VILNIAUS GEDIMINO TECHNIKOS UNIVERSITETAS

Ingrida PLIOPAITĖ BATAITIENĖ

^{137}Cs IR ^{90}Sr PERNAŠOS IŠ DIRVOŽEMIO
Į SPYGLIUOČIUS MEDŽIUS
TYRIMAS IR ĮVERTINIMAS

DAKTARO DISERTACIJA

TECHNOLOGIJOS MOKSLAI,
APLINKOS INŽINERIJA IR KRAŠTOTVARKA (04T)

LEIDYKLA
Vilnius TECHNIKA 2011

Disertacija rengta 2006–2011 metais Vilniaus Gedimino technikos universitete.

Mokslinis vadovas

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

Konsultantas

dr. Rima LADYGIENĖ (Radiacinės saugos centras, technologijos mokslai, aplinkos inžinerija ir kraštotvarka – 04T).

VG TU leidyklos TECHNIKA 1870-M mokslo literatūros knyga
<http://leidykla.vgtu.lt>

ISBN 978-9955-28-849-7

© VG TU leidykla TECHNIKA, 2011
© Ingrida, Pliopaitė Bataitienė, 2011
ingrida@vgtu.lt

VILNIUS GEDIMINAS TECHNICAL UNIVERSITY

Ingrida PLIOPAITĖ BATAITIENĖ

INVESTIGATION AND EVALUATION
OF ^{137}Cs AND ^{90}Sr MIGRATION
FROM SOIL TO CONIFER TREES

DOCTORAL DISSERTATION

TECHNOLOGICAL SCIENCES,
ENVIRONMENTAL ENGINEERING (04T)

LEIDYKLA
Vilnius TECHNIKA 2011

Doctoral dissertation was prepared at Vilnius Gediminas Technical University in 2006–2011.

Scientific Supervisor

Prof Dr Habil Donatas BUTKUS (Vilnius Gediminas Technical University, Technological Sciences, Environmental Engineering – 04T).

Consultant

Dr Rima LADYGIENĖ (Radiation Protection Centre, Technological Sciences, Environmental Engineering – 04T).

Reziumė

Disertacijoje nagrinėjama dirbtinės kilmės radionuklidų (^{137}Cs ir ^{90}Sr) pernaša iš dirvožemio į medį. Pagrindinis šio darbo uždavinys – nustatyti ^{137}Cs ir ^{90}Sr savituosius aktyvumus tyrimui parinktuose medžiuose bei įvertinti šių radionuklidų pasiskirstymo juose ypatumus, pasiūlyti metodiką radionuklido pernašos iš dirvožemio į medį vertinimui pagal radionuklido cheminį analogą dirvožemyje po medžio laja, atlikti radionuklido pernašos iš dirvožemio į medį prognozę, parinkus tinkamiausius modelius.

Šiame darbe sprendžiami tokie pagrindiniai uždaviniai: atlikti medžių sandų radiometrinis, radiocheminis ir pušų biologinio pažeistumo tyrimus; įvertinti tiriamųjų radionuklidų ir jų stabiliųjų cheminių analogų savituosius aktyvumus bandiniuose; įvertinti ^{137}Cs ir ^{90}Sr pernašos iš dirvožemio į medžius ir pasiskirstymo juose ypatumus, atsižvelgiant į dirvožemio radioaktyviąją užtaršą ir augalo vystymosi ypatumus; modeliuoti ^{137}Cs ir ^{90}Sr migracijos sistemoje „dirvožemis–medis“ sklaidą, įvertinti radionuklidų sukauptą augale kiekį, modeliuoti augalo patiriamą vidinę apšvitą.

Disertaciją sudaro įvadas, penki skyriai, bendrosios išvados, rekomendacijos, naudotos literatūros ir autorės publikacijų sąrašai.

Įvadiniamе skyriuje aptariama tiriamoji problema, darbo aktualumas, aprašomas tyrimų objektas, darbo mokslinis naujumas, darbo rezultatų praktinė reikšmė, ginamieji teiginiai. Pristatomos disertacijos tema autorės paskelbtos publikacijos, pranešimai, disertacijos struktūra.

Pirmasis skyrius skirtas mokslinės literatūros apžvalgai, kurioje analizuojama dirbtinės kilmės radionuklidų (^{137}Cs ir ^{90}Sr) pernaša sistemoje „dirvožemis–medis“ ir ją lemiantys veiksniai.

Antrajame skyriuje pateiktos dirbtinės kilmės radionuklidų (^{137}Cs ir ^{90}Sr) ir jų cheminių analogų (^{40}K ir Ca) tyrimo, modeliavimo metodikos.

Trečiajame skyriuje pateikti ^{137}Cs ir ^{90}Sr ir jų cheminių analogų (^{40}K ir Ca) tyrimo rezultatai, atlikta rezultatų analizė.

Ketvirtajame skyriuje pateikiami radionuklidų sklaidos sistemoje „dirvožemis–medis“ modeliavimo rezultatai, įvertinant galimą vidinę medžio apšvitą.

Penktajame skyriuje pateikiama sukurta metodika, skirta įvertinti ^{137}Cs pernašą iš dirvožemio į medį, pagal cheminio analogo savitąjį aktyvumą dirvožemyje. Pagal ją pateikta patentinė paraiška.

Disertacijos tema yra atspausdinta 15 mokslinių straipsnių, perskaityta 10 pranešimų konferencijose Lietuvoje ir kitose šalyse.

Abstract

In this dissertation is analysed the transfer of artificial radionuclides (^{137}Cs and ^{90}Sr) from soil to tree. The main goal of this work – to estimate specific activities of ^{137}Cs and ^{90}Sr in selected trees, investigate the peculiarities of these radionuclides distribution in trees, suggest the methodology for estimation of the transfer of radionuclides from soil to tree in tree wood by chemical analog in soil under the tree crown, and to do the forecast of transfer of radionuclides in system “soil–tree” by the most relevant models.

The main tasks solved in this dissertation are following: to do the radiometric, radiochemical and biological affections researches of selected pines, evaluate the specific activity and concentration in collected samples of investigated radionuclides and their chemical analogs, apperceive the transfer of ^{137}Cs and ^{90}Sr from soil to tree and analyse peculiarities of this process by soil radioactive pollution and plants growing peculiarities; to modelling the spread of ^{137}Cs and ^{90}Sr distribution in system “soil–plant”, the accumulation of these radionuclides in tree and internal doses.

This dissertation consists of introduction, five chapters, the main conclusion and recommendation, bibliography and list of author publications.

In the introduction it is discussed the investigated problem, actualities of work, object of research, scientific novelty and practical significant of this dissertation, protective hypotheses. Additionally it is introduced the publications and presentations of author on the basis of this dissertation and structure of this paper.

In the first chapter it is presented the review of scientific literature on transfer of artificial radionuclides ^{137}Cs and ^{90}Sr in system “soil–tree” and their influenced factors.

In the second chapter you will be able to find the methodology for investigation and simulation of artificial radionuclides ^{137}Cs and ^{90}Sr and their chemical analogs ^{40}K and Ca .

Results of ^{137}Cs and ^{90}Sr and their chemical analogs (^{40}K and Ca) investigation and their analysis are represented in the third chapter.

Simulation results of the spread of ^{137}Cs and ^{90}Sr distribution in system soil–plant and results of internal doses estimation are shown in the fourth chapter.

In the fifth chapter it is presented the methodology to assess the transfer of ^{137}Cs from soil to wood by specific activity of chemical analog ^{40}K of ^{137}Cs in soil under tree crown. By this methodology is prepared application for patent.

15 scientific articles are printed and 10 presentations are read in conferences in Lithuania and other countries on basis of this dissertation.

Žymėjimai

Simboliai

1E – paprastoji eglė (*Picea abies*), Visaginas;

1P – paprastoji pušis (*Pinus sylvestris* L.), Alytaus apskritis;

2E – sidabrinė elgė (*Picea omorika*), Ukmergė, Vilniaus apskritis;

6P – paprastoji pušis (*Pinus sylvestris* L.), Paaliosė, Vilniaus apskritis;

7P, 8 P – paprastoji pušis (*Pinus sylvestris* L.), Rūkainiai, Vilniaus apskritis;

$A_{137_{Cs}}$, A_{40_K} – ^{137}Cs ir ^{40}K savitieji aktyvumai augale ar dirvožemyje, Bq/kg;

A – aktyvumas mėginyje, Bq;

a – lėkštelės svoris su itrio oksalatu, g;

a – paruoštos pamatinės medžiagos spinduliuotės intensyvumas, imp/s;

A – radionuklido savitasis aktyvumas augale, Bq/kg;

$A_{(dirvož.sl)}$ – organiniame ir neorganiniame dirvožemio sluoksnyje radionuklido paviršinio aktyvumo tankis, Bq/m²;

$A_{(mediena,t)}$ – vidutinis radionuklido savitasis aktyvumas medienoje laiku t , Bq/kg;

$A_{(mediena,t-dt)}$ – radionuklido vidutinis savitasis aktyvumas medienoje laiku $(t - dt)$, Bq/kg;

$G_{(t-dt)}$ – medienos prieaugis per laiką $(t - dt)$, kg;

ΔA – labiausiai tikėtina paklaida, %;

$A_{(r-n)}$ – savitasis aktyvumas prieš tai suformuotose rievėse, Bq/kg;

A , λ_1 , λ_2 – radialaus pasiskirstymo parametrai, atitinkamai išreikšti Bq/g ir cm⁻¹;

A_1 ir A_2 – Rn tūrinis aktyvumas atitinkamuose gyliuose h_1 ir h_2 , Bq/m³;

A_a – radionuklido savitasis aktyvumas bandinio anglyse, Bq/kg;

A_a , A_d – savitasis aktyvumas augale ir dirvožemyje, Bq/kg;

A_D – radionuklido atsarga dirvožemio sluoksnyje 0–5 cm (Bq/m²);

A_k – kalibracinio šaltinio aktyvumas, Bq;
 A_l – aktyvumas kamieno ilgio vienetui, Bq/m;
 A_{nat} – radionuklidų savitasis aktyvumas natūralioje medienoje, Bq/kg;
 A_r – savitasis aktyvumas paskutinėje rievėje, Bq/kg;
 A_S – ^{137}Cs paviršinė užtarša tiriamojame vietovėje, Bq/m²;
 A_{Sr-90} – ^{90}Sr savitasis aktyvumas mėginyje, Bq/kg;
 A_{sum} – bendras sukaupto ^{90}Sr kiekio aktyvumas pušies kamieno medienoje, Bq;
 A_v – tūrinis aktyvumas, Bq/m³;
 B_L – lapų biomasė, kg/m²;
 B_R – aktyvių šaknų biomasė, kg/m²;
 b – foninės spinduliuotės intensyvumas, imp/s;
 b – tuščios lėkštelės svoris, g;
 B_p – pušies biomasė;
 c – radionuklido tūrinis aktyvumas dirvožemyje, Bq·cm⁻³;
 $C_{(Ca,p)}$ – Ca koncentracija pelenuose, mg/kg;
 $C_{(Ca,p)}$ – Ca koncentracija pelenuose, mg/kg;
 C_0 – ^{137}Cs savitasis aktyvumas išorinėje medienos rievėje, Bq/g;
 C_{0i} – i radionuklido savitasis aktyvumas organizme ar jo dalyje, Bq/kg drėgnos masės;
 c_t – ^{137}Cs aktyvumas medienoje metais t , Bq/kg;
 C_V – tūrinis aktyvumas, Bq/m³;
 $\dot{d}_S$ – radionuklido aktyvumo galia ploto vienetu, Bq/m² s;
 D_w – difuzijos koeficientas, m²/metams;
 $\dot{D}^{ext}$ – išorinės apšvitos dozės galia, J/kg s;
 D – dirvožemio sluoksnio gylis, cm;
 D_e – Rn tūrinis difuzijos koeficientas, m²/s;
 dG – medienos prieaugis per laiką dt , kg;
 dt – prieaugio laikas, dažniausiai 1 metai;
 E_{ij}^{abs} – augalo organizmo sugertoji energija, MeV;
 E – beta dalelių vidutinė energija;
 E – registravimo efektyvumas, imp./s/Bq;
 E_{ij} – i radionuklido j spinduliuotės energija, MeV;
 f_L – lajos kritimo intensyvumas, kg/m² metams;
 f – spinduliuotės energija, sugerta per dezintegraciją;
 f_{ij} – i radionuklido skilimo j spinduliuotės išeiga, 1/Bq·s;
 $f_n(A)$ – savitojo aktyvumo ir pušies biomasės prieaugio priklausomybės kreivės;
 g – bandinio geometrinis faktorius;
 G – medienos masė, kg;

G_t – medienos prieaugis per laiką t , kg;

H – aukštis, m;

h – tiriamo sluoksnio storis, m;

h_1 – gylis, kuriame atliekamas pirmasis matavimas, m;

I_R – vidutinis kritulių kiekis, l/m² metams = mm/metams;

Y – ⁹⁰Y cheminė išeiga, %;

Y – itrio cheminė išeiga, %;

K_d – pasiskirstymo koeficientas dirvožemyje, m³/kg;

$k_{i,j}$ – perėjimo iš kamerinio modelio kameros i į kamerą j daugiklis;

K_{Hi} – i-tajame dirvožemio sluoksnyje kaupimosi faktorius;

K_d – diskriminacijos koeficientas;

k_r – vertikalios migracijos dirvožemyje koeficientas, d⁻¹;

K_{sk} – skiedimo koeficientas;

L – ⁴⁰K santykinio pasiskirstymo koeficientas;

l_+ – prie šaknų paviršiaus prigludantis dirvožemio sluoksnio storis, kuriame radionuklidų aktyvumas sumažėjęs, dėl medžio įsisavinimo, m;

l – atstumas nuo kelmo iki tiriamojo taško, m;

L – kamieno ilgis, m;

L – vidutinis radionuklido aktyvumo tankis lapuose arba spygliuose, Bq/m²;

L_∞ – migracijos pusiausvyros faktorius, cm;

m – mėginio masė, kg;

M – pušies amžius, m.;

m_a – anglių masė, matavimo kiuvetėje, kg;

$m_{a,v}$ – viso bandinio anglių masė, kg;

m_p – tyrimui paimtų pelenų masė, g;

m_{po} – sudeginto bandinio masė, kg;

$m_{prieš}$ – bandinio žalia masė, kg;

m_s – bandinio natūrali medienos masė, kg;

N – bandinio impulsų skaičiavimo greitis, imp./s;

N – mėginio impulsų intensyvumas, imp./s;

N – tyrimo metu nustatytas radionuklido savitasis aktyvumas, Bq/kg;

N_f – fono impulsų skaičiavimo greitis, imp./s;

N_k – kalibracinio šaltinio impulsų skaičiavimo greitis, imp./s;

$OR_{augalas/tirpalas}$ – koeficientas, išreiškiantis stroncio savitųjų aktyvumų augale ir dirvožemio tirpale santykį;

p – spektrometru nustatyta matavimo santykinė paklaida, %;

$PF_{^{137}Cs}$, $PF_{^{40}K}$ – ¹³⁷Cs ir ⁴⁰K pernašos iš dirvožemio į augalą faktorius;

PF – radionuklidų pernašos faktorius;

PK – pernašos koeficientas, m^2/kg ;

P_γ, P_β – vidinė apšvitos dozė, dėl gama ir beta spinduliuočių;

R_i – aktyvių sugeriančių šaknų biomasės dalis, esanti i -tajame dirvožemio sluoksnyje;

Q_0 – išskritų tankis dirvožemyje, $Bq \cdot cm^{-2}$;

r – atstumas nuo medienos ritinio tiriamojo taško iki dominančio taško medienos ritinyje, m;

R – kritulių kiekis, mm;

r^* – santykis tarp ^{137}Cs aktyvumo lietaus vandenyje, perėjusiame medžio lają, ir ^{137}Cs aktyvumo lapuose, kg/l ;

r' – medžio vainiko spindulys, m;

r_d – disko spindulys, iš kurio buvo nustatyta jonizuojančioji spinduliuotė, m;

S – radionuklido smailės plotas, gautas matuojant radionuklidų aktyvumus mėginyje, imp.;

Sc – standartinis aktyvumo nuokrypis, $Bq/mėg.$;

S_f – radionuklido smailės plotas, gautas matuojant radionuklidų foninės spinduliuotės aktyvumą, imp.;

TF_0^q, TF_0^s – pusėjimo trukmės;

t – temperatūra, $^{\circ}C$;

t – dienų skaičius po išskritų;

t – laikas, s;

t – impulsų skaičiavimo laikas, s;

t_l – radionuklido aktyvumo bandinyje matavimo laikas, s;

t_f – foninės spinduliuotės impulsų intensyvumas, s;

V_T – vandens sraute, kurį įsisavina medis, esančio radionuklido pernešimo greitis, m/metams;

V – paruoštas bandinio tūris, ml;

w_j – j spinduliuotės kokybės faktorius;

X_i – koeficientas, įvertinantis medžio šaknų vertikalų išsidėstymą;

Z – cheminių analogų konkurencingumo koeficientas;

z – dirvožemio užtaršos sluoksnis, cm;

α – alfa-faktorius, cm^{-1} ;

ε – mažo fono beta radiometro efektyvumas, %;

ϕ_{ij} – sugertos energijos E_{ij} dalis;

ε_s – grunto poringumas;

ρ_s – grunto tankis, kg/m^3 ;

v_w – konvekcijos pernašos greitis, m/metams;

λ_r – radionuklido skilimo konstanta, s^{-1} ;
 ϕ – radionuklido savitasis aktyvumas lajoje, Bq/kg;
 σ – aktyviųjų šaknų santykinis paviršius, m^2/kg ;
 ρ – medžiagos tankis, kg/m^3 ;
 η – radionuklido spinduliuotės energetinė kvantinė išeiga;
 ε – spektrometro efektyvumas;
 Γ_δ – radionuklido gama konstanta, $Sv \cdot m^2/s \cdot Bq$;
 ρ_m – medienos tankis, g/cm^3 ;
 Δt – matavimo laiko paklaida, s;
 μ_o – ilginis silpninimo koeficientas;
 Δm – bandinio masės nustatymo paklaida, kg.

