguose sluoksniuose  $n$ –tais medienos tyrimo metais pastebime, kad aktyvumo tankiai lyginant su tiriamųjų metų duomenimis nesutampa.

Radionuklidų pasiskirstymui dirvožemio profilyje nepakanka įvertinti tik biomasės ir šaknų pokyčius, todėl, naudojantis 2000 metų  $^{137}\text{Cs}$  savitojo aktyvumo pasiskirstymu pagal dirvožemio profilį, nustatyti pataisos koeficientai (3.49 pav.).

Pagal šį koeficientą įvertinami  $^{137}\text{Cs}$  vertikaliosios migracijos dirvoje ir patekimo į augalų faktoriai: 1. Fiziniai: a) iškritų kiekis ir dažnis po užtaršos, b) fizinės – cheminės dirvožemio savybės; 2. Biologiniai: a) absorbcija ir transpiracija, b) biologinės dirvos savybės.

3.49 pav.  $^{137}\text{Cs}$  užterštumo tankio skirtinguose dirvožemio sluoksniuose pataisos koeficientai nustatyti sulyginus eksperimentinių tyrimo rezultatus su eksperimentinėmis išmatuotomis natūroje vertėmis.



3.49 pav.  $^{137}\text{Cs}$  užterštumo tankio skirtinguose dirvožemio sluoksniuose pataisos koeficientai

Kuriant modelį buvo naudotasi 2000 metų eksperimentinių tyrimų duomenimis, todėl formulėse nurodytas indeksas 2000. Kitais metais nustačius eksperimentinius duomenis, indeksas 2000 žymintis medžio rievės ir dirvožemio matavimų metus, keičiamas indeksu  $N$ . Tuomet (3.6) formulė įgauna sekantį pavidalą:

$$Q_{n(0-30)}^n = \left( \left( \frac{Q_{\check{S}}^N}{Q_R^N} \cdot Q_R^n \right) \cdot e^{\lambda t_n} \cdot \frac{Q_{\check{S}}^N}{Q_{\check{S}}^N} \cdot \frac{Q_{n(0-30)}^N}{Q_{\check{S}}^N} \right) \cdot K \cdot \frac{\check{S}M_n}{100} \cdot K_{n(0-30)}, \quad (3.6)$$

čia  $Q_{n(0-30)}^n$  – radionuklido aktyvumo tankis dirvožemio sluoksniuose (0–5,..25–30 cm) n–tais medienos rievų tyrimo metais;  $Q_s^N$  – radionuklidų savitasis aktyvumas plonosiose šaknyse n metais,  $Bq \cdot kg^{-1}$ ;  $Q_s^N$  – radionuklidų savitasis aktyvumas storosiose šaknyse n metais,  $Q_R^N$  – radionuklidų savitasis aktyvumas n–metais medienos rievėje,  $Bq \cdot kg^{-1}$ ,  $Q_{n(0-30)}^N$  – radionuklido aktyvumo tankis n–tais medienos rievų tyrimo ir dirvožemio matavimo metais, (0–5,..25–30 cm) dirvožemio sluoksniuose,  $\lambda$  – radionuklido skilimo konstanta,  $m^{-1}$ ;  $t_n$  – laiko tarpas nuo taršos iki n – tųjų metų, m.

Apytiksliai (3.7) formulėje, galima atsisakyti pernašos koeficientų iš dirvožemio į storąsias ir iš storųjų į plonąsias šaknis, o naudoti tik pernašos koeficientą iš dirvožemio 0–30 cm sluoksnio į metinę medienos rievę:

$$Q_{n(0-30)}^n = \frac{Q_{n(0-30)}^N}{Q_R^N} \cdot e^{\lambda t_n} \cdot K \cdot \frac{\check{S}M_n}{100} \cdot K_{n(0-30)}. \quad (3.7)$$

Šiuo atveju susidaro paklaida, kuri priemolio dirvožemiuose yra apie 20 %, o priemolio dirvožemiuose apie 35 %.

### 3.2.2. Tiriamojo regiono užtaršos tankio radioaktyviosiomis medžiagomis restauracija pagal radionuklidų sancaupą medžių segmentuose

Modeliuojant  $^{137}Cs$  aktyvumo dirvožemyje vertikaliają kaitą buvo priimti du šio radionuklido šaltiniai, tai branduolinių sprogdinimų laikotarpis 1955–1963 ir ČAE katastrofa 1986 m.

Žinant, kad branduolinių bandymo laikotarpyje pagrindinis kiekis radionuklidų (~90%) buvo išmestas į aplinką 1962–1963 metais, todėl į RSP programą įvedame du užtaršos  $^{137}Cs$  laikotarpius 1962 ir 1986 m. kurių metu į Lietuvos apytikriai vidutiniškai iškrito vidutiniškai po ~2000  $Bq \cdot m^{-2}$ .

Į RSP programą įvedami duomenys pateikti 3.3–3.4 lentelėse.

#### 3.3 lentelė. Duomenys, įvesti į RSP programą, kai paviršiaus užtaršos tankis $2.0 kBq \cdot m^{-2}$

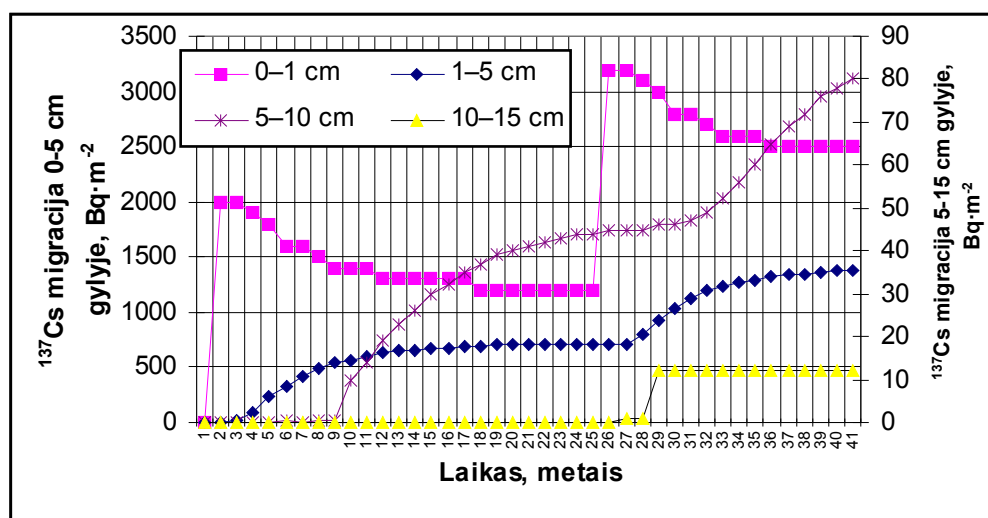
Modeliavimo laikas: 40 metų	Iškritų į dirvos paviršių tankis $2000,0 Bq \cdot m^{-2}$
Paviršinė užtaršos gylis: 0,1 cm	Radionuklido migracijos gylis: 30 cm
Radionuklido skilimo konstanta: 0,023 $metai^{-1}$	Fiksacijos koeficientas: 0,1 $m^{-1}$
Dirvožemio tankis: 1350–1600 $kg \cdot m^{-3}$	Augalo tipas–sumedėjęs augalas
Dirvožemio tipas: priemėlis	Nitratų–nitritų kiekis mažas

**3.4 lentelė.** Dirvožemio tankio pasiskirstymas pagal sluoksnius

Sluoksnio Nr.	Dirvožemio sluoksnis, cm	Tankis, kg·m <sup>-3</sup>
1	0–1	1350.0
2	1–5	1400.0
3	5–10	1450.0
4	10–15	1450.0
5	15–20	1550.0
6	20–25	1500.0
7	25–30	1600.0

Įvedus į RSP programą duomenis, nstatomi dirvos užtaršos dydžiai 40 metų laikotarpyje, 0–5, 5–10, 10–15, 15–20, 20–25, 25–30 dirvožemio sluoksniuose.

<sup>137</sup>Cs pasiskirstymas dirvožemio 0–1, 1–5, 5–10, 10–15 gyliuose grafiškai pateikiamas 3.50 pav. Lyginant duomenis su eksperimentinių tyrimų rezultatais, nustatyta, kad tiek eksperimentiniame modelyje “dirvožemis–medis“ 0–5 cm ir 5–10 cm dirvožemio gylyje, tiek RSP modelyje, radionuklidų savitasis aktyvumas 25 metų bėgyje kito beveik du kartus.

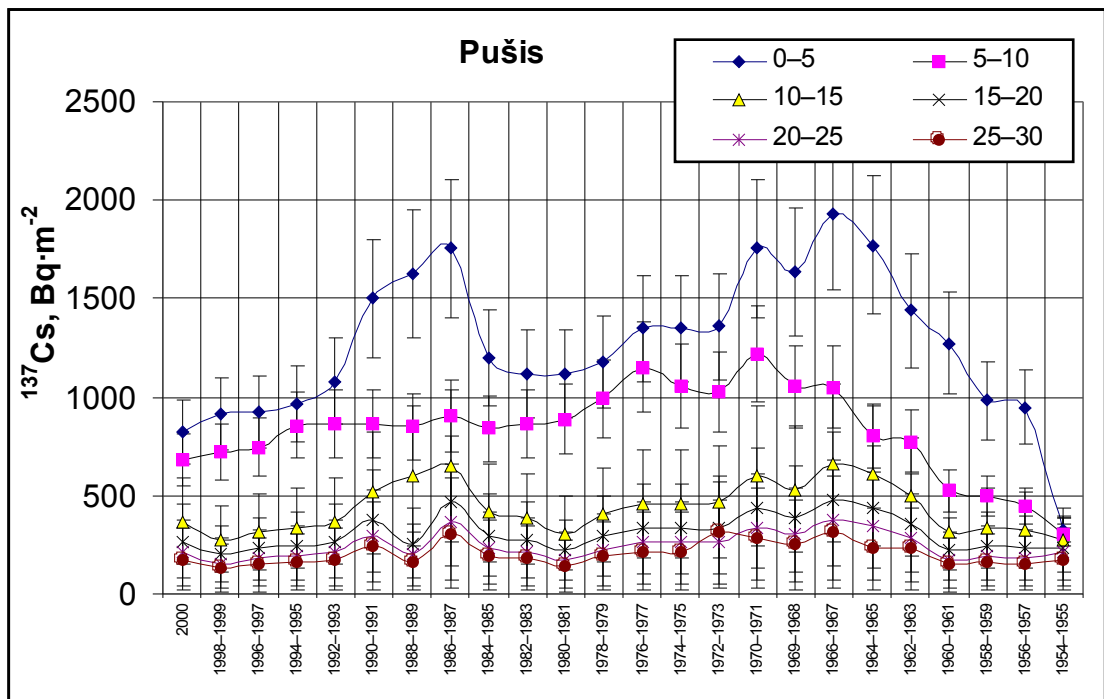


**3.50 pav.** <sup>137</sup>Cs migracija pagal RSP modelį dirvožemio 0–1, 1–5, 5–10, 10–15 sluoksniuose, kai paviršinis iškritų tankis sudarė 2000 Bq·m<sup>-2</sup>

Priimta, kad iškritos į žemės paviršių buvo vienkartinės 1962 m. ir 1986 metais. Nuo 1986 m. skaičiuojama suminė branduolinė bandymų sukelta ir po Černobylio AE katastrofos atsiradusi užtarša.