Santrumpos

AE – atominė elektrinė;
 ČAE – Černobylio atominė elektrinė;
 DEFF – lygiavertė dozė florai ir faunai, Sv;
 ERICA – „Environmental Risk from Ionising Contaminants – Assessment and Management“, programa, skirta jonizuojančiosios spinduliuotės rizikai įvertinti gyvajai gamtai – augalijai ir gyvūnijai;
 FORM – „Forest Model“ scenarijus, skirtas ^{137}Cs sklaidai spygliuočių medienoje vertinti;
 IAEA – International Atomic Energy Agency (liet. Tarptautinė atominės energijos agentūra);
 LAND – Lietuvos aplinkos apsaugos normatyvinis dokumentas;
 LMT – Lietuvos mokslo taryba;
 MRPI – metinio radialinio prieaugio indeksas;
 OM – organinė medžiaga;
 TCHNPS – Tchernobyl Nuclear Power – station (liet. Černobylio atominė elektrinė).

Turinys

IVADAS.....	1
Tiriamoji problema	1
Darbo aktualumas	2
Tyrimų objektas	2
Darbo tikslas.....	3
Darbo uždaviniai.....	3
Tyrimų metodika	3
Darbo mokslinis naujumas	3
Darbo rezultatų praktinė reikšmė.....	4
Ginamieji teiginiai	4
Darbo rezultatų aprobavimas.....	4
Disertacijos struktūra	5
1. ^{137}Cs IR ^{90}Sr APYKAITA SISTEMOJE „DIRVOŽEMIS–MEDIS“	7
1.1. ^{137}Cs ir ^{90}Sr savybės ir jų šaltiniai	7
1.2. ^{137}Cs ir ^{90}Sr sklaida aplinkoje.....	9
1.3. Aplinkos radioaktyvioji užtarša. ^{137}Cs ir ^{90}Sr savitieji aktyvumai medyje	12
1.3.1. Dirvožemių užtarša ^{137}Cs ir ^{90}Sr	12
1.3.2. Miškų užtarša ^{137}Cs ir ^{90}Sr	13
1.3.3 ^{137}Cs ir ^{90}Sr savitieji aktyvumai medžiuose	15
1.4. Maistinių medžiagų apykaita medžiuose	21
1.5. Paprastąją pušį (<i>Pinus sylvestris</i> L.) pažeidžiančios ligos	23

1.6. Augimvietės klimatinių sąlygų įtaka medžio vystymuisi.....	26
1.7. Augalų apšvita ^{137}Cs ir ^{90}Sr jonizuojančiąja spinduliuote	28
1.8. ^{137}Cs ir ^{90}Sr migracijos aplinkoje modeliavimas	35
1.9. Pirmojo skyriaus išvados ir disertacijos uždavinių formulavimas.....	43
2. ^{137}Cs IR ^{90}Sr SAVITOJO AKTYVUMO NUSTATYMO MEDŽIO SANDUOSE BEI DIRVOŽEMYJE IR SKLAIDOS VERTINIMO SISTEMOJE „DIRVOŽEMIS– MEDIS“ METODAI	45
2.1. Tiriamųjų augalų augimviečių parinkimo strategija.....	46
2.2. Tiriamieji medžiai	50
2.3. Ėminių paruošimo tyrimui būdai.....	52
2.4. ^{137}Cs ir ^{40}K savitųjų aktyvumų medyje tyrimo metodika.....	52
2.5. ^{90}Sr savitųjų aktyvumų medyje tyrimo metodika	55
2.6. Mažo fono beta radiometro efektyvumo ir foninės spinduliuotės tyrimas.....	59
2.7. Radionuklido cheminio analogo įtakos jo pernašai vertinimo būdas.....	61
2.8. Pušų biologinio pažeistumo tyrimo metodika.....	62
2.9. Ca tyrimo metodika.....	63
2.10. ^{137}Cs ir ^{90}Sr migracijos sistemoje „dirvožemis–medis“ modeliavimas	64
2.11. Antrojo skyriaus išvados.....	66
3. ^{137}Cs IR ^{90}Sr PASISKIRSTYMO DĖSNINGUMŲ SPYGLIUOČIUOSE MEDŽIUOSE TYRIMO REZULTATAI.....	67
3.1. ^{137}Cs ir ^{90}Sr ir jų cheminių analogų savitieji aktyvumai dirvožemiuose	68
3.2. ^{137}Cs ir ^{90}Sr pasiskirstymo spygliuočiuose medžiuose tendencijos	73
3.2.1. Tiriamųjų radionuklidų savitieji aktyvumai spygliuočių medienoje.....	73
3.2.2. Kitų spygliuočio medžio sandų radioaktyvioji užtarša ^{137}Cs ir ^{90}Sr	84
3.3. Radionuklido cheminio analogo diskriminacijos įtakos radionuklidų pernašai iš dirvožemio į medį vertinimas	87
3.3.1. Radionuklidų pernašos koeficientų kaita spygliuočių medienoje pagal metines rieves.....	87
3.3.2. Radionuklidų cheminių analogų įtaka radionuklidų pernašai iš dirvožemio į spygliuotį medį.....	89
3.4. Pušų biologinio pažeistumo, klimatinių augimvietės sąlygų ir radionuklidų savitojo aktyvumo jų medienoje analizė	92
3.5. Trečiojo skyriaus išvados	94
4. RADIONUKLIDŲ SKLAIDOS SISTEMOJE „DIRVOŽEMIS–SPYGLIUOTIS MEDIS“ MODELIAVIMAS.....	97
4.1. Dirbtinės kilmės radionuklido ^{137}Cs vertikalios sklaidos dirvožemyje modeliavimas	98
4.2. Dirbtinės kilmės radionuklidų sklaidos sistemoje „dirvožemis–pušies <i>Pinus sylvestris</i> L. mediena“ modeliavimas.....	100
4.3. ^{137}Cs ir ^{90}Sr kaupimosi paprastosios pušies (<i>Pinus sylvestris</i> L.) medienoje vertinimas.....	102
4.4. Paprastosios pušies vidinės apšvitos vertinimas.....	104

4.5. Kervirtojo skyriaus išvados.....	108
5. ¹³⁷ Cs KAUPIMOSI PAPRASTOJOJE PUŠYJE (<i>PINUS SYLVESTRIS</i> L.) ANALIZĖS INŽINERINIAI – TECHNOLOGINIAI SPRENDIMAI.....	109
5.1. Radioaktyviosios užtaršos retrospektyvinės analizės metodas.....	110
5.2. Radioaktyviosios užtaršos retrospektyvinės analizės metodo taikymo pavyzdys	115
5.3. Penktojo skyriaus išvados.....	118
BENDROSIOS IŠVADOS.....	119
REKOMENDACIJOS.....	124
LITERATŪRA IR ŠALTINIAI.....	123
AUTORIAUS PUBLIKACIJŲ DISERTACIJOS TEMA SĄRAŠAS	135

Contents

INTRODUCTION.....	1
Formulation of the problem.....	1
Topicality of thesis	2
The object of research	2
The aim of the work.....	3
The tasks of work.....	3
Methodology of research.....	3
Scientific novelty of research	3
Practical value	4
Thesis proposition	4
The scope of the scientific work	4
Structure of dissertation	5
1. ^{137}Cs AND ^{90}Sr MIGRATION IN SYSTEM “SOIL–TREE”	7
1.1. ^{137}Cs and ^{90}Sr physical peculiarities ant theirs sources	7
1.2. ^{137}Cs and ^{90}Sr migration in environment.....	9
1.3. Environmental radioactive pollution. ^{137}Cs and ^{90}Sr activity in tree.....	12
1.3.1. Soil pollution by ^{137}Cs and ^{90}Sr	12
1.3.2. Forest pollution by ^{137}Cs and ^{90}Sr	13
1.3.3. ^{137}Cs and ^{90}Sr specific activitie in tree	15
1.4. Cycle of tree nutrification	21
1.5. Scots pine (<i>Pinus sylvestris</i> L.) affected diseases	23

1.6. Influence of growing place climatic condition by tree biological process	26
1.7. Plants irradiance by ^{137}Cs and ^{90}Sr ionising radiation.....	28
1.8. Modeling of ^{137}Cs and ^{90}Sr migration in environment.....	35
1.9. Conclusion for chapter 1 and tasks of dissertation	43
2. METHODS OF INVESTIGATION ^{137}Cs, ^{90}Sr SPECIFIC ACTIVITY IN TREE	
ELEMENTS, SOIL AND MIGRATION IN SYSTHEM “SOIL–TREE”	45
2.1. Strategy of growing place selection for investigation.....	46
2.2. Investigated tree	50
2.3. Methods of sample preparation.....	52
2.4. Methodology of investigation ^{137}Cs and ^{40}K specific activities in tree	52
2.5. Methodology of investigation ^{90}Sr specific activity in tree	55
2.6. Investigation of beta radiometer efficiency and background radiation	59
2.7. Assessment method of influence chemical analog for radionuclide migration ..	61
2.8. Methodology of investigation scotspine biological diseases.....	62
2.9. Methodology of Ca investigation.....	63
2.10. Modeling of ^{137}Cs and ^{90}Sr migration in system “soil–tree”	64
2.11. Conclusions for chapter 2	66
3. RESEARCH RESULTS OF ^{137}CS AND ^{90}SR DISTRIBUTION IN CONIFER	
TREES	67
3.1. ^{137}Cs and ^{90}Sr , their chemical analogs activities and concentrations in soil	68
3.2. Tendency of ^{137}Cs and ^{90}Sr distribution in trees	73
3.2.1. Investigated radionuclides specific activities in conifer wood	73
3.2.2. Radioactive pollution by ^{137}Cs and ^{90}Sr of tree elements.....	84
3.3. Assessment of influence discrimination by chemical analogs to radionuclides	
transfer	87
3.3.1. Fluctuation of radionuclides transfer factors in conifer wood by annual	
rings.....	87
3.3.2. Influence of radionuclides chemical analogs to radionuclides transfer	
from soil to conifer tree	89
3.4. Analyse of scots pine biological diseases, climatic conditions of growing place	
and specific activities	92
3.5. Conclusions for chapter 3	94
4. MODELLING OF RADIONUCLIDES MIGRATION IN SYSTEM	
“SOIL–CONIFER TREE”	97
4.1. Artificial radionuclide ^{137}Cs vertical migration in soil.....	98
4.2. Modeling of artificial radionuclide migration in system “soil–pine <i>Pinus</i>	
<i>sylvestris</i> L. wood”	100
4.3. Modelling of ^{137}Cs and ^{90}Sr accumulation in scotspine wood	102
4.4. Assessment of Scots pine internal irradiance	104
4.5. Conclusions for chapter 4	108

5. TECHNOLOGICAL – ENGINEERING SOLLUTIONS OF ^{137}Cs	
ACCUMULATION IN SCOTS PINE (<i>PINUS SYLVESTRIS</i> L.) ANALYSIS ..	109
5.1. Methods for radioactive retrospective analyse	110
5.2. Practice sample of use methods for radioactive retrospective analyse	115
5.3. Conclusions for chapter 5	118
GENERAL CONCLUSIONS	119
RECOMENDATION	124
REFERENCES	123
LIST OF THE AUTHOR’S SCIENTIFIC PUBLICATIONS ON THE TOPIC OF THE DISSERTATION	135

Ivadas

Tiriamoji problema

Vieni iš pagrindinių dirbtinės kilmės jonizuojančiosios spinduliuotės taršos šaltinių – radioaktyviųjų medžiagų iškritos po branduolinio ginklo bandymų, branduolinių objektų avarijų, branduolinio kuro perdirbimo įmonių ir veikiančių atominių elektrinių. Dalis radionuklidų tiesiogiai patenka į augalus, kita dalis – į dirvožemį ir jo vandenį. Radionuklidai su atmosferos iškritomis per antžeminę dalį ir su dirvožemio tirpalu šaknų sistema patenka į augalus ir juose pasiskirsto. Radionuklido pasiskirstymo pobūdis priklauso nuo: užtaršos dydžio, vyraujančio dirvožemių tipo, radionuklido cheminių ir fizinių savybių, radionuklido cheminės formos, augalo rūšies, klimatinių sąlygų. Sukaupti augale radionuklidai skleidžia jonizuojančiąją spinduliuotę, kuri gali sukelti ekotoksikologinius efektus.

^{137}Cs ir ^{90}Sr yra priskiriami prie dirbtinės kilmės radionuklidų, kurie aplinkoje atsirado dėl žmogaus veiklos. Šie radionuklidai pasižymi neigiamu poveikiu biologiniams objektams. ^{90}Sr yra β spindulio, ^{137}Cs taip pat β spindulio, kuris nustatomas pagal skilimo produkto $^{137\text{m}}\text{Ba}$ skleidžiamą γ spinduliuotę. Pagrindinis pavojus gyviesiems organizmams yra susijęs su radionuklidų pasiskirstymu organizme, jų skleidžiama jonizuojančiąją spinduliuotę bei jos sukeltomis apšvitos dozėmis.

Šio darbo tiriamoji problema yra spygliuočių medžių sandų radioaktyviosios taršos ^{137}Cs ir ^{90}Sr ilgalaikė prognozė, atsižvelgiant į dirvožemio radioaktyviąją užtaršą šiais radionuklidais, ir jo sudėtį bei medžio vystymosi ypatumus.

Darbo aktualumas

Tiriant buvusią aplinkos radioaktyviąją užtaršą pagal spygliuočių medžių metinėse rievėse sukaupą ^{137}Cs savitąjį aktyvumą neatsižvelgiama į šio radionuklido judrį tarp metinių rievių, todėl atsiranda vertinimo netikslumai. Tokius netikslumus galima sumažinti vertinant buvusią aplinkos radioaktyviąją užtaršą pagal ^{137}Cs ir ^{90}Sr kaupimosi pušyje rezultatus. Radionuklidų pasiskirstymą dendrochronologinėje sekoje nagrinėjo šie mokslininkai: L. Richvanov, A. Ščeglov, J. Mažeika, D. Butkus, M. Buziny, M. Chigira, A. Kahawa, Y. Katayama, A. Kudo, M. Malek, N. Momoshima.

Literatūroje pateikiama nemažai duomenų apie radionuklidų pasiskirstymą augaluose. Tačiau stinga duomenų apie radionuklidų poveikį medžiams, įtaką jų atsparumui ligų atsiradimui. Dėl ^{137}Cs ir ^{90}Sr skleidžiamos jonizuojančiosios spinduliuotės medžiai patiria apšvitą. Augalų radiometrijos ir dozimetrijos tyrimus vykdo: E. D. Marčiulionienė, S. Geras'kin, T. G. Sazykina ir kt. Trūksta modelių, kuriais būtų atkurama buvusi aplinkos užtarša pagal radionuklidų sankaupą metinėse medžių rievėse. Norint įvertinti medžių apšvitos kaitą, būtina nustatyti ^{137}Cs ir ^{90}Sr pasiskirstymo augaluose ypatumus.

Vertinant buvusią radioaktyviąją aplinkos užtaršą, galima įtaką žmogui svarbu nustatyti ryšį tarp radionuklidų sklaidos dirvožemyje ir augaluose, jų migracijos iš dirvožemio į augalus skatinančius ir slopinančius veiksnius.

Analizuojant augalų radioaktyviąją užtaršą yra svarbu prognozuoti ilgalaikį radionuklidų persiskirstymą sistemoje „dirvožemis–augalas“, tuo pačiu įvertinant augalo riziką, atsirandančią dėl patiriamos apšvitos, kurią lemia radionuklidų skleidžiama jonizuojančioji spinduliuotė.

Tyrimų objektas

Darbo tyrimų objektas – ^{137}Cs ir ^{90}Sr pernaša iš dirvožemio į spygliuočius medžius (*Pinus sylvestris* L., *Picea abies*, *Picea omorica*).

Darbo tikslas

Šio darbo pagrindinis tikslas yra nustatyti ^{137}Cs ir ^{90}Sr savituosius aktyvumus tyrimui parinktuose spygliuočiuose medžiuose ir įvertinti šių radionuklidų pernašos sistemoje „dirvožemis–medis“ bei pasiskirstymo juose ypatumus.

Darbo uždaviniai

Darbo tikslui pasiekti reikia spręsti šiuos uždavinius:

1. Atlikti ^{137}Cs ir ^{90}Sr radiometrinius, radiocheminius tyrimus medžių sanduose.
2. Įvertinti tiriamųjų radionuklidų ir jų cheminių analogų (^{40}K ir Ca) savituosius aktyvumus bei koncentracijas bandiniuose.
3. Įvertinti ^{137}Cs ir ^{90}Sr pernašos iš dirvožemio į medžius ir pasiskirstymo juose ypatumus, atsižvelgiant į dirvožemio radioaktyviąją užtaršą ir augalo vystymosi ypatumus.
4. Modeliuoti ^{137}Cs ir ^{90}Sr migraciją sistemoje „dirvožemis–medis“, šių radionuklidų sukauptą augale kiekį, augalo patiriamą vidinę apšvitą.

Tyrimų metodika

Darbe taikomi radiometriniai ir radiocheminiai ^{90}Sr ir radiometriniai ^{137}Cs nustatymo bandiniuose metodai, šių radionuklidų sklaidai dirvožemyje vertinti pasitelkiami difuzine sklaida paremti modeliavimo būdai, vidinė apšvita spygliuočių medžių vertinama pagal radionuklidų kaupimosi metodą bei programinę įrangą ERICA.

Darbo mokslinis naujumas

Darbo mokslinį naujumą apibūdina kompleksinis požiūris į radioaktyviosios aplinkos užtaršos persiskirstymą sistemoje „dirvožemis–spygliuotis medis“ ir galimą poveikį medžiams: eksperimentiškai įvertinami ^{137}Cs , ^{90}Sr savitieji aktyvumai ir šių radionuklidų pernašos iš dirvožemio į medį koeficientai, pagal FORM modelį atliekamas savitojo aktyvumo medienoje modeliavimas, o pagal ERICA programą vertinama augalo patiriama apšvita. ^{137}Cs ir ^{90}Sr kaupimosi ir persiskirstymo medžiuose ypatumai vertinimu pagal šių radionuklidų diskrimi-

nacijos koeficientus. Pasiūlyta metodika ^{137}Cs savitojo aktyvumo pasiskirstymui paprastosios pušies medienoje vertinti pagal jo savitąjį aktyvumą vertikaliamajame dirvožemio sluoksnyje po medžio laja.

Darbo rezultatų praktinė reikšmė

Remiantis atliktų tyrimų rezultatais galima tiksliau įvertinti buvusią radioaktyviąją užtaršą ir jos šaltinius, radionuklidų skleidžiamos jonizuojančiosios spinduliuotės apšvitos įtaką medžio augimui. Stebint pušų būklę radionuklidų savitojo aktyvumo ligų pažeistose pušyse nustatymo duomenys ir jų analizė gali būti naudojami kaip indikatorius.

Ginamieji teiginiai

1. ^{137}Cs ir ^{90}Sr pernašos iš dirvožemio į medį pobūdį lemia šių radionuklidų analogų (^{40}K ir Ca) kiekiai dirvožemyje. ^{137}Cs ir ^{90}Sr judrio tarp paprastosios pušies metinių rėvių ypatumus galima įvertinti pagal daugiametę radionuklidų diskriminacijos koeficientų kaitą rievėse.
2. Tirtų paprastųjų pušų, augusių priesmėlio dirvožemiuose, vidutinė metinė vidinė apšvita dėl ^{137}Cs ir ^{90}Sr skleidžiamos jonizuojančiosios spinduliuotės yra mažesnė nei vidutinė metinė vidinė apšvita dėl gamtinės kilmės radionuklido ^{40}K skleidžiamos jonizuojančiosios spinduliuotės.
3. ^{137}Cs pasiskirstymo dėsninumus paprastosios pušies medienoje galima įvertinti pagal ^{137}Cs ir ^{40}K savitųjų aktyvumų santykį vertikaliuose dirvožemio sluoksniuose.

Darbo rezultatų aprobavimas

Disertacijos tema yra atspausdinta 15 mokslinių straipsnių: du – mokslo žurnaluose, įtrauktuose į Mokslinės informacijos instituto (MII) duomenų bazės pagrindinį sąrašą (ISI Web of Science) (Pliopaitė Bataitienė and Butkus, 2010; Butkus, Pliopaitė Bataitienė, Bataitis, 2008); du – mokslo žurnaluose, įtrauktuose į Mokslinės informacijos instituto (MII) duomenų bazės pagrindinį sąrašą (ISI Master Journal List) (Butkus, Matelis, Pliopaitė Bataitienė, 2007; Butkus, Pliopaitė Bataitienė, 2006), trys – mokslo žurnaluose, duomenų bazėse (Copernicus) (Butkus, Pliopaitė Bataitienė, Aliončik, 2010; Butkus, Pliopaitė Bataitienė, Brogaitė, 2010; Pliopaitė Bataitienė, Butkus, 2009), vienas – recenzuojamame tarp-

tautiniame mokslo žurnale (Butkus, Pliopaitė Bataitienė, 2010), vienas – tarptautinės konferencijos medžiagos leidinyje, referuotame Mokslinės informacijos instituto (MII) duomenų bazėje (ISI Proceedings) (Butkus, Pliopaitė Bataitienė, 2008), vienas – kituose recenzuojamuose leidiniuose (Butkus, Pliopaitė Bataitienė 2009), penki – recenzuojamųjų tarptautinių konferencijų medžiagoje (Butkus, Pliopaitė Bataitienė, 2010; Butkus, Pliopaitė Bataitienė, 2009; Butkus, Pliopaitė Bataitienė, Rimeika, 2008; Butkus, Pliopaitė Bataitienė, Bataitis, 2007; Butkus, Pliopaitė Bataitienė, 2006).

Disertacijoje atliktų tyrimų rezultatai buvo paskelbti dešimtyje mokslinių konferencijų Lietuvoje ir užsienyje:

Jaunųjų mokslininkų konferencijoje „*Mokslas – Lietuvos ateitis*“ 2006–2010 m. Vilniuje;

Tarptautinėje konferencijoje „*International Conference Environmental Engineering*“ 2008, Vilniuje;

Tarptautinėje konferencijoje „*Heavy Metals and Radionuclides in the Environment*“ 2010 m. Kazakstane;

Tarptautinėje konferencijoje „*Phytotechnologies to Promote Sustainable Land Use and Improve Foodsafety*“ 2009, Šveicarijoje,

Tarptautinėje konferencijoje „*Radiation Protection and Nuclear Safety for the Enhancing Civil Security*“ 2009 m., Vilniuje,

Tarptautinėje konferencijoje „*COST 859 Phytotechnologoes to Promote Sustainable Land Use and Improve Food Safety*“ 2007, Vilnius.

Disertacijos struktūra

Disertaciją sudaro įvadas, penki skyriai ir rezultatų apibendrinimas.

Darbo apimtis yra 137 puslapiai, tekste panaudota 61 numeruota formulė, 63 paveikslai, 6 lentelės. Rašant disertaciją buvo panaudota 128 literatūros šaltiniai.

^{137}Cs ir ^{90}Sr apykaita sistemoje „dirvožemis–medis“

1.1. ^{137}Cs ir ^{90}Sr savybės ir jų šaltiniai

Radionuklidų kaupimosi augaluose pobūdis priklauso nuo užtaršos dydžio, vyraujančio dirvožemių tipo, radionuklido cheminių ir fizinių savybių, radionuklido cheminės formos, augalo rūšies, klimatinių sąlygų. Šiame poskyryje aptariamos ^{137}Cs ir ^{90}Sr fizikinės savybės ir jų šaltiniai.

Cezio pavadinimą lėmė tai, kad jo spektras pasižymi dviem mėlynomis linijomis (lotynų k. *caesius* – pilkai melsvas). Gamtoje yra vienas stabilus cezio izotopas. Cezį 1860 metais atrado R. Bunzenas ir G. Kirchhofas (Vokietija) (Cezis 2006).

^{137}Cs – radioaktyvusis izotopas, kuris atsirado dėl branduolių dalijimosi. Šio radionuklido pusėjimo trukmė yra 30,23 metų (30,17 metų) (Cesium 2006; Radioisotope Brief... 2005; Marčiulionienė ir kt. 2001). Šis radionuklidas skyla β skilimu, tapdamas metastabiliu ^{137}Ba izomeru, kurio pusėjimo trukmė yra 2,55 min. ^{137}Ba išskiria γ spinduliuotę. ^{137}Ba fotono energija yra – 662 keV. Vandenyje šis radionuklidas yra tirpus – sudaro jonines formas. Patekęs į organizmą, ^{137}Cs jame vienodai pasiskirsto, tačiau labiau kaupiasi raumenyse. ^{134}Cs ir ^{137}Cs atsirado aplinkoje dėl branduolinio ginklo bandymų, branduolinių avari-

jų, iš kurių paminėtina Černobylio atominės elektrinės (ČAE) avarija (Cesium 2006; Radioisotope Brief... 2005; Marčiulionienė ir kt. 2001).

^{137}Cs judris sistemoje „dirvožemis–medis“ priklauso nuo jo fizikinės – cheminės formos dirvožemyje. Augalai pasisavina ^{137}Cs , kuris yra tirpus vandenyje, rūgštyje, ir kintamas šio radionuklido formas, esančias arti augalo šaknų sistemos (Marčiulionienė ir Kiponas 1999).

Stroncis (lot. *Strontium*) (Sr) antros grupės periodinės sistemos cheminis elementas, kurio atominė masė 87, 62, t. y. sidabriškai – baltas metalas. Gamtinį stronciją sudaro 3 stabilūs stroncio izotopai: ^{84}Sr , ^{87}Sr , ^{88}Sr . labiausiai paplitęs ^{88}Sr (82,56%) (Василенко И. Я. и Василенко О. И. 2002). ^{90}Sr skilimo pusėjimo trukmė – 29,12 metų (Василенко И. Я. и Василенко О. И. 2002; Strontium-90... 2002), o (Strontium-90... 2006) šaltinyje nurodoma šiek tiek kitokia skilimo pusėjimo trukmė – 28,8 metų; jis skleidžia β spinduliuotę, skilimo energija 0,546 MeV; ^{90}Sr skilimo produktas – ^{90}Y , kurio pusėjimo trukmė yra 64 h, skilimo energija 2,28 MeV; ^{90}Sr stabilus analogas – Ca (Василенко И. Я. и Василенко О. И. 2002; Strontium-90... 2006).

Pagrindiniai ^{137}Cs ir ^{90}Sr šaltiniai yra branduolinio ginklo sprogdinimai, atominų elektrinių avarijos bei jų veikla (Василенко И. Я. и Василенко О. И. 2002; Strontium-90... 2002; Strontium-90... 2006; Botezatu and Iacob 1999).

Pradiniu laikotarpiu po branduolinio ginklo sprogdymo iškritose vyrauja ^{89}Sr , vėliau ^{90}Sr , nes aktyvumų santykis pradiniu momentu $^{89}\text{Sr} : ^{90}\text{Sr}$ yra lygus 150. 1961–1969 m. laikotarpiu dėl branduolinio ginklo bandymų šiaurės pusrutulyje ^{89}Sr paviršinis tankis buvo $1,3 \cdot 10^4 \text{ Bq/m}^2$, o ^{90}Sr 1951–1980 periodu apytiksliai $2,1 \cdot 10^4 \text{ Bq/m}^2$ (Василенко И. Я. и Василенко О. И. 2002).

Ivykus atominės elektrinės avarijai ^{90}Sr emisijų kiekiai gali būti labai dideli. Pavyzdžiui, po ČAE avarijos sugriautame reaktoriuje galėjo susidaryti $22,6 \cdot 10^6$ – $23,3 \cdot 10^{16} \text{ Bq}$ stroncio izotopų aktyvumas (Василенко И. Я. и Василенко О. И. 2002).

^{90}Sr yra osteotropinis, biologiškai pavojingas radionuklidas. Didžiausią pavojų organizmui kelia tuomet, kai patenka į organizmą, nes nuolat sąlygoja organizmo apšvitą iš vidaus. Žmogui didesnę įtaką turi ^{90}Sr patenkantis su maistu ar vandeniu, o ne įkvėpiant. Patekus į organizmą ^{90}Sr su maistu ar vandeniu organizmas gauna 70–80 % dozės. Likęs stroncis kaupiasi kauluose, kaulų čiulpuose apie 1 % patekusio stroncio lieka kraujyje ir minkštuosiuose audiniuose. ^{90}Sr kaupimasis kauluose gali sukelti kaulų taip pat šalia esančių audinių vėžį, bei leukemiją. ^{90}Sr rezorbcija priklauso nuo amžiaus grupės, fiziologinio būvio, mitybos, Ca kiekio mitybos racione. ^{90}Sr kaupiasi kauluose, juos nuolat švitindamas. Iš organizmo ^{90}Sr pašalinama per žarnyną (Василенко И. Я. и Василенко О. И. 2002; Strontium – 90 2006).

^{90}Sr poveikis gyvajai gamtai įvairus, jis priklauso nuo apšvitos dozės, kuri formuojama ilgą laiką. Didelės ^{90}Sr dozės sukelia ūmią spindulinę ligą su hema-

tologiniais pažeidimais. Jei ^{90}Sr patekimas į organizmą ilgalaikis, tai net ir mažos jo dozės gali sukelti leukemiją, kaulų vėžį. Žymūs pakitimai kaulų audiniuose stebimi kai ^{90}Sr kiekis maisto racione yra 37 kBq vienam gramui Ca (Василенко И. Я. и Василенко О. И. 2002).

1.2. ^{137}Cs ir ^{90}Sr sklaida aplinkoje

1.1 paveiksle pavaizduoti pagrindiniai radionuklidų, esančių atmosferoje, migracijos procesai (Nedveckaitė 1998; Цыбулька и др. 2004; Щеглов и Цветнова 2004; Чернобыльская катастрофа... 2004).

1.1 pav. Radionuklidų migracija biosferoje pagal (Nedveckaitė 1998; Цыбулька и др. 2004; Щеглов и Цветнова 2004; Чернобыльская катастрофа... 2004): 1 – radioaktyviosios medžiagos ore, 2 – radionuklidų nusėdimas, 2.1 – nusėdimas ant dirvos, 2.2 – nusėdimas ant šakų, 2.3 – nusėdimas ant kamieno, 2.4 – nusėdimas ant lapų; 3 – defoliacijos produktai, lietaus vanduo, užteršti radionuklidais; 4 – radionuklidų migracija dirvožemio horizontu; 5 – radionuklidų patekimas su vandeniu bei maistinėmis medžiagomis; 6 – dirvožemio erozija

Fig. 1.1. Migration of radionuclides in biosphere by (Nedveckaitė 1998; Цыбулька и др. 2004; Щеглов и Цветнова 2004; Чернобыльская катастрофа... 2004): 1 – radionuclides in air, 2 – deposit of radionuclides, 2.1 – deposit on the soil, 2.2 – deposit on the branch, 2.3 – deposit on the trunk, 2.4 – deposit on the leaf; 3 – product of defoliation, rainwater with radionuclides; 4 – vertical migration in soil; 5 – radionuclides uptake with water and nutrients; 6 – erosion of soil

Radioaktyviosiomis medžiagomis užterštas oro masės medžiai tartum filtruoja, sulaikydami radionuklidus ant lapų, spyglių, kamienų, šakų. Ant žemės paviršiaus radionuklidai patenka su krintančiais lapais ir spygliais, nuo medžių kamienų ir šakų radionuklidus nuplauna lietus. Todėl miškuose labiausiai yra užteršta paklotė ir viršutinis dirvožemio sluoksnis. Radionuklidai iš dirvos su maistinėmis medžiagomis per šaknų sistemą patenka į medžius. Svarbiausieji radionuklidų migracijos dirvoje procesai yra difuzija, konvekinė pernaša ir migracija augalų šaknų sistemomis. Taip pat galima ir horizontalioji radionuklidų migracija, kuri atsiranda kai vyksta dirvožemio erozija – t. y. vanduo (nuotėkis), ardydamas dirvožemį, nutekėdamas išplauna tame dirvožemio sluoksnyje esančius radionuklidus. Horizontali radionuklidų migracija priklauso nuo radioaktyvios taršos tankio, nuo nuotėkio kiekio ir nuo nuožulnių dirvų naudojimo (Butkus ir Konstantinova 2004, Nedveckaitė 1998; Цыбулька и др. 2004; Щеглов и Цветнова 2004; Чернобыльская катастрофа... 2004, Frissel, 1992, Ciuffo et al. 2003).

Radionuklidų patekimą į augalus galima pavaizduoti tam tikru modeliu, kuris parodytas 1.2 paveiksle, kuriame išskirti keli pagrindiniai radionuklidų patekimo į sausumos ekosistemos augalus būdai: paviršinis įsisavinimas, šaknų įsisavinimas, dulkėjimas, išplovimas.

1.2 pav. Radionuklidų sklaidos schema (Nedveckaitė 2004)

Fig. 1.2. Scheme of radionuclides migration (Nedveckaitė 2004)

Pagal 1.2 paveiksle pateiktą schemą išskiriami pagrindiniai radionuklidų patekimą į augalus lemiantys procesai: pernaša, antrinis pakėlimas, translokacija, patekimas per šaknų sistemą.

Radionuklidai augaluose gali kauptis aeroliniu ir mineralinės mitybos būdu. Aeroliniu būdu radionuklidai augaluose kaupiasi iš atmosferos per jų antžemines dalis. Mineralinės mitybos būdu radionuklidai patenka iš dirvožemio per augalų šaknų sistemą. Radionuklidų patekimą į augalus lemia ekologiniai, biologiniai, morfologiniai veiksniai, taip pat fizinės, cheminės aplinkos savybės. Sukaupto radionuklido kiekis augale priklauso ir nuo augalo rūšies bei augimvietės radioaktyviosios užtaršos (Marčiulionienė ir kt. 2000, Roca et al., 1997).

Analizuojant ^{137}Cs sklaidą miško ekosistemoje, išskiriami du procesai, dėl kurių ^{137}Cs patenka į medį: dėl iškritų ant medžių lajos, kamieno ir dėl pasisavinimo per šaknis iš dirvožemio. 1.3 paveiksle pateikiama ^{137}Cs migracijos schema miško ekosistemoje (Modeling the.... 2002, Kliashorin et al, 1994).

1.3 pav. ^{137}Cs biogeocheminis ciklas miškų ekosistemoje (Modeling the... 2002)

Fig. 1.3. Biogeochemical cycle of ^{137}Cs in forest ecosystem (Modeling the... 2002)

Reikia pažymėti, kad vyksta ir vidinė cezio kaita medyje, tačiau ji nėra tokia ryški, kaip cezio pasisavinimas iš atmosferos ir dirvožemio. Iškritos nusėda visų pirma ant šakų, šakelių, lajos, kamieno. Galimas ^{137}Cs perėjimas iš nedaugiametės medžio biomasės elementų (pvz. lajos) į daugiametės biomasės elementus (kamieną, šakas). Vykstant defliacijai bei šlapių iškritų nusėdimui, radionuklidai yra nuplaunami ir kartu su defliacijos produktais patenka ant miško paklotės. Radionuklidai migruoja į gilesnius dirvožemio sluoksnius, be to yra pasisavinami medžio šaknimis (Modeling the.... 2002, McGee et al., 2000).