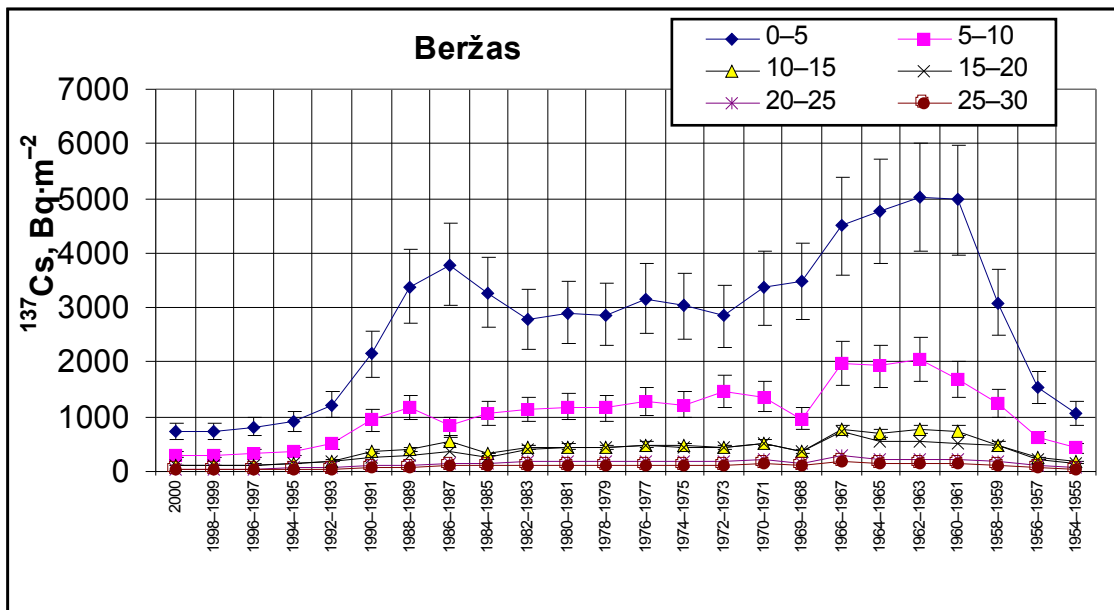
Ekspirimentiniame modelyje, skirtingai nei RSP modelyje, dirvožemio aktyvumas visuose sluoksniuose po 1986 m. užtaršos eksponentiškai mažėja (3.51–3.52 pav.). RSP modelyje po 10 metų po iškritų dirvos paviršiuje 0–1 cm gylyje dirvožemio aktyvumas sumažėja nuo 2000 iki 1300 Bq·m<sup>-2</sup>, kai į dirvos paviršių iškritas sudarė 2000 Bq·m<sup>-2</sup> (3.50 pav.).

Šių modelių netolygumas pasireiškia tuo, kad RSP modelyje nėra įvertinamas šaknų kiekis bei jų pasiskirstymas dirvožemio profilyje, o taip pat neįvertinamas ir biomasės metinis prieaugis.



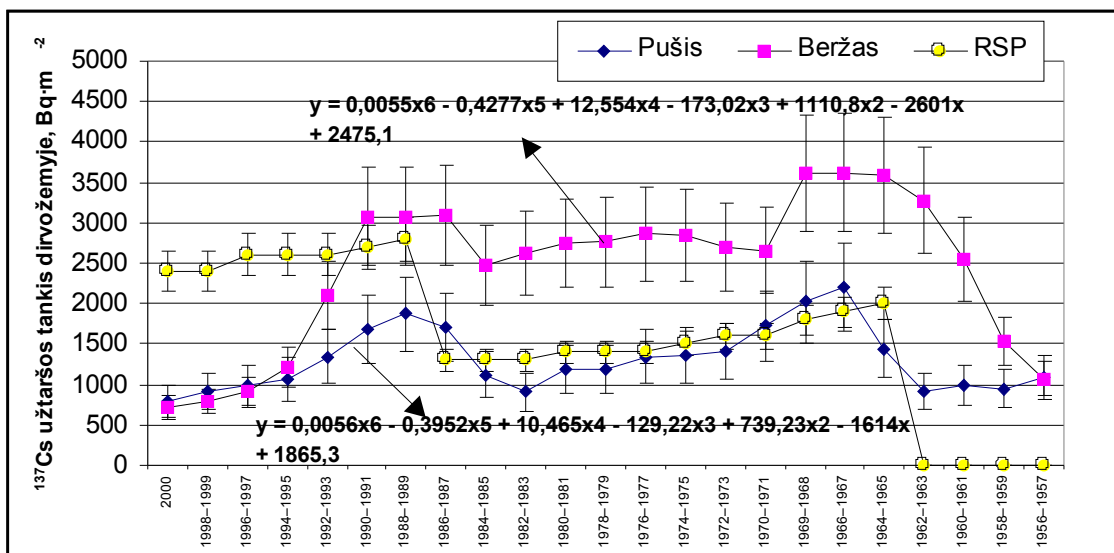
3.51 pav. Radionuklidų migracija pušies įtakos zonoje dirvožemio 0–5, 5–10, 10–15, 15–20, 25–30 sluoksniuose pagal eksperimentinio modelio duomenis, Bq·m<sup>-2</sup>

Kitas skirtumas tarp eksperimentinio ir teorinio modelių yra tas, kad pagal teorinį modelį radionuklidai per 25 m. pasiekia tik iki 15 cm gylio, kai tuo tarpu eksperimentiniame modelyje radionuklidų kiekiai aptinkami net 30 cm dirvožemio gylyje. Šių skirtumų galimos dvi priežastys: 1) šaknų pagalba radionuklidai migruoja į gilesnius dirvožemio sluoksnius ir ten, apmirštant augalo šaknims, jie pasilieka, 2) Modelyje RSP įvertinama tik viena dirvožemio paviršiaus užtarša, eksperimentiniame modelyje įvertinamos dvi užtaršos: branduolinių bandymų metu 1954–1980 m. ir Černobylio avarijos pasekmės 1986 m.



3.52 pav. Radionuklidų migracija beržo ūtakos zonoje dirvožemio 0–5, 5–10, 10–15, 15–20, 25–30 sluoksniuose pagal eksperimentinio modelio duomenis,  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$

3.53 pav. pateikiama  $^{137}\text{Cs}$  migracija pušies ir beržo ūtakos zonoje dirvožemio paviršiuje, kai iškritų tankis kompiuteriniame modelyje siekė per du periodus po 2000  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ , o eksperimentiniame modelyje panaudotas eksperimentiškai įvertintas 1955 m. ir 1986 m. dirvožemio užtaršos tankis.



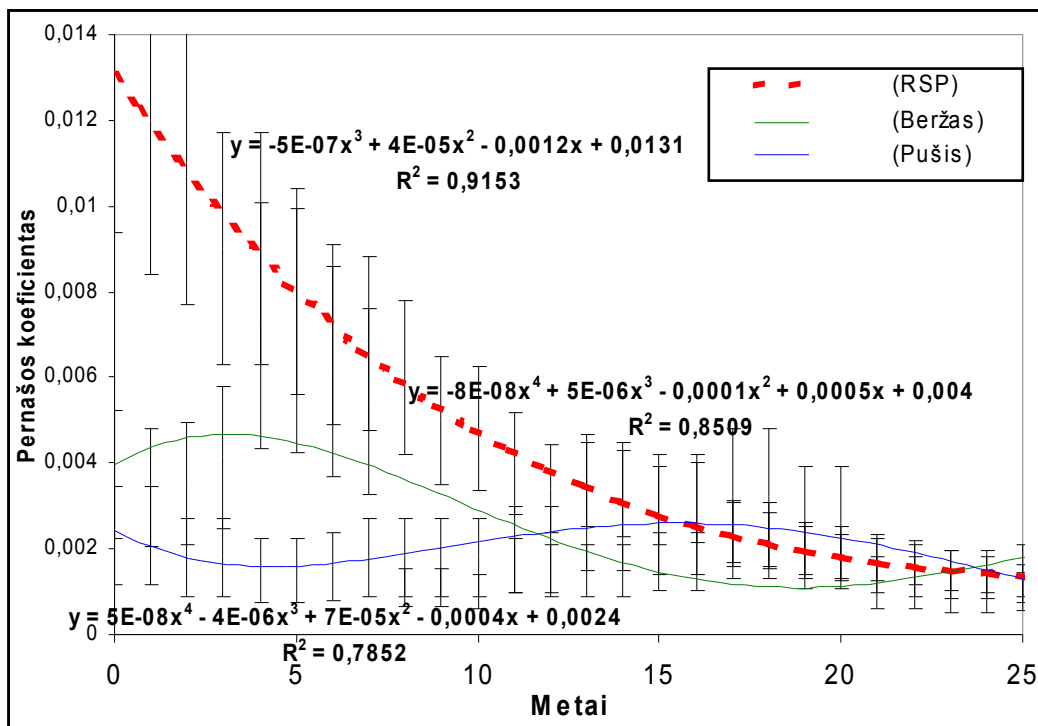
3.53 pav. Radionuklidų migracija dirvožemio paviršiuje (0–5 cm) sluoksnyje pagal eksperimentinį ir kompiuterinį modelius

Iš pateiktų 3.53 pav. duomenų matyti, kad branduolinių bandymų metais 1955–1969 m. pastebimas  $^{137}\text{Cs}$  dirvožemio paviršiuje didėjimas, o po ČAE 1986 m. katastrofos

pastebimi dirbtinės kilmės radionuklido mažėjimai tiek beržo, tiek pušies medžių ūtakos zonose.