^{90}Sr ir ^{137}Cs , iš atmosferos nusėdę ant dirvožemio, veikiami gamtinių biogeninių veiksnių, dalyvauja medžiagų migracijos procese. Radionuklidai migruoja tiek vertikalia, tiek horizontalia kryptimi. Radionuklidų migraciją aplinkoje lemia radionuklido fizikinės – cheminės savybės, klimatinės sąlygos, aplinkos reljefas, dirvožemio tipas, hidrologinis teritorijos režimas, augmenijos pobūdis (rūšis), agrocheminiai žemės ūkio ypatumai ir kt. veiksniai (Василенко И. Я. и Василенко О. И. 2002).

Globalinėse iškritose ^{90}Sr daugelyje atveju yra vandenyje tirpus ir dirvoje jis yra judrios formos. ^{90}Sr , patekęs į aplinką, dalyvauja augalų, gyvūnų medžiagų apykaitoje kaip Ca analogas. ^{90}Sr migruojant mitybinėmis grandimis vyksta šio radionuklido kiekio kitimas mitybos grandies elementuose (Василенко И. Я. и Василенко О. И. 2002; Радиоактивное загрязнение... 2004).

Į augalus ^{90}Sr patenka per užterštas antžemines augalų dalis, kai ant jų nusėda atmosferos iškritos. Taip pat patenka ir iš dirvožemio per šaknis – čia didelę įtaką ^{90}Sr migracijai turi dirvožemio tipas, jo pH terpė, drėgmė, Ca ir organinių medžiagų kiekis (Василенко И. Я. и Василенко О. И. 2002; Kanapickas ir Raupelienė 2002).

^{90}Sr fiksacija augale priklauso nuo šio radionuklido dispersinių formų ir augalo rūšinių ypatybių. Globalinės ^{90}Sr užtaršos fiksacijos augaluose koeficientas gali siekti 25 %. ^{90}Sr , nusėdęs ant augalo dėl aktyvių biologinių procesų įsisavinamas augalo. ^{90}Sr difundavimas į augalą priklauso nuo dalelių tirpumo vandenyje ir augalo rūšies (Василенко И. Я. и Василенко О. И. 2002).

Augalų gebėjimas pasisavinti ^{90}Sr iš dirvožemio priklauso nuo: jo biologinio prieinamumo augalams; ^{90}Sr tirpumo vandenyje; agrocheminių dirvožemio savybių; apykaitinio Ca kiekio dirvožemyje (Василенко И. Я. и Василенко О. И. 2002).

Vertinant ^{90}Sr užtaršą naudojamas santykis $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$, kuris yra išreiškiamas stroncio vienetais (Sr vnt.). $1 \text{ Sr vnt.} = 3,7 \cdot 10^9 - 4,4 \cdot 10^{11} \text{ Bq } ^{90}\text{Sr}$ vienam gramui Ca (Василенко И. Я. и Василенко О. И. 2002).

1.3. Aplinkos radioaktyvioji užtarša. ^{137}Cs ir ^{90}Sr savitieji aktyvumai medyje

1.3.1. Dirvožemių užtarša ^{137}Cs ir ^{90}Sr

^{137}Cs dirvožemyje gali būti trijų formų: tirpus vandenyje, kintamos formos, judrus (Marčiulionienė ir Kiponas 1999). Prieš ČAE avariją Lietuvos teritorijos dirvožemyje ^{137}Cs savitasis aktyvumas 1979–1984 m buvo $1,1 \div 70,7 \text{ Bq/kg}$, o ^{90}Sr savitasis aktyvumas – $2 \div 17,5 \text{ Bq/kg}$ (Буткус и др. 2001). Po ČAE avarijos per

Lietuvą praslinkusios radioaktyviosiomis medžiagomis užterštos oro pernašos dirvožemį užteršė radioaktyviojo cezio izotopais – vidutiniškai 4,5 karto. Radioaktyviojo stroncio ir plutonio izotopai buvo išmesti iš avarinio reaktoriaus į aplinką vėliau, kai įkaitusio reaktoriaus temperatūra siekė tūkstančius laipsnių, o oro masės slinko šiaurės rytų, vėliau pietų kryptimis, todėl Lietuvos dirvožemio tarša šiais izotopais nedaug pakito.

Buvo nustatyta dėmėtoji radionuklidų iškritų ant žemės paviršiaus struktūra – aptiktos „karštosios dėmės“. Radioaktyviojo cezio izotopų iškritų laukas nebuvo vienalytis, šių iškritų tankis Lietuvos dirvožemiuose neviršijo $18,5 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, tuo tarpu Baltarusijoje jis buvo šimtus kartų didesnis (Nedveckaitė 1998).

Fizikos instituto darbuotojai nustatė ypatingas „karštąsias“ dėmes ežerų pakrantėse (1–1,5 m atstumu nuo kranto linijos). Manoma, kad jos susidarė išmetant vandens bangoms į krantą iškritusius ant ežero paviršiaus ir viršutinėje vandens plėvelėje susikaupusius radioaktyviuosius izotopus. Tokių karštų dėmių pastebėta pirmaisiais metais po ČAE avarijos prie Orijos (Kalvarijų rajonas), Reketijos (Tauragės rajonas), Skaisgirio (Lazdijų rajonas), Baltojo (Trakų rajonas) ežerų (Nedveckaitė 1998).

Po ČAE avarijos pastebėta pavienės, labai didelio aktyvumo, susidariusios iš ilgaamžių izotopų karštosios dalelės. Šios dalelės nusėdusios miškuose, laukuose, ežerų pakrantėse buvo dažniau aptinkamos pietinėje ir vakarinėje Lietuvos dalyse (Nedveckaitė 1998).

Po ČAE avarijos 1987 m. Lietuvoje ^{137}Cs savitasis aktyvumas dirvožemyje buvo $1700\div 30000 \text{ Bq/m}^2$ (Буткус и др. 2001, Butkus ir kt. 1999).

^{137}Cs savitieji aktyvumai dirvožemiuose priklauso nuo dirvožemio radioaktyviosios užtaršos ir dirvožemio mineralizacijos. Įvertinus koreliacijos koeficientą tarp radionuklidų savitųjų aktyvumų dirvožemyje ir testiniuose augaluose, nustatyta, kad ^{137}Cs akumuliacija atžalinėje gūžtvėje nepriklauso nuo jo savitojo aktyvumo dirvožemyje (koreliacijos koeficientas $r = 0,16$). Šis faktas grindžiamas tuo, kad atžalinės gūžtvės neturi šaknų sistemos, todėl ^{137}Cs kaupia iš atmosferos. Mėlynėje ^{137}Cs patekimas tiesiogiai priklauso nuo jo savitojo aktyvumo dirvožemyje (koreliacijos koeficientas $r = 0,9$). Miškiniam lendrūne tarp sukaupto cezio augale ir jo savitojo aktyvumo dirvožemyje egzistuoja atvirkstinė priklausomybė, nes koreliacijos koeficientas $r = -0,8$ (Marčiulionienė ir kt. 2000).

1.3.2. Miškų užtarša ^{137}Cs ir ^{90}Sr

Įvykus užtaršai radionuklidais iš atmosferos, miškuose labiausiai yra užteršiamos miškų paklotės samanose, iš kurių radionuklidai migruoja į dirvožemio horizontą. Tyrimais nustatyta, kad savitasis ^{137}Cs aktyvumas Lietuvos samanose yra

didesnis tuose regionuose, kur pateko radionuklidais užterštos masės po ČAE avarijos. Pagal 1999–2000 metų atliktus tyrimo duomenis didžiausias ^{137}Cs savytasis aktyvumas samanose nustatytas Kuršių Nerijoje (123 Bq/kg), o mažiausias – pietų Lietuvos regione (61 Bq/kg). ^{137}Cs kaupimo koeficientas samanose didžiausias pietų Lietuvos regione (0,13 m^2/kg), mažiausias – vakarų Lietuvos regione (0,05 m^2/kg) (Butkus ir Konstantinova 2004). Literatūroje yra žinomas Lietuvos teritorijos suskirstymas pagal miškų paklotės užterštumą ceziumu. Šis užterštumo pasiskirstymas Lietuvoje pateikiamas 1.4 paveiksle (Stankevičienė 1998).

1.4 pav. ^{137}Cs pasiskirstymas Lietuvos miškų paklotėje 1991 m.: 1 – Šalčininkų, 2 – Varėnos, 3 – Marijampolės, 4 – Klaipėdos (Kairiai), 5 – Klaipėdos (Nemirseta), 6 – Švenčionių, 7 – Vilniaus, 8 – Jonavos, 9 – Ignalinos, 10 – Utenos apskrityse (Stankevičienė 1998)

Fig. 1.4. ^{137}Cs activity in Lithuanian forest litter in 1991y.: 1 – Šalčininkai; 2 – Varėna district, 3 – Marijampolė, 4 – Klaipėda (Kairiai), 5 – Klaipėda (Nemirseta), 6 – Švenčionys, 7 – Vilnius, 8 – Jonava, 9 – Ignalina, 10 – Utena districts (Stankevičienė 1998)

1994 m. vertinant radioaktyviąją užtaršą buvo tirti ^{137}Cs pernašos faktoriai, kurie buvo didžiausi Varėnos rajone: miškiniam lendrūnei (*Calamagrostis arundinacea*) – 1,9, mėlynės (*Vaccinium myrtillus*) – 11,8, samanose (*Hylocomium splendens*) – 13,8. Šios vertės gali būti siejamos su šiame regione vyraujančiu dirvožemiu, kuris pasižymi didele dirvožemio mineralizacija. Tiriant miškų paklotės užterštumą ^{137}Cs Ignalinos, Plungės rajonų spygliuočių miškuose, nustatyta, kad paviršinė užtarša yra 10–28 Bq/m² (Marčiulionienė ir Kiponas 1999).

1994–1998m. laikotarpiu stebimas ^{137}Cs savitojo aktyvumo mažėjimas tėsiniuose augaluose, pvz., Ignalinos rajone: atžalinių gūžtvių bandiniuose – (75–

25) Bq/kg, mėlynėse – (125–50) Bq/kg, miškinuose lendrūnuose – (75–20) Bq/kg. (Marčiulionienė ir kt. 2000). Didžiausi vidutiniai ^{137}Cs savitieji aktyvumai nustatyti negyvoje paklotėje (176 Bq/kg), kiminuose (*Sphagnun spp.*) (130 Bq/kg), o mažiausi pievos augalų antžeminėje dalyje (6,6 Bq/kg), pušies (*Pinus silvestris* L.) požeminėje dalyje (6,8 Bq/kg) (Marčiulionienė ir kt. 2001).

Pagal 2001–2003 m. atliktus augalų (vejos ir samanų) tyrimus IAE įtakos zonoje užterštumo augalų ilgaamžiais gama spinduliais buvo nustatyta, kad samanos jautriau nei veja reagavo į atmosferinį aplinkos užterštumą. ^{137}Cs savitasis aktyvumas samanose buvo $(3,65 \pm 1,67) - (66,76 \pm 2,47)$ Bq/kg sauso svorio, o vejos mėginiuose – $(0,56 \pm 0,51) - (1,41 \pm 1,05)$ Bq/kg sauso svorio. (Adlienė et al. 2004, Кипонас и Марчулѐнене 2002).

Lenkijos mokslininkai nustatė, kad raudonviršiuose (*Leccinum sp.*), tikrinuose baravykuose (*Boletus edulis*), raudonkepuriuose aksombaravykiuose (*Xerocomus badius*), skėtinėse žvynabudėse (*Macrolepiota procera*) 1990 m., nustatyta, kad ^{137}Cs savitieji sausoje grybų masėje yra daug kartų didesni nei ^{90}Sr savitieji aktyvumai (Mietelski et al. 1994). (Butkus ir Dimavičienė 2006) darbo autoriai tyrė ^{137}Cs grybų ėminiuose, kurie buvo paimti Varėnos rajono miškuose, kur po ČAE avarijos buvo nustatyta užtarša apie 4000 Bq/m². Pastarojo darbo autoriai nustatė, kad didžiausias ^{137}Cs savitasis aktyvumas yra raukšlėtuose gudukuose $428,0 \pm 9,6$ Bq/kg ir voveraitėse – $151,0 \pm 13,4$ Bq/kg. Mažiausias ^{137}Cs savitasis aktyvumas nustatytas baravykuose – iki $41,6 \pm 8,9$ Bq/kg. Pagal 1987–1997 m duomenis Briansko srityje buvo nustatyti ^{137}Cs kaupimosi grybuose koeficientai $0,07 \pm 0,02$ kg šlapios masės (Булгаков и др. 2002).

Norint pagręitinti ir palengvinti žolinių augalų radioaktyviosios užtaršos tyrimus galima būtų naudoti (И. В. Гузев и др. 2004) darbe siūlomą metodą. Pagal gama foną laukuose, pasinaudojant autorių sudarytais koeficientais bei žinant dirvožemio tipą, drėkinimo tipą, augalo rūšį, galima nustatyti ^{137}Cs kiekį žoliniuose augaluose. Pavyzdžiui, velėniniuose jauriniuose dirvožemiuose esant vidutiniam gama fonui 136,7 $\mu\text{R}/\text{metams}$, žolėse ^{137}Cs savitasis aktyvumas yra 131,8 Bq/kg.

1.3.3. ^{137}Cs ir ^{90}Sr savitieji aktyvumai medžiuose

Medžio rievės bei kiti medžio sandai dažnai pasirenkami norint įvertinti buvusią radioaktyviąją užtaršą urano produktais (Берниза и др., 1996), radioaktyviąja anglimi (Mažeika et al., 2008), tiek kitais dirbtinės kilmės radionuklidais, tokiais kaip ^{137}Cs ar ^{90}Sr (Рихванов 2005).

Pagal Lietuvoje atliktų radionuklidų kaupimosi medžiuose (*Pinus sylvestris* L., *Betula pendula*) tyrimus nustatytos tokios ^{137}Cs kaupimosi medžiuose vertės:

pušies medienoje ^{137}Cs savitasis aktyvumas 1955–2000 m. kito nuo $1,1 \pm 0,2$ iki $2,3 \pm 0,5$ Bq/kg; beržo medienoje ^{137}Cs savitasis aktyvumas 1950–2000 m. kito nuo $1,8 \pm 0,1$ iki $7,8 \pm 0,6$ Bq/kg (Beinaravičius ir Butkus 2004; Butkus ir kt. 2002).

Atlikus ^{137}Cs savitojo aktyvumo tyrimus karinių poligonuose augusiose pušyse (*Pinus sylvestris* L.), buvo nustatyti tokie ^{137}Cs savitieji aktyvumai medienoje – nuo $0,17 \pm 0,1$ iki $1,27 \pm 0,12$ Bq/kg (Gaižiūnų – Ruklos poligone) ir nuo $0,3 \pm 0,2$ iki $14,7 \pm 10,0$ Bq/kg (Kairių poligone) (Aleksa ir Butkus 2003).

Tiriant ^{137}Cs savitąjį aktyvumą dirvožemyje po medžio laja nustatyta, kad šio radionuklido savitasis aktyvumas po beržų lajomis yra didžiausi pirmojoje zonoje (arčiausiai medžio kamieno), o po pušimis cezio savitasis aktyvumas mažėja tolstant nuo pušies kamieno (Narmontas ir Butkus 2003).

Taip pat literatūroje aprašomi tyrimų metu nustatyti radionuklidų pasisavinimo koeficientai sistemoje „dirva–augalas“, jų kitimo ribos: 1 m nuo žemės kamieno aukštyje ^{137}Cs – nuo 0,004 iki 0,108 m^2/kg beržui ir nuo 0,002 iki 0,036 m^2/kg pušiai; 1/2 kamieno aukštyje ^{137}Cs – nuo 0,004 iki 0,103 m^2/kg beržui ir nuo 0,003 iki 0,052 m^2/kg pušiai; 3/4 kamieno aukštyje ^{137}Cs – nuo 0,001 iki 0,038 m^2/kg beržui ir nuo 0,002 iki 0,051 m^2/kg pušiai (Буткус и Бейнапавичюс 2005).

Pagal atliktus daugiamečius tyrimus pušynuose augalų stiebuose nustatytas mažesnis ^{137}Cs savitasis aktyvumas (sausringais metais 3–5 kartus), negu fotosintezę vykdančiuose organuose (Ермакова et al. 2003; Fogh and Anderson 2001).

Analizuojant daugiametę ^{90}Sr kaitą medžiuose, galima teigti, kad ji yra kaupiamojo pobūdžio. ^{90}Sr yra kaupiamas medienoje iki tam tikro lygio, vėliau stebima šio radionuklido kiekio stabilizacija, po kurios seka kiekio mažėjimas dėl radioaktyvaus suskilimo ir dėl negrįžtamos fiksacijos dirvožemyje. Daugiametėje ^{90}Sr kiekio kaitoje medienoje minimalus šio radionuklido kiekis stebimas pirmaisiais metais po iškritų. Sekančiais metais stebimas ^{90}Sr kiekio didėjimas. Toks ^{90}Sr kiekio kitimas yra nulemtas ^{90}Sr savybės kauptis senstančiuose audiniuose, be to šio radionuklido žemas judris augaluose. Medienos metinis prieaugis suteikia daugiametei ^{90}Sr kiekio dinamiškai kaupiamąjį pobūdį. ^{137}Cs būdinga daugiametė kiekio kaita, kaip ir ^{90}Sr . Kiti mokslininkai teigia, kad ^{137}Cs daugiametei kaitai būdingas 2 stadijos: 1 stadijoje, kuri trunka 2–4 metus, užteršimas ^{137}Cs įvairių medyno dalių priklauso nuo paviršinės taršos, o radionuklido koncentracijos sumažėjimas yra dėl savivalos. 2 stadijoje medyno komponentų užtarša priklauso nuo ^{137}Cs patekimo intensyvumo per šaknų sistemą. Bendru atveju daugiametei ^{137}Cs kiekio kaitai yra būdingas radionuklido kiekio mažėjimas, t. y. ^{137}Cs kiekio daugiametei kaitai nebūdingas kaupimosi efektas. ^{137}Cs kiekis medienoje priklauso ir nuo dirvožemio tipo, pvz.: (automorfiniuose dirvožemiuose) juodžemyje vyrauja augalams neprieinamoje formoje. Absoliutus ^{137}Cs

kiekio maksimumas medienoje fiksuojamas pirmaisiais metais po iškritų, vėliau vyksta kiekio mažėjimas, kuris ypač žymus 2–3 metais. Esant hidromorfiniams dirvožemiams ^{137}Cs kiekio kitimas yra sudėtingesnis: pirmus 2–3 metus stebimas aktyvumo koncentracijos mažėjimas, vėliau jos augimas iki absoliutaus maksimumo (10–15 metų), po to seka eksponentinis kiekio mažėjimas. Šią kaitą iliustruojantys tyrimų duomenys pateikiami 1.5 paveiksle (Щеглов and Цветнова 2004).

1.5 pav. ^{90}Sr ir ^{137}Cs kaupimosi augaluose daugiametė kaita (Щеглов и Цветнова 2004)

Fig. 1.5. Perennial fluctuation of ^{90}Sr and ^{137}Cs accumulation in plants (Щеглов и Цветнова 2004)

Literatūroje minimas ČAE avarijos taršos persiskirstymo mechanizmas – miškų gaisrai, be to ČAE avarijos metu užterštos Ukrainos ir Baltarusijos teritorijos įvardijamos kaip radioaktyvios taršos antrinis šaltinis. Po miškų gaisrų Baltarusijoje ^{137}Cs tūrinis aktyvumas atmosferoje Vilniuje padidėdavo šimtus kartų (Lujanienė et al. 2003; Ipatyev 2001; Lujanienė et al. 2008; Paatero et al. 2009). Praėjus metams po Los Alamos, New Mexico įvykusių gaisrų tyrėjai užfiksavo tai, kad ^{137}Cs savitasis aktyvumas dirvožemio paviršiuje padidėjo net 40 kartų, o dirvožemio sluoksnyje iki 5cm vidutiniškai savitasis aktyvumas buvo 3 kartus didesnis nei prieš gaisrą. Gaisrų metu medžiuose esantys radionuklidai sukoncentruojami, o pasklidę pelenai padidina radioaktyviąją aplinkos užtaršą. Lietūs po gaisrų taip pat padidina ^{137}Cs persiskirstymą aplinkoje. Lietaus nuotėkis padidina aplinkos užtaršą šiuo radionuklidu nuotėkio erozijos dėka (Johansen 2003). Po ČAE avarijos apylinkių miškai patyrė žymų radioaktyviosios taršos poveikį, nes juose kaupėsi radionuklidai. Labai užterštų miškų radionuklidais gaisrai kelia susirūpinimą visam pasauliui. Miško gaisro degimo produktai būna praturtinti visais ČAE taršos radionuklidais. Priklausomai nuo vyraujančių meteorologinių sąlygų miško gaisrų radioaktyviųjų aerozolių kiekis 10 kartų sumažėja 2–2,5 km atstumu nuo gaisro krašto (Pazukhin et al. 2004; Alard 2001).

Labai užteršta Baltarusijos miškų dalis yra netoli Lietuvos. Šie miškai yra tarsi galimas antrinis aplinkos radioaktyviosios taršos šaltinis ir ne vien dėl antrinio pakėlimo (resuspensijos), bet ir dėl galimų miško degimo produktų pernašos. Baltarusijos miškų gaisrai lėmė ^{137}Cs oro pernašų į Lietuvą padidėjimą 1996–2002 metais. Miškų gaisrai gali lemti radionuklidų persiskirstymą (redistribuciją) aplinkoje. Ypač tai sietina su ^{137}Cs pakartotina sklaida. Užterštos medienos deginimas pagal tarptautinius standartus yra priimtinas, jei medienoje savitasis aktyvumas yra mažesnis nei 750 Bq/kg. Tuo tarpu apie 550 t malkų sudeginam iš užterštų Baltarusijos miškų vietiniuose kaimuose (Lujanienė et al 2009). Degant miškams susidaro aerozoliai, kurie yra ^{137}Cs pernešėjai atmosferoje. Miškų gaisrai – ekstremalios situacijos, o medienos deginimas (šildymui) – nuolatinis radiocezio persiskirstymo aplinkoje šaltinis. Dėl miškų gaisrų, kylančių ČAE teritorijoje, ^{137}Cs savitasis aktyvumas ore gali padidėti net keliomis eilėmis (Kashparov 2000; Forest...2009). Tyrimais nustatyta, kad skirtingas dirvožemio drėgmės režimas, maistinių medžiagų apykaita gali labai įtakoti medžių sugebėjimą įsisavinti radionuklidus (Ipatyev 2001).

Į augalus ^{90}Sr patenka per užterštas antžemines augalų dalis, kai ant jų nusėda atmosferos iškritos ir iš dirvožemio per šaknis – čia didelę įtaką ^{90}Sr migracijai turi dirvožemio tipas, jo pH terpė, drėgmė, Ca ir organinių medžiagų kiekis (Василенко И. Я. и Василенко О. И. 2002; Kanapickas ir Raupelienė 2002).

(Katayama et al. 2006) darbe minima, kad Japonijos mokslininkai tirdami ^{90}Sr judrumą tarp kedro metinių rėvių atliko eksperimentą, kurio metu stroncio chlorido tirpalas buvo išvirkštas į gyvą medį. Po 8 mėnesių buvo tirtas stroncio pasiskirstymo kamienne profilis. Stroncis juda radialiai kedro balanoje, tačiau jis beveik visiškai sustabdomas medienoje.

^{90}Sr fiksacija augale priklauso nuo jo dispersinių formų ir augalo rūšinių ypatybių. Globalios užtaršos ^{90}Sr fiksacijos augaluose koeficientas gali siekti 25 %. Radionuklidus nuo augalų nuplauna lietus, juos nupučia vėjas. ^{90}Sr , nusėdęs ant augalo dėl aktyvių biologinių procesų, patenka į jį. ^{90}Sr difundavimas į augalą priklauso nuo dalelių tirpumo vandenyje ir augalo rūšies. ^{90}Sr pasisavinamas iš dirvožemio priklausomai nuo jo biologinio prieinamumo augalams (Василенко И. Я. и Василенко О. И. 2002).

^{90}Sr sukaupimas medžio metinėje rievėje gali suteikti informacijos apie aplinkos radioaktyviąją užtaršą, jos kaitą. Vykdam aplinkos radioaktyviosios užtaršos monitoringą, vieni iš geriausių monitoringo tyrimo objektų galėtų būti miško augalai. (Пихванов 2005) darbo autorius siūlo, naudojant skeveldrinę radiografiją medžio dendrochronologinėje sekoje, įvertinti retrospektyviąją radioaktyviųjų iškritų užtaršą. Nustatant praityje buvusią radioaktyviąją užtaršą galima nustatyti pagal medžiuose sukaupą ^{90}Sr kiekį. Pvz., Japonijoje (Tsukui ir Takao vietovės) tiriant ^{90}Sr savituosius aktyvumus kedro (*Cryptomeria*) metinėse rievėse, padaryta išvada, kad pagal ^{90}Sr sukaupimą kiekį metinėje rievėje tarsi

užrašoma aplinkos užtaršos kaita. Pagal šio straipsnio autorių atliktus tyrimus nustatyta, kad Takao vietovės kedro medienoje ^{90}Sr savitasis aktyvumas kito nuo $0,18 \pm 0,12$ iki $1,7 \pm 0,1$ Bq/kg sausos medienos, o žievėje sudarė $1,8 \pm 0,7$ Bq/kg sausos masės, o Tsukui vietovės kedro medienoje $0,41 \pm 0,15$ iki $1,11 \pm 0,07$ Bq/kg sausos medienos, o žievėje siekė – $4,81 \pm 0,33$ Bq/kg sausos masės (Chigira et al. 1988).

Yra žinoma, kad ^{90}Sr absorbcija per fotosintetinančius organus tesudaro mažiau nei 10 % viso augalo pasisavinimo. Tačiau vienareikšmiškai įvertinti kiek kartų radionuklidų įsisavinimas per šaknų sistemą didesnis nei per fotosintetinančius organus yra sudėtinga. Pvz., Čistagolovka vietovėje atlikti tyrimai rodo, kad per šaknis radionuklidų įsisavinimas gali būti net iki 200 kartų didesnis nei per lapus, o Polecko vietovėje šis dydis tesiekia 8 kartus (Malek et al. 2000; Barci-Funelet al. 1995).

^{90}Sr plikasekliuose medžiuose yra kaupiamojo pobūdžio. Tyrimais nustatyta, kad ^{90}Sr visgi pasižymi radialiuoju judriu tarp metinių rėvių, tačiau jis yra nežymus. Todėl padaryta išvada, kad šio radionuklido kaupimosi plikaseklių augalų metinėse rievėse tyrimas yra puiki galimybė rekonstrukciniams radioaktyviosios užtaršos tyrimams. Taip pat teigiama, kad ^{90}Sr sukauptas kiekis metinėse rievėse atspindi tiek lokalias, tiek globalias ^{90}Sr iškritas. Svarbu paminėti, kad ^{90}Sr savitieji aktyvumai medyje labai priklauso nuo jo kiekio dirvožemyje (Malek et al. 2000, Kagawa et al. 2002).

Pagal Buzinny M. ir kt. atliktus tyrimus Černobylio AE apylinkėse nustatyta, kad pušies jaunesniuose spygliuose ^{90}Sr savitieji aktyvumai yra artimi jaunesnėje medžių rievėje nustatytam savitajam aktyvumui. Spygliuose ^{90}Sr sukauptas kiekis priklauso nuo pušies amžiaus (Buziny et al. 2000).

(Soukhova et al. 2003) darbe minima, kad po ČAE avarijos labiausiai užterštose Rusijos teritorijose (pietvakarinė Briansko srities dalis) buvo tirta ^{137}Cs kaupimasis skirtingo amžiaus paprastosiose pušyse (*Pinus sylvestris*) ir beržuose (*Betula pendula*). Šiose vietovėse po ČAE avarijos 1986 m. dirvožemio užtarša ^{137}Cs buvo daugiau nei 1 MBq/m^2 . Tirtų pušų amžius 11–55 metai, o aukštis – 3,2–19,0 m. Iširtos 5 paprastosios pušys. Atlikti tyrimai parodė, kad ^{137}Cs yra labai judrus medienoje ir dėl šios priežasties 1986 metų (ČAE avarija) rievėje nebuvo nustatytas savitojo aktyvumo maksimumas. Todėl 1986 metų aplinkos užtarša ^{137}Cs negali būti įvertinta pagal ^{137}Cs aktyvumus 1986 m rievėje. Šie tyrimų rezultatai tik patvirtina kitų pasaulio tyrėjų (Kudo et al. 1993; Momoshima and Bondietti 1994; Momoshima et al. 1995) nuomonę, kad ^{137}Cs migruoja tarp medžio rėvių. Pagal šių autorių atliktų tyrimų duomenis ^{137}Cs aktyvumai kamieno centre yra apytikriai tokio pat lygio kaip ir pušies 1986 metų rievėje. ^{137}Cs aktyvumo kaitai medienoje yra būdingas eksponentinis mažėjimas, o didžiausia vertė nustatoma ties kamieno centrine rieve.

1.6 pav. ^{137}Cs pasiskirstymas ties įvairiais paprastosios pušies kamieno aukščiais. 1986 m. rievė pažymėta vertikaliu brūkšneliu, ● – kamieno pagrindas, ■ – ties vainiko centru (Soukhova et al. 2003)

Fig. 1.6. Distribution of ^{137}Cs in different height of Scots pine trunk. Annuals ring f 1986 y. is marked by vertical line, ● – base of drunk, ■ – by centre of crown (Soukhova et al. 2003)

Pagal tyrimo rezultatus išryškėjo ^{137}Cs kaupimosi skirtumai skirtinguose (spygliuočiuose ir lapuočiuose) medžių tipuose. Šiuos skirtumus nulėmė medžių radikaliųjų spindulių (rievių) sudėtis. ^{137}Cs pasiskirstymas beržo medienoje labiau priklauso nuo augimvietės charakteristikų ir medžio amžiaus, nei pušies medienoje (Soukhova et al. 2003).

(Soukhova et al. 2003) darbo autoriai padarė išvadą, kad medienoje trachėjų buvimas gali turėti didelės įtakos katijonų sklaidai medienoje, skirtingų tipų rūšių medienoje. Tuo tarpu jei mediena yra sudaryta iš parenchimos ląstelių, tai ši savybė gali lemti padidėjusi skirtumą skirtingų katijonų radikaliajam pasiskirstymui.

Radionuklidai iš augalų pereina mitybos grandimi į gyvūnų organizmus, iš kurių su maistu patenka į žmogaus organizmą. ^{137}Cs savitasis aktyvumas trofinėje grandyje „kerpė → elnio raumuo → vilko raumuo“ gali padidėti net 6 kartus. Tuo tarpu ^{90}Sr savitasis aktyvumas toje pačioje trofinėje grandyje sumažėja net 200 kartų. Reikia nepamiršti, kad radionuklidų kaupimuisi aplinkos komponentuose svarbią reikšmę turi radionuklido cheminė forma, fizinis būvis, aplinkos temperatūra, aplinkos cheminė sudėtis ir kt. (Радиоактивное загрязнение... 2004).

1.4. Maistinių medžiagų apykaita medžiuose

Pagrindinės medienos dalys yra celiuliozė (40–50 %), hemiceliuliozė (25–40 %) ir ligninas. Medienoje taip pat kaupiasi antriniai metabolitai, pavyzdžiui, riebiosios rūgštys, vaškas, steroidai, taninai (Rayner and Boddy 1988).

Medžio kamiene galima išskirti kelis sluoksnius:

Žievė – išorinis plonas sluoksnis, kurį sudaro kamštis ir karniena. Kamščio ląstelių sluoksnis saugo stiebo ląsteles nuo per didelio drėgmės išgaravimo, atmosferos dulkių, kurios gali patekti kartu su mikroorganizmais. Kamštyje susidaro lenticelės, pro jas vyksta dujų apykaita. Karnienoje yra rėtiniai indai, kuriais teka organinių medžiagų tirpalai, ir storasieniai karnienos plaušai. Šios ištįsusios, tuščiavidurės, sumedėjusiomis sienelėmis ląstelės sudaro ramstinį stiebo audinį.

Po žievės seka **brazdas** – tai sluoksnis siaurų ir ilgų ląstelių su plonomis sienelėmis. Dalijantis brazdo ląstelėms abiejose brazdo pusėse susidaro nauji ląstelių sluoksniai. Ląstelės, kurios yra žievės pusėje, pavirsta karnienos ląstelėmis, o medienos pusėje esančios – naujomis medienos ląstelėmis. Brazdas – gaminamasis audinys.

Mediena – kietas, plačiausias pagrindinis sluoksnis, kuris yra sudarytas iš įvairios formos ir dydžio ląstelių. Daugelio ląstelių sienelės sustorėjusios ir prisunkusios medžiagos, kuri jas daro standesnes. **Mediena**, arba **ksilema** (gr. *ksilon* – medis) – augalų apytakinis audinys, kuriuo vanduo ir jame ištirpusios maisto medžiagos iš šaknų patenka į kitus organus. Į medienos sudėtį įeina indai – trachėjos ir tracheidės, o taip pat medienos parenchima ir medienos plaušai (*libriformas*). Gaubtasėklių medžių vandens indai stambesni, ilgesni ir juos suformuoja daug viena virš kitos esančių ląstelių. Tokie indai vadinami trachėjomis. Manoma, jog trachėjų atsiradimas buvo viena iš gaubtasėklių suklestėjimo priežasčių. Vandens indų sienelės neretai turi daugiau tvirtumo suteikiančius spiralinius sustorėjimus. Daugelio spygliuočių indai mažesni, susideda tik iš vienos ląstelės ir vadinami tracheidėmis. Medienos indų ląstelės yra negyvos, jų likę tik į vamzdelį panašią konstrukciją suformuojanti sienelė. Jos sudaro tai, kas paprastai buityje ir kitose srityse vadinama mediena. Efektyviausiai vandenį perneša išorinis medienos sluoksnis. Senoje, arti šerdies esančioje medienoje šie vamzdeliai gali būti užsikimšę ir nedalyvauti ar mažiau dalyvauti vandens pernešime. Vanduo medienos indais kyla dėl šaknų osmosinio spaudimo ir traukiamosios jėgos, viršuje esančiam vandeniui išgaruojant pro lapus ar spyglius. Stiebui storėjant, mediena greičiausiai priauga pavasarį, ir jos spalva (priklausanti nuo ląstelių sienelių matmenų) yra šviesesnė nei priaugusi vasarą ar rudenį. Todėl skersai perpjovus stiebą matyti ruoželiai, pagal kuriuos galima suskaičiuoti medžio ar nupjautos šakos metus. Priaugusios medienos storis priklauso nuo tų

metų klimato ir kitų priežasčių (Mediena...2007). 1.7 paveiksle parodyta medžio rievės schema išskiriant jauną ir seną medieną (Meko 2004).