3.54 pav. palyginti  $^{137}\text{Cs}$  pernašos iš dirvožemio į medžio medieną koeficientai, nustatyti naudojantis RSP programa ir eksperimentiškai. Pernašos koeficientų vertės, nustatytos RSP programa  $(0,002-0,013)\pm 0,002$  yra artimos eksperimentiškai nustatytoms  $(0,001-0,004)\pm 0,001$ , vertinant nuo dešimtujų medžio augimo metų.

Pastebima, kad pagal RSP modelį per 25 metus radionuklidų pernaša iš dirvožemio į medį kasmet tendencingai mažėja, nes radionuklidų užtarša dirvožemyje mažėja (suskyla ir migruoja gilyn), be to mažėja medžių gebėjimas įsisavinti radionuklidus. Tačiau šiame modelyje nėra įvertintos papildomos (1955–1962 m. laikotarpis) grunto užtaršos, sekusios po pagrindinės užtaršos, taip pat nėra atsižvelgta į šaknų išsidėstymą vertikaliame dirvožemio sluoksnyje, o tuo pačiu – radionuklidų, migruojančių gilyn, pvz., iki 25 cm, pernašos į medžio šaknis gerėjimas.



3.54 pav.  $^{137}\text{Cs}$  pernašos koeficientų iš dirvožemio į medį kaita

Eksperimentiniame modelyje įvertinant  $^{137}\text{Cs}$  pernašos iš dirvožemio į medį koeficientą atsižvelgta į medžio šaknų išsidėstymą, medžių biologinį imlumą pagal amžių ir kaupimąsi šaknyse vėlavimą po dirvožemio paviršiaus užtaršos.

Pagal 3.52 pav. duomenis matyti, kad  $^{137}\text{Cs}$  pernašos iš dirvožemio į beržą koeficientas didžiausias apie 4–5 jo augimo metus ir sudaro vidutiniškai  $0,005 \pm 0,001$ . Pušiai  $^{137}\text{Cs}$  radionuklidų intensyviausia pernaša 17–19 metais po iškritų ir jos koeficientas  $0,0026 \pm 0,0012$ .

### 3.3. Išvados

1. Pastebima dviejų tipų  $^{137}\text{Cs}$  savitojo aktyvumo padidėjimo pušyje tendencija. Pirmasis  $^{137}\text{Cs}$  savitojo aktyvumo padidėjimas augančios pušies medienoje pastebimas šiam radionuklidui prasiskverbus į medieną iš spyglių ir žievės 1960–1965 m. bei 1986 m. ir antrasis padidėjimas, nustatyta maždaug po 10 metų po iškritų ant žemės paviršiaus, radioizotopams į medį patekus per medžių šaknis. Beržai radionuklidus, po dirvožemio užtaršos jais įsisavina vėliau nei pušis.
2.  $^{137}\text{Cs}$  ir  $^{40}\text{K}$  savitojo aktyvumo santykis pušyje didžiausias 1968–1969 ir 1986–1994 m. laikotarpiu, beržuose 1957–1958 m. bei 1967–1968 m., o taip pat 1986 ir 1994 m.
3.  $^{137}\text{Cs}$  ir  $^{40}\text{K}$  savitasis aktyvumas pušies spygliuose ir žievėje daugiau nei eile didesnis negu medienoje, nes tai lemia ne tik radionuklidų pernaša iš dirvos per medžio šaknis, bet ir užtarša tiesiogiai iš oro.
4. Dirvožemyje po beržų lajomis  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas yra didesnis prie kamieno ir ties lajos riba (1 ir 3 zonose). Dirvožemyje po pušies laja  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas mažėja tostant nuo medžio kamieno.
5.  $^{137}\text{Cs}$  kaupimosi kaita pušies ir beržo sanduose išreiškiama tokia tvarka: šaknys→žievė→spygliai (lapai) →šakos→mediena.
6. Nustatyta, kad nesant užtaršos iš oro,  $^{137}\text{Cs}$  beržų lapuose kaupiasi tik iš jo kamieno.
7. Pagal radionuklidų savituosius aktyvumus medžio sanduose ir polajinės augalo zonos dirvožemyje nustatyti pernašos sistemoje “dirvožemis–medis” koeficientai.
8. Įvertintas pušies ir beržo šaknų išsidėstymas pagal dirvožemio vertikale ir nustatytas  $^{137}\text{Cs}$  pernašos iš dirvožemio į medį pataisos koeficientas, atsižvelgiant į šaknų išsidėstymą, jų priaugį ir augalų biomasės metinę kaitą.
9. Vertinant dirvožemio užterštumo tankį eksperimentiniu modeliu gauti skirtingi užterštumo tankiai skirtinguose 0–5, ... 25–30 cm dirvožemio sluoksniuose. Kompiuteriniu RSP modeliu radionuklidų pernaša sistemoje “dirvožemis–medis” vertinama pagal dirvožemio užtaršą tame regione, o eksperimentiniame modelyje pagal medžių sanduose sukauptų radionuklidų kiekius.
10. Naudojantis eksperimentiniu modeliu ir gautais radionuklidų pernašos iš dirvožemio į beržą ir pušį koeficientais galima atkurti buvusią radioktyvioatyviąją dirvožemio užtaršą.

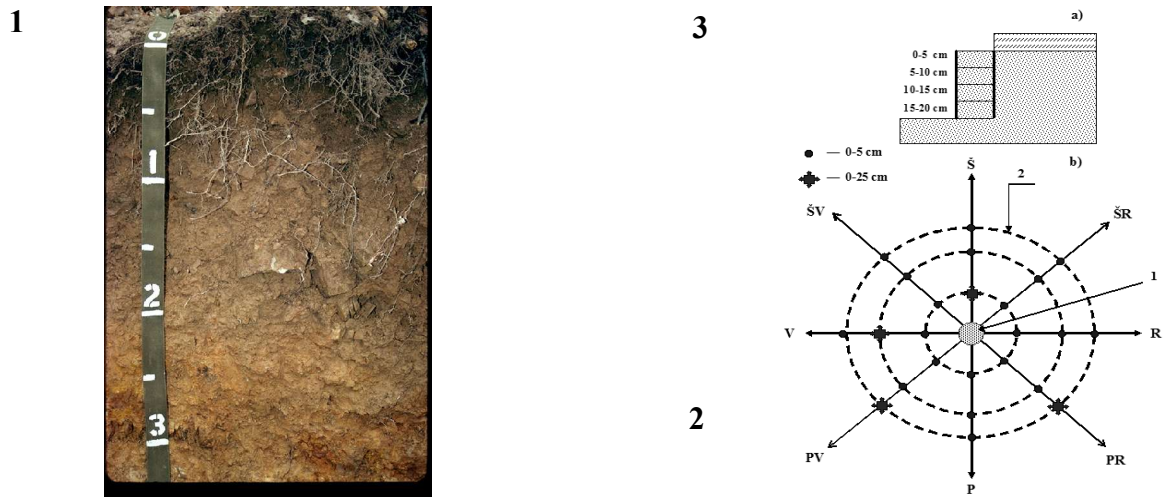


#### 4. NAUDOTA APARATŪRA, PRITAIKYTOS METODIKOS IR EKSPERIMENTINIAI STENDAI

Vertinant branduolinės pramonės taršą, ypač po atominių elektrinių avarijų, o taip pat branduolinių bandymų metu į aplinkos orą yra išmetami dideli kiekiai radionuklidų, kurie vėliau nusėda ant žemės ir su maistinėmis medžiagomis patenka į augalus. Norint nustatyti teršalų migracijos kelius ir užtaršos dinamiką būtina tirti sumedėjusių augalų metines rieves, nustatyti kaip jose sklinda ir akumuliuojasi dirbtinės ir natūralios kilmės radionuklidai ar kiti teršalai.

Dirvožemio bandiniams paėmimas yra suskirstomas į tris zonas: skritulio plotas tarp kamieno ir pirmo apskritimo ribų pirmoji zona, žiedo plotas tarp 1–jo ir antrojo apskritimų, antroji zona, plotas tarp antrojo ir trečiojo apskritimų trečioji zona, kuri sutampa su lietaus nuo medžių lašėjimo riba (2.3, 4.1 pav.). Tyrimui po kiekvieno medžio laja paimti po 40–60 dirvožemio bandinių, kurie buvo išdžiovinti, susmulkinti ir persijoti pasverti.

Dirvožemio ėminiams imti pasigamintas 170 mm skersmens ir 50 mm aukščio metalinis žiedas, kuris į žemę įkalamas ir žemė atkertama iš apačios kastuvu 4.1 pav.



4.1 pav. Dirvožemio mėginio paėmimo vieta

1 – dirvožemio profilis; 2 – dirvožemio bandinių paėmimo žiedas; 3 – Dirvožemio bandinių paėmimo vietų schema: a – kasinio bandiniams paimti pagal grunto gylį schema; b – dirvožemio bandinių apie medį paėmimo vietų schema: • – bandinių paėmimo vietos po medžių laja; + – bandinių pagal grunto gylį paėmimo vietos; 1 – medžio kamienas; 2 – medžio lajos riba

Medienos bandiniams pagal metines sumedėjusio augalo rieves paimti, taikomi įvairūs mėginių paėmimo metodai: pjaustymas, skaldymas, grėžimas, obliavimas, skutimas ir kt., tačiau, imant šiuo metodu mėginius gaunami nedidelės masės mėginiai ir darbo sąnaudos labai didelės.