1.7 pav. Medžio metinės rievės schema (Meko 2004)

Fig. 1.7. Scheme of annual ring (Meko 2004)

Šerdis – centrinėje dalyje esanti, puri dalis. Šerdį sudaro stambios plonasienės ląstelės. Čia kaupiasi maisto medžiagų atsargos. 1.8 paveiksle pavaizduotas medžio kamieno skersinis pjūvis.

a)

b)

1.8 pav. Medžio (medžio) kamieno skersinis pjūvis: a) – lapuočio skersinis pjūvis, b) – spygliuočio skersinis pjūvis (Meko 2004; Borusas ir kt. 1990)

Fig. 1.8 Scheme of tree trunk cross section: a) – leafy tree, b) – conifer tree (Meko 2004; Borusas ir kt. 1990)

Vanduo ir mineralinės medžiagos iš dirvožemio siurbiamos augalų šaknimis. Šios medžiagos šaknų indais kyla aukštyn į stiebą, lapus, bei kitus medžio organus. Vandens migracijai augaluose taip pat didelę svarbą turi ir vandens garinimas pro lapus bei šakninis slėgis.

1.5. Paprastąją pušį (*Pinus sylvestris* L.) pažeidžiančios ligos

Medžių audiniai ir organai yra maisto šaltinis ir buveinės įvairiems mikro ir makro grybams. Gyvus medžius parazituoja biotrofiniai (parazitiniai) grybai, sukeliantys įvairias ligas ir medienos puvinius. Negyvają medieną ardo saprotrofiniai grybai, turintys skaldančių ligniną ir celiuliozę fermentus.

Medieną ardantys grybai skirstomi į tris pagrindines grupes: baltojo, minkštojo ir rudojo puvinių sukėlėjus (Blanchette 1995). Baltąjį puvinį sukelia grybai, galintys ardyti visus augalo ląstelės sienelės komponentus. Minkštojo puvinio sukėlėjų hifai ardo medieną mažiau lignifikuotose dalyse, todėl pažeidžia pavir-

šinius medienos sluoksnius. Mediena suminkštėja ir nusidažo įvairių atspalvių pilka spalva (Carlile and Watkinson 1994). Rudąjį puvinį sukelia paprastai papėdgrybiai, kurie neskaido lignino, o selektyviai ardo tik celiuliozę ir hemiceliuliozę. Pažeista mediena praranda savo stiprumą, susitraukia, joje susiformuoja išilginiai ir skersiniai plyšiai, galiausiai suyra į trapias kubo formos daleles, paprastai sudarytas iš modifikuoto lignino. Rudojo puvinio suardytos medienos liekanos yra svarbus organinis miško dirvožemio komponentas (Rayner and Boddy 1988; Blanchette 1995).

Augalų ligos sukelia įvairus vystymosi sutrikimus, dėl kurių augalai nusilpsta ir gali žūti. Miškams didžiausią žalą padaro įvairių grybų sukeltos ligos. Atpažinti augalo ligą sunku, nes neinfekcinių ir infekcinių ligų požymiai dažnai sutampa.

Pušų paprastoji spygliakritė – jaunų pušaičių liga, kurią sukelia grybas *Lophodermium seditiosum*. Ligos požymiai: pažeisti spygliai parausta, nudžiūva ir per anksti nukrinta. Pušys labai nusilpsta. Spygliai gali nudžiūti ir nukristi ir dėl sausros, šalnų, nepalankių dirvos sąlygų bei kitų priežasčių. Spyglių viršūnės pradeda gelsti, atsiranda juodi taškeliai, spyglių pagrindai ilgą laiką lieka žali – **viršūninis pušų spyglių geltimas**, sukėlėjas – aukšliagybių klasės grybas *Hypodermella sulcigena* Tub. Ypač viršūninis pušų spyglių geltimas pažeidžia iki 30 metų amžiaus medžius (Miškų ir ... 2000).

Spyglių geltimas ir džiovimas – sukelia *Phacidium infestans* Karst. Pažeidžiami tie spygliai ir šakutės, kurie žiemos metu buvo po sniegu. Ligos požymiai: smulkūs, 0,5 mm skersmens, šviesios spalvos vaisiakūniai, išsidėstę grupėmis išilgai spyglio. Ant nudžiūvusių pušų šakučių kartais randami beveik juodi vaisiakūniai, tai – *Phacidium lacerum* Fr. – saprotrofinė rūšis (Miškų ir ... 2000).

Pušų spyglių rūdys – sukėlėjai *Coleosporium* sp. genties grybai. Ligos požymiai: pavasarį atsiranda ant spyglių oranžinės pūslelės, spygliai lieka žali ir gyvybingi, tik pūslelių vietose audiniai pagelsta. Vyresnio amžiaus pušims ši liga didesnės žalos nepadarą (Miškų ir ... 2000).

Šakų ir kamieno rūdys – sukelia rūdinių (*Uredinales*) eilės, *Cronartium* ir *Peridermium* genčių grybai. Šakų arba ūglių, ant kurių pasirodo ecidės, spygliai pagelsta. Baigiantis vasarai jų vietoje pradeda formuotis rusvi teliai su teliosporomis, o iš pastarųjų, esant drėgnam orui, susiformuoja bazidėsporės. Infekcijos vietoje pradeda plisti grybiena, kai pasiekama mediena, prasideda sakoplūdis. Grybo veikiami žievė numiršta, nutrupa, atsiranda atvira žaizda, kuri plečiasi ir gilėja. Šakos ir viršūnė virš infekcijos vietos pradeda džūti ir retėti. Medžiai labai nusilpsta, tokius medžius lengvai puola ir galutinai sunaikina kinivarpos (Miškų ir ... 2000).

Pušų ūgliasūkis – sukėlėjas rūdinis grybas *Melampsora pinitorqua*. Požymiai: ant pušaičių atsiranda iškilių dėmės (ecidės), išbūrėjus sporoms

lieka žaizdelės. Jų vietoje ugļiai nulinksta, nudžiūva. Sumažėja pušaičių prieaugis, atsiranda daugiaviršūniškumas (Miškų ir ... 2000).

Spygliuočių uglių vėžys – sukelia *Grammeniella abietina* mikromicetas. Požymiai: žievė infekciją vietose apmiršta, parausta, įdumba, atsiveria žaizdos, jaunos šakutės nudžiūva (Miškų ir ... 2000).

Saklys – pušų liemens ir šakų rūdys arba vėžys. Sukėlėjai: *Peridermium pini* Kleb. r *Cronartium flaccidum* Wint grybai. Iš pažeistų stiebų bei šakų žievės plyšių atsiranda oranžinės pūslelės arba susidaro sakais aptekėjusios vėžiškos žaizdelės. Pažeistų šakų ir viršūnių spygliai pagelsta, o ligai kartojantis nudžiūva medis (Miškų ir ... 2000).

Pušies stiebo puviniai – sukelia pušinė pintis (*Phellinus pini*) Pušinė pintis pažeidžia 50–60 metų pušis, jos visiškai netenka padarinės vertės (Miškų ir ... 2000).

Margasis korozinis spygliuočių šaknų puvinys – sukelia šakninė pintis (*Heterobasidion annosum*). Spygliuočiai ypač neatsprūs šiai ligai (Miškų ir ... 2000). 1.9 paveiksle pateikiamas *Heterobasidion annosum* vaisiakūnio pavyzdys.

1.9 pav. *Heterobasidion annosum* vaisiakūnio pavyzdys
Fig. 1.9. Sample of *Heterobasidion annosum* fruitbody

Labai pavojingas parazitai, kuris iš pradžių auga ant gyvų medžių šaknų, vėliau, medžiui nudžiūvus, vystosi, pereina į kamieną. Pažeisti medžiai žūva, išvirsta. Tai žalingiausias ir labiausiai paplitęs spygliuočių medžių puvinio sukėlėjas. Šis grybas labiau paplitęs pušynuose, augančiuose sausesniuose biotopuose, ypač ten, kur prieš įveisiant mišką buvo auginami žemės ūkio augalai. Puvinys ypač išplinta, kai po kirtimų paliekami apsikrėtę grybu kelmiai.

Balaninis periferinis puvinys – sukelia kelmūtis. Pažeidžia įvairaus amžiaus medžius. Sutrikdoma medžio medžiagų apykaita, medis pradeda džiūti (Miškų ir ... 2000).

Pušų šaknų džiūvimas – sukelia grybas pustasis gniaužtenis (*Rhizina undulata*). Grybas sunaikina augalo brazdą, sumedėjusi šaknų dalis lieka nepažeista (Miškų ir ... 2000).

Be išvardintų ligų pušys (*Pinus sylvestris* L.) nukenčia ir nuo kitų kenkėjų – pvz. pušinio pelėdgalvio (*Panolis flammea* Schiff.), kuris pažeidžia medžio asimiliacinį aparatą: spyglius, pumpurus, o kartais ir uglius. Netekus spyglių, atsiranda fiziologiniai medžių sutrikimai, sumažėja prieaugis, atsiranda medynų silpimas, sutrinka sakotakių veikla, medžiai tampa mitybine baze kitai miško

ekologinei kenkėjų grupei – liemenų kenkėjams, kurie sukelia medžių džiūvimą (Valenta ir kt. 2004).

Kadangi pagrindinės pušų ligos yra puvinių ir grybų sukeltos ligos, svarbu nustatyti ryšį tarp pušies (*Pinus sylvestris* L.) pažeistumo grybinėmis ligomis ir puviniais bei radionuklidų savitojo aktyvumo.

1.6. Augimvietės klimatinų sąlygų įtaka medžio vystymuisi

Klimatas lemia augalo formą, morfologiją. Paleobotaniniai indikatoriai, pvz. medžiai, gali būti naudojami buvusiems klimatiniams rodikliams, tokiems kaip temperatūra, įvertinimui. Tačiau šie indikatoriai sugeba iš dalies prisitaikyti prie kintančių klimatinų sąlygų. Augalijai ypač svarbūs yra tokie klimato veiksniai: saulės spinduliuotė, temperatūra, drėgmė (Bukantis 2007).

Medžio augimui žymią įtaką turi meteorologinės (ekoklimatinės) sąlygos. Esant intensyviai augalo augimui intensyvi ir maistiniu medžiagų apykaita. Nustatyta, kad pušies kamiene ir jo žievėje ^{137}Cs gali būti sukaupta 77 %, tankio visai augalo biomasei, o beržo kamiene ir jo žievėje – 55 % (Ozolinčius ir Sujetovienė 2002). Buvo tirta meteorologinių sąlygų įtaka ^{137}Cs kaupimuisi medyje. Tyrimais nustatyta, kad radionuklidų patekimui ir kaupimuisi klimatinės sąlygos turi įtakos, tačiau dirvožemio drėgmė labiau įtakoja pušies galimybę kaupti radionuklidus, o temperatūra – beržo. Skirtingas radionuklidų kiekis augaluose siejamas su skirtingomis jų fiziologinėmis savybėmis (Beinaravičius ir Butkus 2004).

(Ozolinčius and Stakėnas 2001) darbo autoriai mini, kad spygliuočiai yra vieni iš aplinkos bioindikatorių. Vertinant spygliuočių morfologinius rodiklius taip pat yra vertinamas paprastosios pušies (*Pinus silvestris* L.) derėjimas, nes jis atspindi ne tik medžio būklę, bet ir aplinkos būklę. Augimvietės klimatinės sąlygos gali veikti vaisių užmezgimo ir išaugimo procesus. Generatyvinių pumpurų formavimui klimatinės sąlygos taip pat turi didelę įtaką. (Ozolinčius ir Sujetovienė 2002) darbo autoriai, vertindami meteorologinių sąlygų įtaką pušų derėjimui naudojo šiuos parametrus: vidutinė oro temperatūra, vidutinis kritulių kiekis per einamųjų metų gegužės mėnesį ir išvestinį Selianinovo koeficientą, kuris yra kompleksinis temperatūros ir kritulių išvestinis rodiklis. Šio darbo autoriai padarė išvadą, kad temperatūra ir pušies derėjimas susijęs neigiamai – t. y. didėjant temperatūrai, derėjimas mažėja.

R. Ozolinčius (Ozolinčius and Stakėnas 2001) darbe augimvietės klimatinės sąlygas, o ypač sausrą, priskiria prie vieno iš veiksnių, kuris gali lemti miškų nykimą. Kai kurie autoriai teigia (EC and... 1997), jog medžių apsikrėtimas kenkėjais ar grybais dažnai seka po sausrų laikotarpių.

Pagal (Aučina et al. 2005) darbą teigiama, kad klimatinių sąlygų pokyčiai turi neigiamą poveikį augalams, be to, nuo mikroklimatinių sąlygų labai priklauso intensyvus organinių medžiagų kaupimas bei fotosintezės suaktyvėjimas.

Pagal metinių rėvių prieaugį, kuris dažniausiai yra įvertinamas pagal rėvių plotį, išmatuotą 0,01mm tikslumu, galima spręsti apie medžio augimvietėje vyraujančias palankias arba nepalankias augimo sąlygas. Medžio metinių rėvių skaičiaus, jų pločio įvertinimas gali būti atliekamas įvairiais būdais: naudojant organinio stiklo šablono (Мазуркин и Метелева 2004), naudojant analizatorių (Русецкас и Кайрюкштис 1983), pagal modelinio medžio rėves (Мазуркин и др. 2008), pagal ryšį tarp augančio medžio ir reliatyvaus medžio augimo skales (Heikkenen 1983) ir kt. 1.10 paveiksle pateikiama medžio rėvių schema, pagal kurią sprendžiama apie vyraujančias medžio augimo sąlygas (Meko 2004).

1.10 pav. Augimo sąlygų įtakos medžio rėvių prieaugiui schema (Meko 2004)

Fig. 1.10. Influence scheme of growing condition to annual tree ring increase (Meko 2004)

Radionuklidų savitųjų aktyvumų medienoje bei pernašos iš dirvos į medieną koeficientų kaita gali būti siejama ne tik su radioaktyviąja užtarša (tik dirbtiniams radionuklidams), bet ir su palankiaisiais medžio augimo metais. 1.11 paveiksle pateikiama pušies (*Pinus sylvestris* L.) metinio radialinio prieaugio indeksų kaita mėlyniniuose – kimininiuose pušynuose (Stravinskienė 2002).

1.11 pav. Pušies (*Pinus sylvestris* L.) metinio radialinio prieaugio indeksų kaita mėlyniniuose – kimininiuose pušynuose 1930–1997 m. pagal (Stravinskienė 2002), MRPI – metinio radialinio prieaugio indeksas, %

Fig. 1.11. Fluctuation of annual radial increase of scots pine in *Pinetum myrtillo-sphagnosum* during the period 1930–1997 20)by (Stravinskienė 2002), MRPI – index of annual radial increase, %

Pagal 1.11 paveiksle pateiktus duomenis galima išskirti palankiausias pušies augimo laikotarpius ir metus, kai metinio radialinio prieaugio indeksas (MRPI) yra didžiausias: 1934, 1946, 1958, 1968, 1974, 1986 ir 1992 m.

Vis dėl to, vienas veiksnys negali nulemti miškų būklės („sveikatos“), reikia žvelgti kompleksškai.

1.7. Augalų apšvita ^{137}Cs ir ^{90}Sr jonizuojančiąja spinduliuote

Sausumos ekosistemų augalai gali patirti dvejopą apšvitą – vidinę ir išorinę. Vidinė augalų apšvita yra nulemiama radionuklidų, skleidžiančių jonizuojančiąją spinduliuotę, kurie patenka į augalą per vandens indus kartu su maistinėmis medžiagomis ir mineralais (A graded... 2002, Willey and Fawcett 2006).

Išorinę augalų apšvitą nulemia radionuklidai, skleidžiantys jonizuojančiąją spinduliuotę, kurie yra dirvožemyje. Ant žemės paviršiaus radionuklidai patenka su krintančiais lapais ir spygliais, nuo medžių kamienų ir šakų radionuklidus nuplauna lietus (Aučina et al. 2005, Щеглов and Цбетнова 2004). Taip pat išorinę apšvitą gali nulemti ir atmosferos ore esantys radionuklidai, tačiau šiuo atveju didesnes apšvitas lemia gama spinduliuotė skleidžiantys radionuklidai.

Jonizuojančiosios spinduliuotės sukelti biologiniai jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio efektai augalams. (A graded... 2002) darbo autoriai tyrė jonizuojančiosios spinduliuotės mažų dozių poveikį pavasariniams miežiams, paprastajai pušiai, svogūnėliams. Tyrimo vieta pasirinkta teritorija, esanti 30 km nuo ČAE kaimynystėje su radioaktyvių atliekų saugykla. Biologiniai efektai, atsirandantys dėl mažų jonizuojančiosios spinduliuotės dozių, kurie neatsiranda iš gerai žinomų efektų nulemtų didelių dozių, yra:

1. **Atsirandantys biologiniai efektai nėra tiesiškai proporcingi patirtai apšvitos dozei.** Eksperimentiškai stebint ląstelių reakciją į žemo lygio spinduliuotę paaiškėjo, kad reguliarių genetinių trukdžių kiekis tiriamojoje eilėje yra patikimai charakterizuojamas pagal netiesinę priklausomybę ir turi vienodą pobūdį.
2. **Sinergetiniai ir antagonistiniai (priešiški) efektai** dėl skirtingų faktorių bendro poveikio. Teršalai aplinkoje yra mišinių pavidale, o sąveika tarp atskirų komponentų gali būti labai svarbi. Ekotoksikologiniai metodai sumuoja poveikį visų mutageninių veiksnių, įskaitant sinergetinius ir antagonistinius efektus. (A graded... 2002) darbo autoriai analizavo suminį efektą dėl dažnai pasitaikančių tokių veiksnių, kaip nuolatinė gama spinduliuotė, sunkieji metalai, pesticidai, dirbtiniai ir natūralūs radionuklidai, poveikį pavasariniams miežiams, svogūnėliams ir kitoms augalų rūšims. Buvo prieita išvados, kad sinergetiniai ir antagonistiniai efektai daug kartų dažniau

užregistruojami kai yra suminis mažų dozių ir teršalų koncentracijų poveikis. Be to, šie netiesiški efektai padarė pagrindinį įnašą augalų atsakui į susidariusią taršą. Tiriant ląstelių genetinių pakitimų atsiradimą pavasarinių miežių, kurie buvo auginami ^{137}Cs ir Cd užterštoje dirvoje, ląstelėse, paaiškėjo, kad suminių efektų tikimybė yra daugiau nei 70 %. Tuo tarpu tiriant augalus, kurie augo dirvoje, užterštoje ^{137}Cs , Pb ir pesticidais, šių efektų tikimybė yra tik 50 %.

3. **Spinduliuotės sukeltas genominis nestabilumas.**
4. **Prisitaikymo prie jonizuojančiosios spinduliuotės fenomenas.**
5. **Ilgalaikiai nuolatiniai ekotoksikologiniai efektai.** (Geras'kin et al. 2005) 1987–1989 metais eksperimentiškai tirtas citogenetinis kintamumas trijose viena po kitos sekančiose žieminių rugių ir kviečių kartose. Tiriamieji objektai augo skirtingo dirvožemio užterštumo teritorijose, kurios buvo 10 km spindulio zonoje nuo ČAE. Dozės tiriamuosiuose objektuose 1987–1988 metais kito nuo 18–717 cGy, o 1988–1989 metais – 11–417 cGy.

Pagal pateiktus tyrimo duomenis galima pastebėti, kad 1989 metų rudens derliuje neišrastų ląstelių skaičius ženkliai padidėjo, lyginant su pirmąja karta. Šis skirtumas tarp pirmosios ir antrosios kartų yra nežymus, todėl stebimas skirtumas tarp pirmosios ir trečiosios karčių turi nukrypimų nuo normalių ląstelių pradžios charakterį. Svarbu tai, kad citogenetiniai sutrikimai analizuojami per augalų meristemas. Tai reiškia, kad didžioji dauguma jonizuojančiosios spinduliuotės sukeltų pakitimų yra sukaupiti pradedant nuo ankstesnių vegetacijos sezonų, kuriuose įvyko mutacijos. Jas po tam tikro laiko citogenetinės analizės metu nustatė tyrėjai. Labiausiai tikėtinas paaiškinimas stebėtų efektų yra sietinas su genomo destabilizacija augant augalui dėl jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio grūdams. Taip pat tyrimų duomenis galima sieti ir su citogenetinio prisitaikymo pradžia t. y. nuolatinis jonizuojančiosios spinduliuotės poveikis pasirodo yra ekologinis faktorius, sudarantis prielaidas galimiems populiacijos genetinės struktūros pokyčiams.

(Geras'kin et al. 2008) darbe minima, kad mažų dozių – efektų priklausomybei, skirtingai nei didelių dozių – efektų priklausomybei, nėra būdingas tiesinis ryšys. Tačiau mažos dozės įvairiom augalų rūšims yra skirtingai pavojingos – nes rūšių radiobiologinis jautris yra nevienodas.

Panašiai jonizuojančiosios spinduliuotės poveikį augalams klasifikuoja ir (Sazykina 2005) darbo autorė. Pavojus natūralių populiacijų augalų rūšims, atsirandantis dėl jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio, gali būti įvertintas sugreitinant apskaičiuotas dozes ir pritaikytas dozes. Formuojant dozes – efekto priklausomybės laukinei biotai sistemą, autorė susidūrė su sunkumais, nes egzistuoja daugybė biotos rūšių, be to jos pasižymi skirtingu jautrumu jonizuojančiosios spinduliuotės poveikiui. Todėl pasirinkta šiaurinėje klimato juostoje auganti pušis iš spygliuočių, beržas bei plačiai paplitę žoliniai augalai, tokie kaip

kiaulpienė, siauralapis gyslotis ir kt. Laukinei biotai sukelti jonizuojančiosios spinduliuotės efektai gali būti suskirstyti į tokius (Sazykina 2005):

1. **Citogenetiniai efektai.** Šie efektai biologinių audinių ląstelėse gali atsirasti net nuo žemų lygių jonizuojančiosios spinduliuotės lygių.
2. **Stimuliuojantys efektai.** Šie efektai atsiranda dėl gynybos mechanizmo aktyvavimo, be jo išsekimo. Priklausomai nuo organizmo jautrumo jonizuojančiajai spinduliuotei, stimuliuojančiai organizmus, apšvitos dozės yra skirtingos.
3. **Efektai susiję su sergamumu.** Šie efektai atsiranda dėl ilgalaikio jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio, ir pasireiškia gyvūnams.
4. **Efektai susiję su reprodukcija.** Yra žinoma, kad reprodukcijos organai yra ypač jautrus jonizuojančiosios spinduliuotės poveikiui.
5. **Efektai susiję su sergamumu ir gyvenimo trukmės trumpėjimu.** Dėl patiriamų mažų apšvitos dozių padidėja mirtingumas dažniausiai pasireiškia priklausomai nuo individų amžiaus. Gyvenimo trukmės sumažėjimas gali būti kaip kaupiamasis mirtingumo efektas, pasireiškiantis kaip reprodukcijos anomalija arba ląstelių pakenkimas.

(Sazykina 2005) darbe autorė mini, jog slenkstinės dozės galios riba, nuo kurios stebimi deterministiniai efektai, yra apytiksliai 0,5–1,0 mGy/d, esant ilgalaikiam jonizuojančiosios spinduliuotės poveikiui, taip pat tai yra *slenkstinė vertė, kuriai esant pasireiškia jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio efektai, susiję su spygliuočių augimu*. Tačiau stuburinių gyvūnų tarpe buvo rasta tokių, kurie išgyveno patyrę ir 10 mGy/d. Esant nuolatiniam jonizuojančiosios spinduliuotės dozei didesnei nei 1,0 Gy/d *spygliuočiai žūna, kyla pavojus lapuočiams* (Sazykina 2005).

Augalo patirtos apšvitos lygius ir pasekmes iliustruojantys pavyzdžiai. (Sazykina 2005) darbe aprašomas branduolinės įmonės „Majak“ veiklos poveikis aplinkai. Minima, kad pirmaisiais šios įmonės veiklos metais pušų spygliai, kurie kaupdami į aplinką patenkančius radionuklidus, galėjo patirti iki 20 rad (1 rad = 0,01 Gy) apšvitos dozes. Lapuočiai nepatyrė didelių dozių, nes prieš žiemą jie numesdavo lapus. Tačiau žolių sėklos ir pumpurai, kurie buvo dirvos paviršiuje, galėjo sukaupti dozes iki 40 rad, o kurie buvo medžių žievėje tik iki 4 rad. Yra žinoma, kad labiausiai jautrūs jonizuojančiosios spinduliuotės poveikiui yra spygliuočiai. Šios branduolinės įmonės vietovėje 1958 m pavasarį, kai pasireiškė pirmieji jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio efektai spygliuočiams – iš pradžių pagelto spyglių galiukai, vėliau spygliai ėmė džiūti. Didžioji dalis pušų, kurios patyrė jonizuojančiosios spinduliuotės poveikį, neišleido ūglių arba jie buvo trumpi ir stori. Teritorijoje, kurioje užtaršos tankis buvo didesnis nei 180 Ci/km² (6,66 · 10⁶ Bq/m²), pušų spygliai patyrė per pirmuosius metus daugiau nei 3000–4000 rad dozes. Šios pušys jau 1959 m. rudenį žuvo. Beržynai pasirodė esą daug atsparesni radioaktyviajai užtaršai. Šie miškai visiškai sunyko tik

tose teritorijose, kuriose paviršinė užtarša buvo maksimali t. y. 4000 Ci/km^2 ($148 \cdot 10^6 \text{ Bq/m}^2$). Beržo pažaida dėl jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio atsiranda esant radioaktyviai užtaršai net 10 kartų didesnei nei tai būdinga pušims. Letali dozė beržams susiformavo per rudenį ir žiemą. Pagal apytikslus vertinimus ši dozė siekė 20000–30000 rad. Pažaida beržo ir pušies pasireiškė panašiai: ėmė džiūti šakos, esančios ties žemesniu kamieno aukščiu. Jauni medžiai žūdavo pirmiausiai. Vertinant žolinių augalų jautrumą jonizuojančiosios spinduliuotės poveikiui autoriai konstatavo, kad labiausiai jautrūs, o tai reiškia, kad labiausiai nukentėjo, daugiamečiai augalai. Jų pumpurai buvo arti dirvos paviršiaus. Vietovėse, kur paviršinė užtarša buvo didesnė nei 1500 Ci/km^2 ($55,5 \cdot 10^6 \text{ Bq/m}^2$), šie augalai išnyko visiškai. Jiems tekusi sugertoji dozė buvo didesnė nei 20000 rad. Mažiau nukentėjo augalai, kurių pumpurai buvo pačioje dirvoje. Esant užtaršai mažesnei nei 1000 Ci/km^2 ($3,7 \cdot 10^7 \text{ Bq/m}^2$), suaugę augalai nežuvo, tačiau jų sėklos tapo nedaigios. Kai kuriems augalams dar 2–3 metus pasireiškėdavo morfologinės pažaidos: gigantizmas, lapų pamėlynavimas ir susisukimas, sumažėjęs sėklų kiekis. Netiesioginis jonizuojančiosios spinduliuotės poveikis aplinkai pasireiškė tuo, kad tose teritorijose, kur nudžiūvo medžių žievė ties apatine kamieno dalimi, atsirado mikroklimato pokyčiai – padidėjo apšvietumas ir drėkinimas. Šiame lygmenyje atsirado intensyvus kai kurių rūšių žolių dauginimasis. Šiose teritorijose užfiksuotas augalinės biomasės prieaugis net 3–5 kartus buvo didesnis, nei neužterštose teritorijose.

(Buziny et al. 2000) darbo autoriai mini, kad 3 km atstumu nuo ČAE jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio efektai miškų plotuose buvo labai dideli, nes didžioji medžių dalis tiesiog žuvo. Žuvę medžiai buvo nupjauti ir sudeginti, o savitais aktyvumas jų anglyse buvo nuo 100 iki 1000 kBq/kg tiek ^{137}Cs , tiek ^{90}Sr . 1987–1988 metais ši teritorija buvo užsodinta jaunomis pušaitėmis, kurios ir buvo autorių tiriamos. 1996 metais tiriamosios pušaitės buvo 1,5–2,0 m aukščio, o jonizuojančiosios spinduliuotės poveikis joms buvo pastebimas net vizualiai. Autoriai tyrinėjo šių pušaičių skirtingo amžiaus spyglius, kamieno apatiniąją, viduriniąją ir viršutiniąją dalis bei storąsias ir plonasias šaknis. Darbo autoriai tyrė ^{137}Cs ir ^{90}Sr pasiskirstymą pušų biomasėje. Tyrimai pradėti 1996 metais. Tyrimo vieta – laukai, esantys netoliese ČAE. Tyrimo objektas – 1987–1988 metais pasodintos pušaičių plantacijos. Šiose vietovėse tyrimo metu buvo nustatyta, kad jaunuose spygliuose didžiausias ^{137}Cs savitasis aktyvumas buvo $4,2 \text{ MBq/kg}$, o senesniuose spygliuose ^{90}Sr – $1,1 \text{ MBq/kg}$. Įvertintos pušų skirtingų organų patirtos apšvitos dozės kito nuo 2 Gy/m iki $16,8 \text{ Gy/m}$. Taip pat nustatyta, kad spygliai per savo gyvavimo ciklą, t. y. per 4 metus, patyrė 44 Gy apšvitos dozę. 1.12 paveiksle pateikiamos jaunų pušaičių apšvitos dozės, dėl dirbtinės kilmės radionuklidų ^{137}Cs , ^{90}Sr skleidžiamos jonizuojančiosios spinduliuotės bei išorinio gama spinduliuotės poveikio, procentinė sudėtis.

1.12 pav. Jaunų pušaičių patirta apšvitos dozė (Buziny et al. 2000)

Fig. 1.12. Doses of young pine (Buziny et al. 2000)

Augalų patiriamos apšvitos dozių skaičiavimas. Augalams labiausiai toksiški yra dirbtinės kilmės ilgaamžiai radionuklidai, tokie kaip ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{239}Pu ir kt. Šie radionuklidai gali veikti ypač jautrius augalų audinius bei organus. (Marčiulionienė et al. 2007) darbe minimas skirtingų augalo organų stimuliacija dėl ^{137}Cs ir ^{90}Sr bei jų stabilųjų analogų skirtingo metabolizmo augalo ląstelėse. Radionuklidų biologinį poveikį gali sustiprinti aplinkos cheminė užtara. Įvertinus dirbtinės kilmės radionuklidų aktyvumus augaluose, jų kaitą laike, augalų biologinių savybių įtaką radionuklidų kaupimuisi, galima apskaičiuoti kokią vidinę apšvitos dozę patiria augalai. Vidinę augalų apšvitos dozę galima apskaičiuoti pagal tokią formulę (Marčiulionienė ir kt. 2004):

$$DEFF = 1,6022 \cdot 10^{-13} \cdot \sum_i \sum_j \Phi_{ij} \cdot f_{ij} \cdot E_{ij} \cdot w_j \int_0^t C_{0i}(t) \cdot dt, \quad (1.1)$$

čia $DEFF$ – lygiavertė dozė florai ir faunai, Sv; Φ_{ij} – sugertos energijos E_{ij} dalis, kuri įvertinama pagal tokią matematinę išraišką:

$$\Phi_{ij} = \frac{E_{ij}^{abs}}{E_{ij}}, \quad (1.2)$$

čia E_{ij}^{abs} – augalo sugertoji energija, MeV; f_{ij} – i radionuklido skilimo j spinduliuotės išeiga, $(\text{Bq} \cdot \text{s})^{-1}$; E_{ij} – i radionuklido j spinduliuotės energija, MeV; w_j – j spinduliuotės kokybės faktorius, kuris β ir γ spinduliuotei lygus 1; C_{0i} – i radionuklido savitasis aktyvumas organizme ar jo dalyje, Bq/kg drėgnos masės.

(1.1) formulė taikoma padarius prielaidą, kad augale sukauptas radionuklidų yra pasiskirstęs tolygiai. Tačiau literatūroje pateikiami tyrimo rezultatai liudija, kad skirtinguose augalo elementuose yra nustatyti skirtingi radionuklidų kiekiai. Pvz., Plungės rajone tirtuose didžialapio šakio ir mėlynių mėginiuose nustatyta, kad didžialapio šakio lapuose sukaupia 88 %, o stiebuose su šakomis tik 12 % viso augale sukaupto ^{137}Cs kiekio. Tuo tarpu mėlynių lapuose bei stiebuose su šakomis sukauptas ^{137}Cs kiekis buvo panašus – atitinkamai 42 % ir 58 % viso sukaupto ^{137}Cs kiekio. Šie rezultatai patvirtina tai, kad ^{137}Cs antžeminėse augalo dalyse pasiskirsto nevienodai (Marčiulionienė ir kt. 2004).

Pagal (1.2) formulę įvertinus vidinę augalo apšvitos dozę nustatyta, kad pvz. Plungės rajone per vegetacijos periodą (190 d.) ^{137}Cs užteršti augalai patyrė vidinę apšvitos dozę, kuri kito nuo 0,5 μSv iki 32 μSv . (По Маяк... 1996).

(Buziny et al. 2000) darbe vidinė apšvita dėl patekusių dirbtinės kilmės radionuklidų buvo apskaičiuota pagal 1.3–1.4 formules, o išorinė apšvita įvertinta matuojant HARSHAW TL dozimetru. 1.1 lentelėje pateikiami vidutinės vidinės apšvitos (Gy/metams) duomenys.

1.1 lentelė. Vidutinės vidinės apšvitos (Gy/metams) duomenys (Buziny et al. 2000)

Table 1.1. Mean of internal doses (Gy/y) (Buziny et al. 2000)

Organas, sluoksnis	Radio-nuklidas	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996
1	2	4	5	6	7	8	9	10	11
Kamieno apačia	^{90}Sr	2,9	3,2	3,0	3,1	2,7	2,8	2,4	3,6
	^{137}Cs	1,7	2,1	1,6	2,1	1,6	1,9	1,9	1,5
Spygliai	^{90}Sr					9,3	7,6	9,7	2,3
	^{137}Cs					1,6	2,3	1,2	9,9
Šakos	^{90}Sr					4,3	3,7	7,6	4,3
	^{137}Cs					3,5	2,7	3,5	6,4
Storosios šaknys	^{90}Sr			3,8	2,7	2,8	3,7	2,9	5,4
	^{137}Cs			3,3	1,8	2,4	2,7	2,3	2,3

Vidinės apšvitos dozes, kurias patyrė jaunos pušaitės įvairūs sandai dėl vidinio gama spinduliuotės poveikio, autoriai siūlo vertinti pagal tokią išraišką (Buziny et al. 2000):

$$P_{\gamma} = A \cdot \rho \cdot \Gamma_{\delta} \cdot g, \quad (1.3)$$

čia A – radionuklido savitasis aktyvumas augale, Bq/kg; ρ – medžiagos tankis, kg/m^3 ; Γ_δ – radionuklido gama spinduliuotės konstanta; g – bandinio geometrinis faktorius.