Norint atlikti medienos pagal augalo metines rieves radiometrinius tyrimus reikalingi dideli medienos kiekiai, taip pat bandinių kiekis priklauso nuo augalo amžiaus nuo 10 iki 200. Šiam tikslui buvo pasigaminti kaltai – skeltuvai. Naudojant modifikuotus kaltus – skeltuvus medienos bandiniai buvo imami nupjovus medį ir atpjaujant medžio horizontalia kryptimi, ne storesnes kaip 50 mm, kaladėles nes tik tuomet galima paimti bandinius tiksliai pagal metus (rieves) ir neribojamas jų kiekis bei masė. Atpjauta kaladėlė buvo šlifuojama, kad išryškėtų medžio metinės rievės, vėliau nustatomas augalo amžius ir rašikliu išryškinamos rievės. Pagal rieves, panaudojus atitinkamą kaltą – skeltuvą (priklausomai nuo sumedėjusio augalo metinės rievės diametro) nesunkiai paimamas (atskeliamas) medienos bandinys, pagal augalo metinę rievę.

Modifikuoti kaltai – skeltuvai – tai medienos skaldymui naudojami rankiniai kaltai. Patentuose aprašomi kaltų tobulinimai, kurie leidžia kaltams kuo tobuliau ir tiksliau drožti ar atskelti tam tikrą medienos dalį. Kalto prototipai neturi išplatintų ir lenktų ašmenų, kurie leistų medieną skaldyti puslankiu, pagal medienos rieves. Taip pat prototipai nėra įvairių pločių kurie būtų parinkti pagal medienos metines rieves. Be to prototipuose nėra ribotuvų kurie neleistų kaltui nukrypti į kitas skeliamos medienos metines rieves.

Naudojantis modifikuotais kaltais–skeltuvais medžio rievės atskiriamos tiksliai pagal metines sumedėjusio augalo rieves. Šiais kaltais medienos mėginiai yra paimami sparčiau ir tiksliau nei įprastais kaltais ar įvairias peiliais, obliais, skutikliais ar pan.

Kokybiškam ir optimaliam, pagal metines rieves, medienos bandinių atskyrimui taikomi kelių formų kaltai – skeltuvai. Pasigaminti kaltai–skeltuvai taip pat tinka ne tik vienu metų metinei rievei paimti, bet galima iškart imti mėginius po tris ar penkias metines rieves. Taip pat šiais kaltais – skeltuvais galima tiksliai paimti mėginį, nesumaišant jo metinių rievių.

Modifikuoti kaltai–skeltuvai sudaryti iš apvalios ir pailgos formos koto (f) (4.2 pav.) kurio viršutinė dalis sutvirtinta metalu (e), plokščios metalinės dalies (d) kurios galas išplatintas ir užgalastas (b) ir užgalastos dalies ribotuvo (c).

Modifikuojant įprastus kaltus, pagaminti keturių pločių kaltai–skeltuvai (pav. 4.2), trys iš jų lenktos formos 100 mm, 130 mm, 180 mm ilgių, o vienas – lygus 150 mm ilgio. Skeltuvų ašmenų plotis – 50 mm ir parinktas taip, kad skeliant nebūtų vertikalios

nukrypimo į kitą rievę. Kaltų lenktumas buvo nustatytas eksperimentiniais tyrimais atliekant praktinius medžio bandinių skaldymus.

Pagaminti kaltai–skeltuvai yra pritaikyti atskirti nupjautų 10–80 metų sumedėjusių augalų rieves. Lygusis kaltas taikytinas žievei ir didesnio nei 500 mm skersmens kaladėlių metinių rievių atskyrimui. Skaldomų kaladėlių aukštis neturėtų būti didesnis kaip 5 cm. Skaldant aukštesnes kaladėles būtų neišvengta didesnių medienos mėginių paėmimo paklaidų dėl atskeltų paviršių nelygumo. Kaltų ašmenys išplatintos privirinant metalines plokšteles, kurios pagamintos iš ypač tvirto įrankinio plieno, kuris nesideformuoja, o ašmenys išlieka aštrūs ilgą laiką. Gaminamų kaltų ašmenų pasvirimo kampas ne didesnis kaip 25°, o užgalastų ašmenų (a) (pav. 4.2) aukštis ne mažesnis kaip 10 mm.

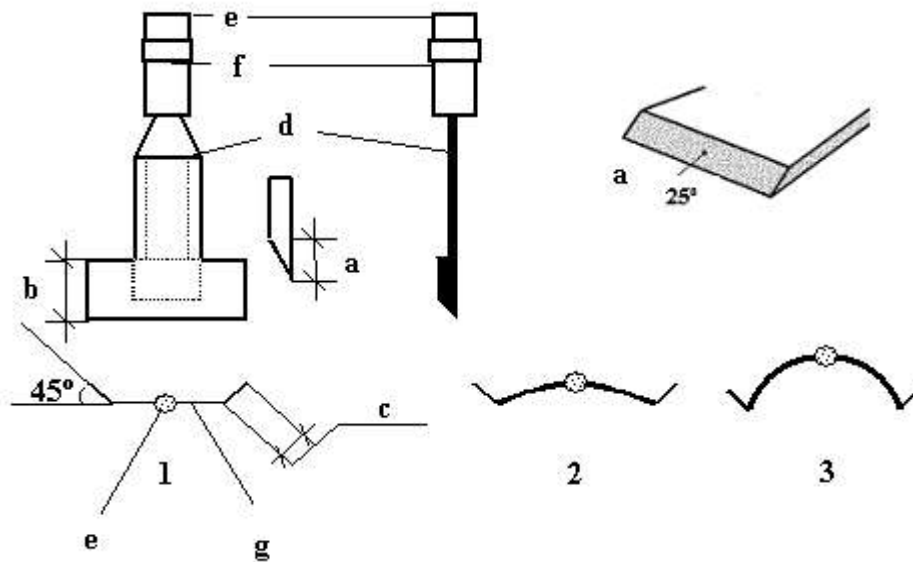
Kelių dydžių kaltai naudojami priderint jų konfigūracijas prie rievių išlinkimo ir siekiant išvengti paklaidų, susijusių su rievės atskyrimu. Kaltų ašmenys papildytos 10 mm ribotuvais (c) kurie, statmenai ašmenims, turi 45° pasvirimo kampą, dėl to skeliamos medienos metinės rievės nenukrypsta į kitų metų rievę, taip suformuoja ir daro tikslesnės formos mėginius. Tai patvirtina duomenys, pateikti 4.1 lentelėje. Radiometrinių tyrimų matavimo paklaida sudarė vidutiniškai 20 %.

**4.1 lentelė.**  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas ( $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) medienoje, bandinius imant skirtingais būdais

<b>Eilės Nr.</b>	<b>Obliuojant atskiriant rieves (pirmas metodas)</b>	<b>Paprastais kaltais atskiriant rieves (antras metodas)</b>	<b>Modifikuotais kaltais atskiriant rieves (trečias metodas)</b>	<b>Rezultato nuokrypis %, lyginant antrą metodą su pirmuoju</b>	<b>Rezultato nuokrypis %, lyginant trečią metodą su pirmuoju</b>
<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>
1	5,6	4,3	6,1	23,2	8,9
2	3,4	3,6	3,1	5,9	8,8
3	10,1	8,8	10,6	12,9	4,9
4	7,5	8,3	7,2	17,8	4,0
5	3,1	3,5	3,4	12,9	9,6
6	0,9	1,4	1,1	55,5	22,2
7	1,1	0,8	0,9	27,3	18,2
8	3,0	3,3	2,8	10,0	6,7

Kaladėlės skaldymo pradžioje naudojamas didesnio skersmens ir lenktumo kaltas, o vėliau, mažėjant skaldomos kaladėlės skersmeniui, naudojami mažesnio skersmens ir didesnių ašmenų palinkimo kampą turintys kaltai.

Nors optimaliausias metinių rėvių atskyrimo būdas obliavimas ir drožimas, tačiau taip atskiriant rėves reikia daug kruopštaus darbo bei laiko. Naudojant modifikuotus kaltus, lyginant su drožimu, mėginiai yra paimami iki 20 kartų sparčiau, o paklaidos nėra didelės. Naudojantis modifikuotais kaltais gaunamas tikslesnis rėvių atskyrimas nei įprastais kaltais.

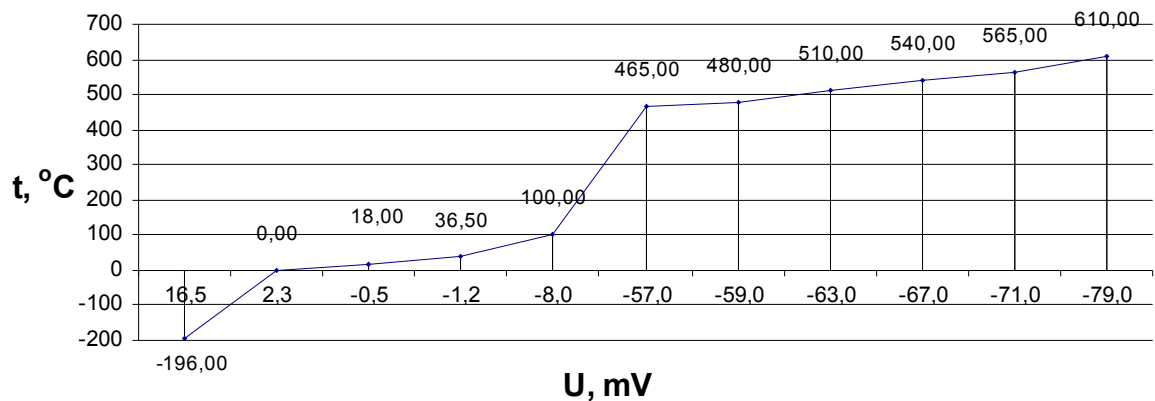


**4.2 pav.** Modifikuotas kaltas–skeltuvas: 1 – lygusis kaltas, 2, 3 – lenkti kaltai; a – kalto ašmenys, b – išplatinta metalinė koto dalis, c – ribotuvas, d – metalinė kalto dalis, e – kalto kotas, f – kalto koto sutvirtinimo žiedas.

Naudojantis modifikuotais kaltais–skeltuvais buvo gautos paklaidos (žiūr. 4.1 lentelę). Lyginant lentelėje pateiktus duomenis matome, kad modifikuoti kaltai – skeltuvai leidžia daug tiksliau atskirti metines rėves nei įprasti kaltai. Vertinant tris rėvių atskyrimo metodus (obliavimą, skaldymą įprastais kaltais ir modifikuotais kaltais–skeltuvais) gauta, kad lyginant su optimaliu obliavimo metodu, skaldant įprastais kaltais duomenų paklaidos sudaro nuo 5,9 iki 55,5%, o naudojantis siūlomais modifikuotais kaltais–skeltuvais šis nuokrypis sudarė nuo 4,0 iki 18,2 procento.

Medžio bandiniams deginti buvo pasinaudota krosnimi ЧОЛІ – 1,6.2,5.1/9 – И5. Krosnis papildyta ortakiu, gaubtu bei ventiliatoriumi dūmams pašalinti (2.6 pav.). Degimo krosnies įranga maitinama 220 V 50 Hz įtampa, turi 1,8 kW galią, temperatūra gali kisti iki 900 °C. Gaubtas ir ortakis yra pagaminti iš cinkuotos skardos. Dūmų ištraukimui papildomai įrengtas VN-2 ventiliatorius (220 V 50 Hz įtampa, našumas 144

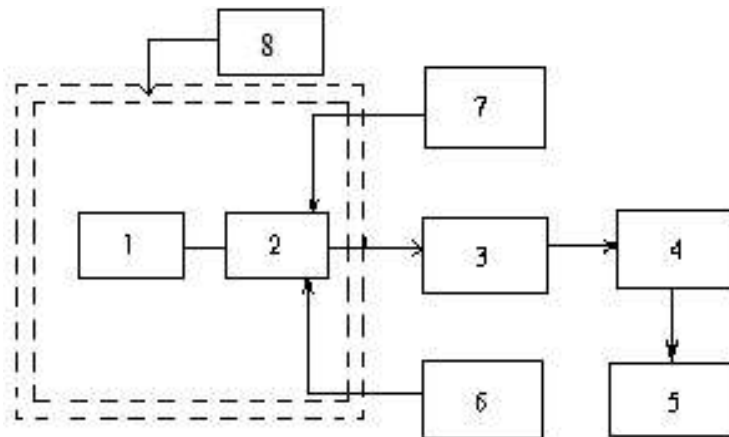
$\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ , sūkių skaičius  $2200 \text{ aps} \cdot \text{min}^{-1}$  Naudojantis potenciometru III-63 su termopora buvo sugraduotas deginimo krosnies temperatūros reguliatorius. Temperatūros gradavimo kreivė sudaryta pagal temperatūras:  $-196$ ;  $0$ ;  $+18$ ;  $+36,5$ ;  $+100$ ;  $+465$ ;  $+565$ ;  $+610$  °C. Medienos bandiniai buvo deginami trijose temperatūrose:  $+480$  °C,  $+510$  °C,  $+540$  °C. Nustatyta optimali  $+480$  °C temperatūra. Minėtoms temperatūroms krosnyje nustatyti naudota termopora, kurios gradacinė kreivė pateikta 4.3 pav.



**4.3 pav.** Termoelektrovaros jėgos, matuojamos potenciometru priklausomybė nuo krosnyje esančios temperatūros

Krosnies temperatūros svyravimai nusistovi po 1,5 valandos darbo. Termopora buvo įvesta į krosnies kamerą ir prijungta prie potenciometro. Nusistovėjus temperatūrai krosnyje, o tuo pat metu ir potenciometro parodymams, buvo atžymėtos ant krosnies kaitintuvo galios reguliatoriaus  $+480$ ,  $+510$  ir  $+540$  °C temperatūros. Bandymas buvo kartojamas prie krosnies pajungus dūmų ištraukimo ventiliatorių.

Sudeginti bandiniai buvo smulkinami naudojant laboratorinę grūstuvę arba smulkinimo malūnėlį ir matuojami sudegintuose ir susmulkintuose medžio anglyse išmatuotas  $^{137}\text{Cs}$  ir natūralios kilmės radionuklidų savitasis aktyvumas puslaidininkiniu Ge(Li) spektrometru. Spektrometrijos sistemos principinė schema pateikiama 4.4 pav.



**4.4 pav.** Principinė puslaidininkinio gama spektrometro schema: 1–puslaidininkinis detektorius; 2–priešstiprintuvas; 3–spektrometrinis stiprintuvas; 4–daugiakanalis analizatorius AI–1024; 5–kompiuterizuota spektrometrinė valdymo ir duomenų apdorojimo sistema; 6–žemo maitinimo blokas, 7–aukšto maitinimo blokas; 8–pasyvioji apsauga

Spektrometro efektyvumas 662 KeV energijai yra 0,26 %, skiriamoji geba 4 %. Impulsų analizė atliekama daugiakanaliame analizatoriuje AI–1024, kurio užfiksuotą rezultatą atspausdina spausdintuvas. Pasyvioji apsauga, skirta fono mažinimui, yra sudaryta iš 5 mm storio švininės medžiagos. Švininės dėžės vidus išklotas vario ir kadmio plokštėmis.

## 5. BENDROSIOS IŠVADOS IR REKOMENDACIJOS

1. Dirbtinės kilmės radionuklidas  $^{137}\text{Cs}$  į aplinką daugiausiai pateko per du užtaršos laikotarpius: branduolinio ginklo bandymų metu (1945–1980 m.) ir 1986 m., po ČAE katastrofos. Žemės paviršiuje susiformavo  $^{137}\text{Cs}$  užtaršos “dėmės”. Vienos didžiausių Lietuvoje  $^{137}\text{Cs}$  užtaršos zonų nustatytos Lietuvos vakarinėje dalyje, Klaipėdos regione ir pietinėje dalyje, netoli Alytaus.
2. Radionuklidai į medį patenka tiesiogiai iš oro ir per dirvožemį.  
Po Černobylio atominės elektrinės avarijos ant miškų masyvų nusėdo apie 20–30% visų pernešamų radioaktyviųjų iškritų. Miškuose 40–90%  $^{137}\text{Cs}$  buvo sulaikyta medžių lajomis, o kita dalis nusėdo į pomiškį.
3.  $^{137}\text{Cs}$  yra mobilus augaluose, tačiau jis iš dalies fiksuojamas ir metinėse sumedėjusio augalo rievėse.  $^{137}\text{Cs}$  didžiausias kiekis aptinkamas spygliuose, šaknyse ir jaunose šakelėse.
4. Įsisavinta medžių segmentų (šaknų, spyglių, lapų, kamieno) bandinių paėmimo, jų paruošimo radiometriniais tyrimams ir tyrimo metodika, sukurta ir įgyvendinta tam skirta įranga. Metinės medienos rievėms atskirti sukurti ir pasigaminti modifikuoti kaltai – skeltuvai, kuriais galima tiksliau atskirti metinės medienos rieves nei įprastais kaltais.
5. Pagal radionuklidų sancaupą atskiruose medžio segmentuose, sukurta ir pritaikyta praktiniam naudojimui radionuklidų sklaidos sistemoje dirvožemis–medis eksperimentinis modelis. Sukurto modelio pagalba galima nustatyti radionuklidų sklaidą dirvožemyje po medžių laja ir įvertinti pušies ir beržo savybę kaupti radionuklidus. Naudojantis eksperimentiniu modeliu taip pat galima atkurti ir prognozuoti buvusią dirvožemio užtaršą.
6. 10–15 cm dirvožemio gylyje pastebėtas antrasis  $^{137}\text{Cs}$  savitojo aktyvumo padidėjimas, kuris gali būti nulemtas  $^{137}\text{Cs}$  užtarša branduolinio ginklo bandymo laikotarpiu.
7. Pastebėta dviejų tipų  $^{137}\text{Cs}$  savitojo aktyvumo padidėjimo pušyje ir berže tendencija. Nežymus  $^{137}\text{Cs}$  savitojo aktyvumo padidėjimas augančios medžio medienoje, šiam radionuklidui prasiskverbus į jį iš spyglių ir žievės 1955–1980 m. bei 1986 m. ir žymesnis padidėjimas, maždaug po 10 metų po užtaršos, radioizotopams į medį patekus per jo šaknis.

8. Iš 0–5 cm dirvožemio gylio  $^{137}\text{Cs}$  į pušies medieną patenka nežymiai, aktyviausia pernaša į pušies medieną yra iš 15–20 cm, berže aktyviausiai pernešama iš 20–25 cm. dirvožemio gylio. Tai sietina su labai padidėjusia šituose dirvožemio gyliuose šaknų mase.
9. Pušies spygliuose ir žievėje radioizotopų savitasis aktyvumas daugiau negu eile didesnis negu medienoje, nes lemia ne tik pernaša iš dirvos per šaknis, bet ir užtarša tiesiogiai iš oro. Pušies ir beržo šaknyse  $^{137}\text{Cs}$  ir  $^{40}\text{K}$  efektyviau kaupiasi negu kituose medžio sanduose.
10. Nustatyta, kad  $^{137}\text{Cs}$  medžių polajinėje zonoje, dėl augalų šaknų įtakos, migruoja į gilesnius dirvožemio sluoksnius ir šiuo metu pasiekia 30 cm gylį. Atviros, medžių neįtakotose vietose,  $^{137}\text{Cs}$  migruoja lėčiau ir neviršija 15–20 cm gylio.
11. Nustatyta, kad natūralios kilmės radionuklidas  $^{40}\text{K}$  konkuruoja su dirbtinės kilmės radionuklidu  $^{137}\text{Cs}$ . Didėjant dirvožemyje  $^{40}\text{K}$  kiekiui,  $^{137}\text{Cs}$  patekimas į pušų ir beržų segmentus mažėja.
12. Nustatyta, kad  $^{137}\text{Cs}$  migracija polajinėje zonoje priklauso nuo vyraujančių vėjų krypties ir medžių lajos. Dirvožemyje po beržų lajomis  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas yra didesnis 1 ir 3 zonose. Dirvožemyje po pušų lajomis  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas mažėja tostant nuo medžio kamieno.
13. Nustatyta, kad tyrimo regionuose natūralios kilmės radionuklido  $^{40}\text{K}$  savitasis aktyvumas, pagal dirvožemio 0–30 cm vertikale kinta 130–750  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  ribose.
14. Nustačius  $^{137}\text{Cs}$  pernašos iš dirvožemio į pušį ir beržą pernašos koeficientus, būtina pataisa, kuri priklauso nuo augalo amžiaus ir 100 metų laikotarpyje kinta nuo 1,15 iki 0,15.
15. Lyginant eksperimentinį ir teorinį modelius nustatyta, kad pagal teorinį modelį radionuklidai per 25 m. pasiekia tik iki 15 cm dirvožemio gylio, o eksperimentiniame modelyje radionuklidų kiekiai aptinkami 25–30 cm dirvožemio gylyje. Kompiuteriniu RSP modeliu radionuklidų pernaša sistemoje „dirvožemis – medis“ vertinama pagal dirvožemio užtaršą tame regione, o eksperimentiniame modelyje – pagal medžių sanduose sukauptų radionuklidų kiekius. Todėl vertinant buvusią dirvožemio užtaršą medžių įtakos zonoje, rekomenduojama naudoti eksperimentinį modelį kuris tiksliau išreiškia radionuklidų migraciją sistemoje dirvožemis–medis pagal konkrečias vietos sąlygas.



## LITERATŪRA

1. Алексахин Р. М. Ядерная энергия и биосфера. Москва, 1982. 215 с.
2. Алексахин Р. М. Десятилетие после Чернобыля: итоги исследований по радиоэкологии. Радиационная биология // Радиоэкология. 36,1996, с. 451–459.
3. Arapis G., Chesnokov A., Ivanova T., Potapov V., Sokolik G. Evaluation of dose equivalent rate reduction as a function of vertical migration of  $^{137}\text{Cs}$  in contaminated soils//Journal of Environmental Radioactivity. 46, 1999, p. 251–263.
4. Израэль Ю. А., Имшенник Е. В., Квасникова Е. В., Назаров И. М., Ступин Е. Д. Долгосрочный прогноз изменения радиоактивного загрязнения территории России цезием-137 после аварии на Чернобыльской атомной электростанции. // Метеорология и гидрология. 4,1998, с. 5–17.
5. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Effects and risk of ionizing radiation // UNSCEAR report, New York,1998. 647 p.
6. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Exposures from natural radiation sources // UNSCEAR report, Vienna, 1997. 60 p.
7. WHO working group. Health hazards from radiocesium following the Chernobyl nuclear accident // Journal of Environmental Radioactivity. 10, 1989, p. 257–295.
8. Avery S. T., Fate of caesium in the environment: distribution between the abiotic and biotic components of aquatic and terrestrial ecosystem // Journal of Environmental Radioactivity. 30, 1996, p.139–171.
9. Jankūnaitė D. Technogeninių radionuklidų fizinių cheminių savybių ir migracijos aplinkoje tyrimas. Daktaro disertacija, Kauno technologijos universitetas, 2001. 103 p.
10. Szabo A. Radioecology and Environmental protection. Budapest, Akademiai Kiado, 1993. 258 p.
11. Nimis P. L. Radiocesium in plants of forest ecosystems // Studia geobotanica, Nr. 15, 1996, p. 3–49.
12. Isaksson M., Erlandsson B. Model for vertical migration of  $^{137}\text{Cs}$  in the ground – a field study // Journal of Environmental Radioactivity. 41, 1998, p. 163–182.
13. Isaksson M., Erlandsson B., Lindersson H. Calculations of the deposition of  $^{137}\text{Cs}$  from nuclear bomb tests and from the Chernobyl accident over the province of Skane in the southern part of Sweden based on precipitations // Journal of Environmental Radioactivity. 49, 2000, p. 97-112.

14. Mažeika J., Gudelis A., Jasiulionis R., Erdviniai technogeninių radionuklidų Ignalinos AE rajono dirvožemiuose pasiskirstymai ir jų geofizinis įvertinimas // Aplinkos inžinerija. 6, 1998, p. 18–26.
15. Butkus D. Černobylio avarijos pasekmės Lietuvoje. Lietuvos gamtinė aplinka – būklė, procesai, tendencijos // Aplinkos apsaugos ministerija. Vilnius, 1994, p. 106–113.
16. Lubytė J., Matusevičius K., Eitmanavičius L. Lietuvos dirvožemių užterštumas radionuklidais. Dirvotyros ir agrochemijos pasiekimai ir uždaviniai žemės reformos bei perėjimo į rinkos ekonomiką metu. Mokslinės konferencijos pranešimai, Kaunas, 1997, p. 69–74.
17. Gudelis V., Remeikis A., Plukis D., Lukauskas. Efficiency calibration of HPGe detectors for measuring environmental samples // Environmental and Chemical Physics. 22, 2000, p. 117–125.
18. Недвецкайте Т. Н., Филистович В. И., Петрулис Р. А., Даускурдис С. И., Тамуленайте О. Н., Чипас К. П. Особенности загрязнения радионуклидами травы культурных пастбищ Литвы после аварии на Чернобыльской АЭС // Физика атмосферы. 14, 1989, с. 80–86.
19. Stelingis K., Tarasiuk N. Vertical distribution of <sup>137</sup>Cs in undisturbed soil of Lithuania International // Symposium on ionising radiation. Stockholm, 1996, p. 623–627.
20. Marčiulionienė D., Dušauskienė-Duž R., Petkevičiūtė D. Accumulation of technogenic radionuclides in forest test plants and soil in different regions of Lithuania in 1994–1997 // Proceedings of Regional IRPA Congress, 1997, p. 161–167.
21. Butkus D., Krenevičius R., Morkūnas G., Kandrotas G., Korkutis P. Užteršimo <sup>137</sup>Cs tyrimai Lietuvos teritorijoje // Lietuvos užterštumas radionuklidais ir jo pasekmės. Vilnius, 1996, p. 21–26.
22. Буткус Д., Моркунас Г., Кандротас Г. Загрязненность территории Литвы цезием-137 // Журнал экологической химии, 3, 1994, с. 133–138.
23. Оценка загрязнения радионуклидами территории Литовской Республики путем проведения АГС – съемки масштабом 1:200000 на вертолете Ми-8 с наземной заверкой результатов съемки Отчет экологической партии Регионального геологического центра. Санкт-Петербург, 1992, 62 с.

24. Pecha P., Nedoma P., Pechova E. Modelling of radionuclides transport due to atmospheric releases used in the various stages of nuclear power plant design. In: Proceedings of the Sixth International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes. Université de Rouen, Rouen 1999, 114 p.
25. Szerbin P., Koblinger-Bokori E., Koblinger L., Vegvari I., Ugron A. Caesium-137 Migration in Hungarian Soils. *The Science of Total Environment* 227, 1999, 215–227.
26. Taysun A., Uysal H., Vurgun H.Z. Future and current situation of erosion in Buyuk Menderes Basin, Soke Agriculture and Environment'97 Symposium, Turkish Republic Soke Municipality, Soke-Turkey, 1997, p. 109–116.
27. Topcuoglu S., Kut D., Gungor N., Esen N., Olmez E., Kirbasoglu C. Radioecological research on the Turkish marine environment. I. Eurasia Conference on Nuclear Science and its Application, 23–27 October 2000, Izmir, Turkey, 2, 2001., p. 678–682.
28. Прохоров В. М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Москва, 1987, 99 с.
29. Коноплев А. В., Булгаков А. А. Обменный коэффициент распределения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в системе почва-вода // *Атомная энергия*. 88, 2000, с. 152–158.
30. Коноплев А. В., Булгаков А. А. Трансформация форм нахождения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в почве и донных отложениях // *Атомная энергия*. 88, 2000, с. 55–60.
31. Борзилов В. А., Бобовников Ц. И., Коноплев А. В. Формы нахождения долгоживущих радионуклидов в природных средах и их роль в процессах миграции // *Атомная энергия*. 88, 2000, с. 158–165.
32. Коноплев А., Голубенков А. Моделирование вертикальной миграции радионуклидов в почве (по результатам ядерной аварии) // *Метеорология и гидрология*. 10, 1991, с. 62–68.
33. Корнилович Б. Ю., Пшинко Г. Н., Спасенова Л. Н. Влияние гуминовых веществ на сорбцию  $^{137}\text{Cs}$  минеральными компонентами почв. *Радиохимия*. 42, 2000, с. 92–96.
34. Antonopoulos-Domis M., Clouvas A., Xanthos S. Radiocesium contamination in a sub-mediterranean seminatural ecosystem following the Chernobyl accident: measurements and models // *Health Physics*. 72, 1997, p. 243–255.

35. Staunton S., Levacic P.  $^{137}\text{Cs}$  absorption on the clay-sized fraction of various soils: effect of organic matter destruction and change compensating cation // *Journal of Environmental Radioactivity*. 45, 1999. p. 161–172.
36. Papastefanou, C., Manolopoulou, M., 1992. Residence time and uptake rates of  $^{137}\text{Cs}$  in lichens and mosses at temperate latitude (40°N). *Environ. Int* 18, 397–401.
37. Dumat C., Staunton S. Reduced adsorption of caesium on clay minerals caused by various humic substances // *Journal of Environmental Radioactivity*. 46, 1999, p. 187–200.
38. Фесенко С. В., Спиридонов С. И., Санжарова Н. И., Алексахин Р. М. Моделирование биологической доступности  $^{137}\text{Cs}$  в почвах, подвергшихся загрязнению после аварии на Чернобыльской АЭС. *Радиационная биология // Радиоэкология*. 36, 1996, с. 479–487.
39. Forsberg S., Rosen K., Fernandez V., Juhan H. Migration of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in undisturbed soil profiles under controlled and close-to-real conditions // *Journal of Environmental Radioactivity*. 50, 2000, p. 235–252.
40. Фесенко С. В., Спиридонов С. И., Санжарова Н. И., Алексахин Р. М. Оценка периодов полуснижения содержания  $^{137}\text{Cs}$  в корнеобитаемом слое почв луговых экосистем. *Радиационная биология // Радиоэкология*. 37, 1997, с. 267–280.
41. Golikov V., Balonov M., Erkin V., Jacob P. Model validation for external doses due to environmental contaminations by the Chernobyl accident // *Health Physics*. 77, 1999, p. 654–661.
42. Luigi P. Radiocesium in plants of forest ecosystems // *Studia Geobotanica*, Nr. 15, 1996, p. 63–87.
43. Bergman R., Palo T., Nelen T. Influence of herbivory on caesium turnover in a forest ecosystem // *The Science of the total environment*, Nr. 157, 1994, p. 301–307.
44. Butkus D., Kandrotas G., Morkūnas G. Radionuklidų kaupimasis ir pasiskirstymas aplinkoje // *ECOSLIT*, 1995 m. ataskaitos santrauka, 1996, p. 24–28.
45. Butkus D., The consequences of the Chernobyl accident in Lithuania // *Lithuania's environment: status, processes, trends*. Environmental Protection Ministry of the Republic of Lithuania, 1995, p. 110–117.

46. Тарасюк Н., Стелингис КГудялис., А. Результаты действия механизма поверхностного самоочищения водоемов после аварии на Чернобыльской АЭС // Физика атмосферы. 14, 1989, с. 67–80.
47. Lebedytė, M. Investigation of gamma radiation changes in the air in Lithuania (Gama spinduliuotės intensyvumo pažemio ore kaitos Lietuvoje tyrimai). Dissertation. Vilnius, 2002. 103 p.
48. Arapis G., Petryaev E., Shagalova E. Effective migration velocity of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  as function of the type of soil in Belarus // Journal of Environmental Radioactivity. 34, 1997, p.171–185.
49. Avila R., Bergman R., Scimone M., Fesenko S., Sancharova N., Moberg L. Acomparision of three models of  $^{137}\text{Cs}$  transfer in forest ecosystems // Journal of Environmental Radioactivity, 55, 2001, p. 315–327.
50. Батурин В. А. Вертикальная миграция радионуклидов в почве восточно-уральского следа и ее влияние на интенсивность исходящего излучения. // Атомная энергия. 82, 1997, с. 44–48.
51. Bohazzola G. C., Ropolo R., Facnelli A. Profiles and downward migration of  $^{134}\text{Cs}$  and  $^{106}\text{Ru}$  deposited on Italian soils // Health Physics. 64, 1999, p. 479–484.
52. Щеглов А. И., Цветнова О. Б. Роль лесных экосистем при радиоактивном загрязнении // Природа, 4, 2001, с. 23–32.
53. Силантьев А. Н., Силантьев К. А., Шкуратова Н. Г. Изменение мощности дозы в результате миграции  $^{137}\text{Cs}$  в почве. Атомная энергия. 83, 1997, с. 307–310.
54. Силантьев А. Н., Шкуратова Н. Г., Бобовникова Ц. И. Вертикальная миграция в почве радионуклидов, выпавих в результате аварии на ЧАЭС // Атомная энергия. 66, 1989, с. 194–197.
55. Bunzl K., Albers B. P., Schimmach W. Examination of a relationship between  $^{137}\text{Cs}$  concentrations in soils and plants from Alpine pastures // Journal of Environmental Radioactivity. 48, 2000, p. 145–158.
56. Ruseckas, J. Interaction between forest and humidity (Miško ir drėgmės sąveika). Lithuanian forestry institute (Lietuvos miškų institutas), Lututė, 2002. 199 p.
57. Ivanov Y. A., Lewyckij N., Levchuk S. E. Migration of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  from Chernobyl fallout in Ukrainian, Belarussian and Russian soils // Journal of Environmental Radioactivity. 35, 1997, p. 1–21.
58. Monitoring of forest ecosystems in Lithuania „Lututė“, Kaunas, 1999, 308 p.

59. Pedersen H.C., Nyby S., Varskog P. Seasonal variation in radiocesium concentration in Willow Ptarmigan and Rock Ptarmigan in Central Norway after the Chernobyl fallout. *J. Environ. Radioactivity* 41 (1), 1998, p. 65–81.
60. Jouve A., Greben'kov A., Tormos J., Zanon R.: Forest Decontamination and Generating Economic Value from Wood: a Case Study on the Belarus Forest. *Proceedings of International Symposium on Remediation and Restoration of Radioactive-contaminated Sites in Europe*. Antwerp 11–15. Oct. 1993. Str. 11.
61. Velasco R. H., Toso J. PBelli., M., Sansone U. Radiocesium in the North-eastern part of Italy after the Chernobyl accident: vertical soil transport and soil-to-plant transfer // *Journal of Environmental Radioactivity*. 30, 1997, p. 73–83.
62. Christian L. F., Kasper G. A. Dynamic behavior of  $^{137}\text{Cs}$  contamination in trees of the Briansk region, Russia // *The Science of the total environment*, Nr. 269, 2001, p. 105–115.
63. Papastefanou C., Manopoulou M., Stoulos S., Ioannidou A., Gerasopoulos E. Soil-to-plant transfer of  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{40}\text{K}$ , and  $^7\text{Be}$  // *Journal of Environmental Radioactivity*. 45, 1999, p. 59–65.
64. Mamikhin S. V., Klyashtorin A. L. Mathematical model of  $^{137}\text{Cs}$  dynamics in the deciduous forest // *Journal of Environmental Radioactivity*. 47, 2000, p. 101–114.
65. Hinton T. G., Bell C. M., Whicker F. W., T. Philippi. Temporal changes and factors influencing  $^{137}\text{Cs}$  concentration in vegetation colonizing and exposed lake bed over a three-year period // *Journal of Environmental Radioactivity*. 44, 1999, p. 1–19.
66. Tsukada H., Shibata H., Sugiyama H. 1998. Transfer of radiocaesium and stable caesium from substrata to mushrooms in a pine forest in Rokkasho-mura, Aomori, Japan. *J. Environ. Radioactivity* 39 (2), 149–160.
67. Topcuoglu S., Van Dawen A. M., Gungor N. The natural depuration rate of  $^{137}\text{Cs}$  radionuclides in a lichen and moss species // *Journal of Environmental Radioactivity*. 29, 1994, p. 157–162.
68. Steinnes E., Njastad O. Use of mosses and lichens for regional mapping of  $^{137}\text{Cs}$  fallout from the Chernobyl accident // *Journal of Environmental Radioactivity*. 21, 1993, p. 65–73.
69. Zakarauskiene I. "Grybų radioaktyvioji tarša Neringos miškuose" // *Sveikata* Nr.1, 2001, p. 18–19.

70. Malek M. A., Hinton T. G., Webb S. B. A comparison of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  uptake in plants via three pathways at two Chernobyl contaminated sites // *Journal of Environmental Radioactivity*, No. 58, 2002, p. 129–141.
71. Чилимов А. И., Богачев А. В. Распределение и динамика  $^{137}\text{Cs}$  в тканях древесины растений // *Радиоэкология*, № 2, 2000, с. 231–237.
72. Thiry Y., Goor F., Riesen T. The true distribution and accumulation of radiocaesium in stem of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) // *Journal of Environmental Radioactivity*, 2002, No. 58, p. 243–259.
73. Fesenko S. V., Voigt G., Spiridonov S. I., Gontarenko I. A. Decision making framework for application of forest countermeasures in the long term after the Chernobyl accident // *Journal of Environmental Radioactivity*, No. 82, 2005, p. 143–166.
74. Soukhova N. V., Fesenko S. V., Klein D., Spiridinov S. I., Sanzharova N. I., Badot P. M.  $^{137}\text{Cs}$  distribution among annual rings of different tree species contaminated after the Chernobyl accident // *Journal of Environmental Radioactivity*, No. 65, 2003, p. 19–28.
75. Kmiecinski J., Gurba J., Kozak-Zychman W., Gasiorowski A.: *Katastrofa Czarnobyla. UMCS. Lublin 1998.*
76. Буткус Д., Моркунас Г., Стыро Б. Изучение зон с повышенным уровнем гамма-излучения поверхности земли // *Физика атмосферы*. 14, 1989, с. 53–60.
77. Спиридинов С. И., Фасенко С. В., Санжарова Н. И. Моделирование поведения  $^{137}\text{Cs}$  в системе почва–растение после применения мелиорантов // *Радиоэкология*, № 3, 2001, с. 337–344.
78. Baltrėnas P., Lygis D., Mierauskas P., Oškinis V., Šimaitis R. *Aplinkos apsauga. Vilnius, 1996, 287 p.*
79. Butkus D., Andriulaitytė I., Lukšienė B., Druteikienė R. Peculiarities of radionuclide transfer to plants // *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*. 3, 2003, p. 93–99.
80. Puhakainen M., Heikkinen T., Steinnes E., Thørring H., Outola I. Distribution of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in Arctic soil profiles polluted by heavy metals // *Journal of Environmental Radioactivity*. 81, 2005, p. 295–306.
81. Holgye Z., Maly M. Sources, vertical distribution, and migration rates of  $^{239,240}\text{Pu}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ , and  $^{137}\text{Cs}$  in grassland soil in three localities of Central Bohemia // *Journal of Environmental Radioactivity*. 47, 1999, p. 135–147.

82. Indoor air quality: Radon—Report on a WHO working group // *Journal of Environmental Radioactivity*. 8, 1998, p. 73–91.
83. Momoshima M., Bondietti E. A. The radial distribution of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in trees // *Journal of Environmental Radioactivity*. 22, 1994, p. 93–109.
84. Санжарова Н. И., Котик В. А., Архипов А. Н. Количественные параметры вертикальной миграции радионуклидов в почвах на лугах различных типов. *Радиационная биология // Радиоэкология*. 36, 1996, 488–497.
85. Силантьев А. Н., Силантьев К. А. Анализ радиоактивного загрязнения территории по пространственному расширению  $^{137}\text{Cs}$  в почве // *Атомная энергия*. 82, 1997, с. 323–325.
86. Буткус, Д.; Лебедите, М.; Лубите, Д.; Матусявичюс, К.; Мажейка, Й.  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в почвах Литвы. *Геохимия*, 2001, № 7, с. 794–800.
87. Borusas S., Pranaitis P., Šlapakauskas. V. *Augalų fiziologija ir mikrobiologijos pagrindai*. Vilnius, 1990, 187 p.
88. Stašauskaitė S. *Augalų vystymosi fiziologija*. Vilnius. 1995, 224 p.
89. Mykhaylo M. V., Karl J. J., Klas R., Ingvar N. Role of the fungal mycelium in the retention of radiocaesium in forest soils // *Journal of Environmental Radioactivity* 78, 2004, p. 77–92.
90. Porstendorfer J. Properties and behaviour of radon and thoron and their decay product in the air // *Journal of Aerosol Science*. 25, 1994, p. 219–263.
91. Rigol A., Vidal M., Rauret G. An overview of the effect of organic matter on soil-radiocesium interaction: implications in root uptake // *Journal of Environmental Radioactivity* 58, 2002, p. 191–216.
92. Smolders E., Van den Brande K., Merckx R. Concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{40}\text{K}$  in soil solution predict the plant availability of  $^{137}\text{Cs}$  in soils. *Environ Sci Technol* 31, 1997. p. 3432–3438.
93. Shang Z., Leung J.K. Uptake of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in rice grown on soils from Qinshan and DayaBay area. *Radioprotection-Colloques* 37, 2002, p. 527–534.
94. Wright S.M., Howard B. J., Strand P., Nylen T., Sickel, M. A. K. Prediction of  $^{137}\text{Cs}$  deposition from atmospheric nuclear weapons tests within the Arctic. *Environ Poll* 104, 1999, p. 131–143.
95. Zaucker F., Daum P. H., Wetterauer U. et. al. Atmospheric  $^{222}\text{Rn}$  measurements during the 1993 NARE Intensive // *Journal of Geophysical Research*. 101, 1996, p. 149–164.



96. Васильева К., Возженников О., Никонов С., Фостер К. О вторичном поступлении радионуклидов в атмосферу после радиационной аварии. // Метеорология и гидрология. 11, 1999, с. 5–12.
97. Bossew P., Ditto M., Falkner T., Henrich E., Kienzl K., Rappelsberger, U. Contamination of Austrian soil with caesium-137. *Journal of Environmental Radioactivity* 55 (2), 2001, p. 187–194.
98. Bunzl K., Schimmack W., Kinetics of the sorption of  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{85}\text{Sr}$ ,  $^{57}\text{Co}$ ,  $^{65}\text{Zn}$  and  $^{109}\text{Cd}$  by the organic horizons of a forest soil. *Radiochimica Acta* 54, 1991, p. 97–102.
99. Comans R.N.J., Hockley D.E. Kinetics of cesium sorption on illite. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 56, 1992, p. 1157–1164.
100. Fawaris B.H., Johanson K.J. Fractionation of caesium ( $^{137}\text{Cs}$ ) in coniferous forest soil in central Sweden. *The Science of the Total Environment* 170, 1995, p. 221–228.
101. Силантьев А. Н., Силантьев К. А. Анализ радиоактивного загрязнения территории по пространственному расширению  $^{137}\text{Cs}$  в почве // *Атомная энергия*. 82, 1997, с. 323–325.
102. Kruyts N., Delvaux B. Soil organic horizons as a major source for radiocesium biorecycling in forest ecosystems // *Journal of Environmental Radioactivity* 58, 2002, p. 175–190.
103. Baeza A., Guillén J., Bernedo J. M. Soil–fungi transfer coefficients: Importance of the location of mycelium in soil and of the differential availability of radionuclides in soil fractions // *Journal of Environmental Radioactivity* 81, 2005, p. 89–106.
104. *Environ. Radioactivity* 37 (1), 1–16. Nabyvanets Y.B., Gesell T.F., Jen M.H., Chang W.P., Distribution of  $^{137}\text{Cs}$  in soil along Ta–han river valley in Tau–Yuan county in Taiwan. *J. Environ. Radioactivity* 54, 2000, p. 341–400.
105. Kuliešis A., Petrauskas A., Rutkauskas A., Tebėra A., Venckus A. *Medienos tūrio lentelės*. Kaunas, 1999, 155 p.

## **Publikacijos disertacijos tema**

- 1A.** Butkus, D., Beinaravičius R. Medžio įtaka  $^{137}\text{Cs}$  pasiskirstymui dirvožemyje // Sveikatos mokslai, No 2 (18), 2002, p. 56–58.
- 2A.** Butkus, D., Beinaravičius, R., Konstantinova, M. Radionuklidų kaupimosi medžiuose įvertinimas // Sveikatos mokslai, No 2 (33), 2004, p. 12–15.
- 3A.** Буткус Д., Бейнаравичюс Р. Распределение  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{40}\text{K}$  в некоторых почвах и годовых кольцах деревьев литвы // Геохимия Nr. 2, 2005, с. 1–5.
- 4A.** Butkus, D., Beinaravičius R. Distribution of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{40}\text{K}$  in soils and tree rings of Lithuania // Geochemistry International, Vol. 43, No. 2, 2005, p. 197–201.
- 5A.** Butkus, D., Beinaravičius, R., Narmontas. Radionuklidų migracija sistemoje „Dirva–medis“ // Aplinkos inžinerija, No 3, 2002, p.116–120.
- 6A.** Butkus, D., Beinaravičius R.  $^{137}\text{Cs}$  pasiskirstymas dirvožemyje medžio polajinėje zonoje. Doktorantų mokslinės konferencijos straipsnių rinkinys, Kaunas, LŽUU, 2003, p. 314–319.
- 7A.** Narmontas, A., Beinaravičius, R., Butkus D. Radionuklidų savitojo aktyvumo nustatymo medžio rievėse metodiniai tyrimai // 5-osios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Lietuva be mokslo–Lietuva be ateities“ pranešimų medžiaga, Vilnius: Technika, 2002, p. 110–114.
- 8A.** Beinaravičius, R., Butkus D. Dirbtinės ir natūralios kilmės radionuklidų kaupimasis berže (*Betula pendula*) ir pušyje (*Pinus sylvestris*). // 6-osios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Lietuva be mokslo–Lietuva be ateities“ pranešimų medžiaga, Vilnius: Technika, 2003, p. 298–306.
- 9A.** Beinaravičius, R., Butkus D. Meteorologinių sąlygų įtaka  $^{137}\text{Cs}$  kaupimuisi medyje // 7-osios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Lietuva be mokslo–Lietuva be ateities“ pranešimų medžiaga, Vilnius: Technika, 2004, p. 196–204.
- 10A.** Beinaravičius, R., Butkus, D.  $^{137}\text{Cs}$  sankaupos medyje priklausomybė nuo jo biomasės // 7-osios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Lietuva be mokslo–Lietuva be ateities“ pranešimų medžiaga, Vilnius: Technika, 2003, p. 204–212.

**11A.** Butkus, D., Beinaravičius R. Radionuklidų kaupimosi medžiuose įvertinimas // Spinduliuotės sąveika su medžiaga ir jos naudojimas technologijoje konferencijos pranešimų medžiaga, Kaunas: Technologija, 2003, p. 92–95.

**12A.** Beinaravičius, R., Butkus, D. Medžio lajos ir šaknų įtaka dirbtinės kilmės radionuklido  $^{137}\text{Cs}$  pasiskirstymui dirvožemyje // 8-osios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Lietuva be mokslo–Lietuva be ateities“ pranešimų medžiaga, Vilnius: Technika, 2005. (spaudoje).

**13A.** R. Beinaravičius. Evaluation of main factors influencing  $^{137}\text{Cs}$  transfer from soil to the tree // 6-oji tarptautinė konferencija “Aplinkos inžinerija” pranešimų medžiaga, Vilnius: Technika, 2005, p. 34–39.

### **Disertacijos tema pateikti pranešimai mokslinėse konferencijose**

1. D. Butkus., R. Beinaravičius., A. Narmontas. Radionuklidų migracija sistemoje “Dirva–medis” // 5-oji tarptautinė konferencija “Aplinkos inžinerija” pranešimų medžiaga, Vilnius: Technika, 2002, p. 43.
2. Butkus, D., Beinaravičius R. Medžio įtaka  $^{137}\text{Cs}$  pasiskirstymui dirvožemyje // Sveikatos mokslai, No 2 (18), 2002, p 56–58.
3. Butkus, D., Beinaravičius R.  $^{137}\text{Cs}$  pasiskirstymas dirvožemyje medžio polajinėje zonoje. Doktorantų mokslinės konferencijos straipsnių rinkinys, Kaunas, LŽUU, 2003, p.314–319.
4. Butkus, D., Beinaravičius, R., Konstantinova, M. Radionuklidų kaupimosi medžiuose įvertinimas // Sveikatos mokslai, No 2 (33), 2004, p 12–15
5. Beinaravičius, R., Butkus D. Dirbtinės ir natūralios kilmės radionuklidų kaupimasis berže (*Betula pendula*) ir pušyje (*Pinus sylvestris*). // 6-osios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Lietuva be mokslo–Lietuva be ateities“ pranešimų medžiaga, Vilnius: Technika, 2003, p. 298–306.
6. Beinaravičius, R., Butkus D. Meteorologinių sąlygų įtaka  $^{137}\text{Cs}$  kaupimuisi medyje // 7-osios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Lietuva be mokslo–Lietuva be ateities“ pranešimų medžiaga, Vilnius: Technika, 2004, p. 196–204.
7. Beinaravičius, R., Butkus, D.  $^{137}\text{Cs}$  sankaupos medyje priklausomybė nuo jo biomasės // 7-osios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Lietuva be mokslo–Lietuva be ateities“ pranešimų medžiaga, Vilnius: Technika, 2003, p. 204–212.

8. Butkus, D., Beinaraivičius R. Radionuklidų kaupimosi medžiuose įvertinimas // Spinduliuotės sąveika su medžiaga ir jos naudojimas technologijoje konferencijos pranešimų medžiaga, Kaunas: Technologija, 2003, p. 92–95.
9. Beinaraivičius, R., Butkus, D. Medžio lajos ir šaknų įtaka dirbtinės kilmės radionuklido  $^{137}\text{Cs}$  pasiskirstymui dirvožemyje // 8-osios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Lietuva be mokslo–Lietuva be ateities“ pranešimų medžiaga, Vilnius: Technika, 2005.
10. R. Beinaraivičius. Evaluation of main factors influencing  $^{137}\text{Cs}$  transfer from soil to the tree // 6-oji tarptautinė konferencija „Aplinkos inžinerija“ pranešimų medžiaga, Vilnius: Technika, 2005, p. 34–39.