(Buziny et al. 2000) darbe vidines apšvitos dozes, kurias patyrė jaunos pušaitės įvairūs sandai dėl vidinio beta spinduliuotės poveikio, autoriai siūlo vertinti pagal tokią išraišką:

$$P_\beta = 1,6 \cdot 10^{-13} \cdot A \cdot f \cdot E, \quad (1.4)$$

čia A – radionuklido savitasis aktyvumas augale, Bq/kg; f – spinduliuotės energija, sugerta per dezintegraciją; E – beta dalelių vidutinė energija.

Šios lygtys gali būti naudojamos tik tada, jei radionuklido pasiskirstymas tiriamojoje augalo dalyje yra tolygus, o beta dalelių energija yra sugerta augalo.

Išorinė augalo apšvitos dozės galia, kurią nulėmė ^{137}Cs skleidžiama gama spinduliuotė, gali būti apskaičiuojama taip (Buziny et al. 2000):

$$\dot{D}^{ext} = \sum_i \dot{D}_i, \quad (1.5)$$

t. y. suma išorinės apšvitos, kurią patyrė medžio sandai.

Išorinę augalo apšvitos dozės galia, kurią sudaro ^{137}Cs skleidžiama gama spinduliuotė, nuo užteršto paviršiaus, galima įvertinti taip (Buziny et al. 2000):

$$\dot{D}_1^{ext} = \pi \cdot A_S \cdot \Gamma_\delta \cdot \ln \left(\frac{H^2 + r^2}{H^2} \right), \quad (1.6)$$

čia A_S – paviršinė užtarša ^{137}Cs tiriamojoje vietovėje, Bq/m²; H – medžio aukštis, m; Γ_δ – tiriamo radionuklido gama konstanta; r – disko (ritinio) spindulys, iš kurio buvo nustatyta jonizuojančioji spinduliuotė, m.

Išorinę medžio kamieno apšvitos dozės galia, kurią nulėmė ^{137}Cs skleidžiama gama spinduliuotė, galima įvertinti taip (Buziny et al. 2000):

$$\dot{D}_2^{ext} = 2 \cdot \frac{A_l \cdot \partial_\delta}{l} \cdot \arctan \frac{L}{l}, \quad (1.7)$$

čia A_l – aktyvumas kamieno ilgio vienetui, Bq/m; L – kamieno ilgis, m; l – atstumas nuo kamieno (kelmo) iki dominančio (tiriamojo) taško, m.

Išorinę medžio vainiko apšvitos dozės galia, kurią nulėmė ^{137}Cs skleidžiama gama spinduliuotė, galima įvertinti taip (Buziny et al. 2000):

$$\dot{D}_3^{ext} = \frac{\pi \cdot A_v \cdot \partial_\delta}{\mu_0} \cdot \left[1 + \frac{1}{2 \cdot \mu_0 \cdot r} \cdot (1 - \exp(-2 \cdot \mu_0 \cdot r')) \right], \quad (1.8)$$

čia A_v – tūrinis aktyvumas, Bq/m^3 ; r – atstumas iki dominančio (tiriamojo) taško, m; r' – medžio vainiko spindulys, m; μ_o – ilginis spinduliuotės silpninimo koeficientas, m^{-1} .

1.8. ^{137}Cs ir ^{90}Sr migracijos aplinkoje modeliavimas

^{137}Cs ir ^{90}Sr pernaša iš dirvožemio į augalą priklauso nuo daugelio veiksnių: dirvožemio savybių, jo tipo, elementų sudėties ir organinių medžiagų kiekio dirvožemyje, dirvožemio pH, augalo rūšies ir jo maistinių medžiagų apykaitos, žemės ūkio aktyvumo, klimatosąlygų, kurios yra ypač svarbios.

Radionuklidų migracijos dirvožemyje modeliavimas. Dalis radionuklidų patenka ant medžių tiesiogiai, kita dalis per šaknų sistemą, todėl yra aktualus ne tik radionuklidų patekimo į medžius, bet ir radionuklidų sklaidos dirvožemyje modeliavimas. Vertinant ilgalaikę radionuklidų migraciją dirvožemyje taikomi trys matematiniai modeliai (Nedveckaitė 2004):

Konvekcijos – dispersijos modelis. Norint prognozuoti radionuklidų sklaidą dirvožemyje ilgalaikiu aspektu, galima taikyti fizikinius – matematinius modelius, aprašančius difuzijos procesus. Priimant, jog radionuklidas skverbiasi dirvožemio profiliu gilyn, o šį procesą apibūdina vidutinis difuzijos koeficientas D ir kryptingos pernašos greitis v , tūrinis radionuklido aktyvumas dirvožemyje $q(x, t)$ aprašomas lygtimi (Nedveckaitė 2004, Быткыч et al. 2001; Jasiulionis ir kt. 1998):

$$\delta q / \delta t = D \delta^2 q / \delta x^2 - v \delta q / \delta x - \lambda q, \quad (1.9)$$

čia λ – radioaktyvaus skilimo konstanta, s^{-1} .

Šios lygties sprendinys vienkartinėms iškritoms yra 1.10 lygtis. Pagal (1. 10) lygtį skirtingiems parametrams (D_s , v_s) sudaromi modeliai ^{137}Cs kiekio (A), esančio sluoksnyje 0–1cm, 0–2cm, 0–10cm, procentais nuo bendro A_s ($A_x / A_s * 100\%$). Šis modelis aprašo vertikalią cezio migraciją dirvožemyje, esant paviršiniam iškritų iš atmosferos šaltiniui. Jis tinka tik technogeniniams radionuklidams, kurių gyvavimo trukmė pakankamai ilga, nes vertikali migracija dirvožemyje labai lėtas procesas. Gamtiniai radionuklidai pasiskirstę visame geosistemos tūryje, todėl jų migracija nagrinėjama pagal geocheminius principus (Mažeika et al. 1998; Jasiulionis ir kt. 1998). Pagal šį modelį radionuklidų sklaidą dirvožemyje yra aprašoma tokia formule:

$$C_V(x, t) = A_S \cdot \exp(-\lambda_r \cdot t) \left\{ \frac{1}{\sqrt{\pi \cdot D_S \cdot t}} \cdot \exp \left[-\frac{(x - v_S \cdot t)^2}{4 \cdot D_S \cdot t} \right] - \frac{v_S}{2 \cdot D_S} \cdot \exp \left[-\frac{v_S}{D_S} \cdot x \right] \operatorname{erfc} \left[\frac{x + v_S \cdot t}{2 \cdot \sqrt{D_S \cdot t}} \right] \right\}, \quad (1.10)$$

čia C_V – tūrinis aktyvumas, Bq/m^3 ; A_S – išskritų aktyvumo tankis, Bq/m^2 ; λ_r – radionuklido skilimo konstanta, s^{-1} ; t – laikas, s; dydis D_S apskaičiuojamas pagal formulę:

$$D_S = \frac{D_W}{1 + \frac{\rho_S}{\varepsilon_S} K_d}, \quad (1.11)$$

čia D_W – difuzijos koeficientas, m^2/metams ; ε_S – grunto poringumas; ρ_S – grunto tankis, kg/m^3 ; K_d – pasiskirstymo koeficientas dirvožemyje, m^3/kg ; dydis v_S apskaičiuojamas pagal formulę:

$$v_S = \frac{v_W}{1 + \frac{\rho_S}{\varepsilon_S} K_d}, \quad (1.12)$$

čia v_W – konvekcijos pernašos greitis, m/metams .

(Яковлева и Рыжакова 2004) darbe dirvožemio dujų konvekciją porėtose aplinkose siūloma vertinti pagal tokį modelį:

$$v = \frac{D_e}{h_1} \ln \left(\frac{1}{\frac{A_2}{A_1} - 1} \right) + \frac{\lambda h_1}{\ln \left(\frac{A_2}{A_1} - 1 \right)}, \quad (1.13)$$

čia v – konvekcijos pernašos greitis, m/metams ; D_e – Rn tūrinis difuzijos koeficientas, m^2/s ; h_1 – gylis, kuriame atliekamas pirmasis matavimas, m; A_1 ir A_2 – Rn tūrinis aktyvumas atitinkamia gyliuose h_1 ir h_2 , Bq/m^3 ; λ – radioaktyviojo skilimo konstanta, s^{-1} .

Kamerų modelis. Nagrinėjant radionuklidų vertikaliją sklaidą dirvožemyje, kai yra nustatomas vidutinis buvimo tam tikrame dirvožemio sluoksnyje laikas, naudojamas radionuklidų sklaidai aprašyti kamerų metodas. Dirvožemis dalijamas į 1–2 cm storio sluoksnius, daroma prielaida, kad radionuklido pernaša iš i į $(i+1)$ sluoksnį yra proporcinga i sluoksnyje sukaupto radionuklido aktyvu-

mui, bet nepriklauso nuo aktyvumo $(i+1)$ sluoksnyje. Aktyvumo kaita per laiką aprašoma tokia formule:

$$\frac{dA_i(t)}{dt} = \dot{d}_s - [\lambda_r - k_{i2}] \cdot A_i(t), \quad (1.14)$$

$$\frac{dA_i(t)}{dt} = -[\lambda_r - k_{i,i+1}] \cdot A_i(t) + k_{i-1,i} \cdot A_{i-1}(t), \quad (1.15)$$

čia A_i – radionuklido savitasis aktyvumas modelio kameroje, Bq/kg; t – laikas, s; λ_r – radionuklido skilimo konstanta, s^{-1} ; $\dot{d}_s$ – radionuklido aktyvumo galia ploto vienetą, Bq/m²s; $k_{i,j}$ – perėjimo iš kamerinio modelio kameros i į kamerą j daugiklis.

Atgalinio srauto modelis – dažniausiai taikomas vertinant ilgalaikius dirvožemio taršos pokyčius dėl radionuklidų vertikaliosios migracijos dviem kryptimis: į gilesnius ir paviršinius dirvožemio sluoksnius. Aktyvumo pernaša per laiką aprašoma tokiomis formulėmis:

$$\frac{dA_1(t)}{dt} = \dot{d} - [\lambda_r - k_{12}] \cdot A_1(t) + k_{21} \cdot A_2(t), \quad (1.16)$$

$$\frac{dA_i(t)}{dt} = -[\lambda_r - k_{i,i+1} + k_{i,i-1}] \cdot A_i(t) + k_{i-1,i} \cdot A_{i-1}(t) + k_{i+1,i} \cdot A_{i+1}(t). \quad (1.17)$$

Žinant radionuklidų šaltinio charakteristikas (iškritų kiekis ploto vienetą per laiko vienetą, jų izotopinė sudėtis, iškritų – kaita ir kt.), radionuklidų susikaupimo didelių teritorijų dirvožemiuose ypatumus galima įvertinti modeliavimo arba eksperimentiniais būdais. Technogeninių radionuklidų atsarga dirvožemyje A_d tiesiogiai siejasi su savituoju aktyvumu A (Mažeika ir kt. 1998):

$$A_d = \rho h A, \quad (1.18)$$

čia A_d – radionuklido atsarga dirvožemio sluoksnyje 0–5 cm (Bq/m²); ρ – dirvožemio tankis (kg/m³); h – tiriamo sluoksnio storis (paviršiniam mėginiui 0,05m), A – savitasis aktyvumas (Bq/kg).

Geocheminė radionuklidų migracija ir akumuliacija dirvožemyje priklauso ne tik nuo organinės medžiagos (humuso) kiekio, neorganinės dirvožemio matricos dispersiškumo laipsnio (kuo smulkiadispersiškesnė uoliena, tuo didesnis jos santykinis aktyvus paviršius), bet ypač nuo dirvožemyje esančių mangano ir geležies koloidinių junginių (Mažeika ir kt. 1998).

Migracijos „dirvožemis–augalas“ sistemoje modeliavimas. Šaknų sistemos gylyje dirvožemyje vyksta procesai, kuriuos nulemia (Nedveckaitė 2004):

radionuklidų fizinės ir cheminės savybės; dirvožemio agrocheminės savybės; augalų biologiniai ypatumai.

Radionuklidų įterpimo per šaknų sistemą vertinimui yra naudojamas **pernašos faktorius** PF . „Dirvožemis–augalas“ sistemos pernašos faktorius – tai radionuklido aktyvumo koncentracijos augale A_a santykis su radionuklido aktyvumo koncentracija dirvožemyje A_d (Nedveckaitė 2004; Modeling the... 2002; Bannai and Muramatsu, 2002, Butkus ir kt. 2003, Marčiulionienė et al. 2008).

$$PF = \frac{A_a}{A_d}. \quad (1.19)$$

Radionuklidų migracijos iš dirvožemio į augalą procesas gali būti analizuojamas kaip grįžtamasis veiksmas. Šiuo atveju kaupimosi koeficientas yra ne empirinis dydis, o įgyja fizikinę prasmę. Kaupimosi koeficientas yra lygus radionuklido aktyvumų medyje ir dirvožemyje santykiui, su sąlyga, kad radionuklido patekimo greitis iš dirvožemio į augalą yra lygus radionuklido patekimo iš augalo į dirvožemį greičiui. Radionuklido pernašos greitis iš dirvos į medieną yra nulemtas difuzinio ir konvencinio radionuklido pernešimo per priglundančio prie šaknų sistemos dirvožemio sluoksnį. Tame dirvožemio sluoksnyje radionuklido savitasis aktyvumas yra sumažėjęs dėl radionuklido įsisavinimo medžiu. Radionuklidų migracija sistemoje „dirva–augalas“ šiuo atveju gali būti modeliuojama pagal lygtį:

$$F_{i,w} = \left(\frac{D_E}{l_+} + V_T \right) \rho_i R_i B_R \sigma \left(\frac{S_i}{m_i} - \frac{W}{K_{Hi} B_W} \right), \quad (1.20)$$

čia R_i – aktyvių šaknų biomasės dalis, esanti i -tajame dirvožemio sluoksnyje; B_R – aktyvių šaknų biomasė, kg/m^2 ; σ – aktyviųjų šaknų santykinis paviršius, m^2/kg ; l_+ – prie šaknų paviršiaus priglundantis dirvožemio sluoksnio storis, kuriame radionuklido aktyvumas sumažėjęs, dėl medžio įsisavinimo, m ; V_T – vandens sraute, kurį įsisavina medis, esančio radionuklido pernešimo greitis, m/metams ; K_{Hi} – i -tajame dirvožemio sluoksnyje kaupimosi koeficientas (Булгаков et al. 2002).

Galimas ir radionuklidų atgalinio srauto t. y. iš **augalo į dirvožemį** modeliavimas (Булгаков et al. 2002):

$$F_{i,w} = \left(\frac{D_E}{l_-} - V_T \right) \rho_i R_i B_R \sigma \left(\frac{S_i K_{Hi}}{m_i} - \frac{W}{K_{Hi} B_W} \right), \quad (1.21)$$

čia l_- – prie šaknų paviršiaus prigludantis dirvožemio sluoksnio storis, kuriame radionuklido aktyvumas padidėjęs dėl radionuklido patekimo į dirvą iš medžio, m.

Radionuklidų patekimo **į dirvožemį iš medžio lajos** modeliavimas atliekamas pagal formulę (Булгаков et al. 2002):

$$F_{LS} = \left(\phi f_L + r^* I_R \right) \frac{L}{B_L}, \quad (1.22)$$

čia ϕ – radionuklido savitasis aktyvumas lajoje, Bq/kg; f_L – lajos kritimo intensyvumas, kg/m² metams; L – vidutinis radionuklido aktyvumo tankis lapuose arba spygliuose, Bq/m²; B_L – lapų biomasė, kg/m²; r^* – santykis tarp ^{137}Cs aktyvumo lietaus vandenyje, perėjusiam medžio lają, ir ^{137}Cs aktyvumo lapuose, kg/l; I_R – vidutinis kritulių kiekis, l/m² metams = mm/metams.

Pasinaudojant Rochon ir kt. pasiūlytu metodu (Rochon et al. 1998), skirtu vertinti cheminių elementų pasiskirstymui metinėse rievėse ir gautais (Soukhova et al. 2003) darbo autorių tyrimo rezultatais, pasiūlyta matematinė išraiška, pagal kurią galima įvertinti ^{137}Cs radialųjį pasiskirstymą tiek pušies, tiek beržo kamieno.

$$c_t = A \exp(-\lambda_1 t) + (c_0 - A) \exp(\lambda_2 t), \quad (1.23)$$

čia c_t – ^{137}Cs aktyvumas medienoje metais t (amžius nuo išorinės rievės iki 0); A , λ_1 , λ_2 – radikaliojo pasiskirstymo parametrai, atitinkamai išreikšti Bq/g ir cm⁻¹. Konstanta λ_1 atspinti medienos fizikines savybes lemiančias radialųjį radionuklidų skverbimąsi, o konstanta λ_2 gali būti siejama su fiziologiškai aktyviu ^{137}Cs pernešimu gyvosiose ląstelėse. Konstantų λ_1 , λ_2 vertės priklauso nuo trachėjų tankio metinių rievių medienoje ir nuo parenchemos ląstelių savybių.

Šie parametrai (A , λ_1 , λ_2 , (Soukhova et al. 2003)) gali būti naudojami ^{137}Cs viso sukaupito kamieno kiekio skaičiavimui:

$$Q = \rho \int_0^H \int_0^{2\pi} \int_0^{\left(\frac{rh}{H}\right)} \left[A \exp\left(\left(r - \frac{r}{H}h\right)\lambda_1\right) + (C_0 - A) \exp\left(\left(r - \frac{r}{H}h\right)\lambda_2\right) \right] x dx d\theta gh, \quad (1.24)$$

čia ρ – medienos tankis, g/cm³; A , λ_1 , λ_2 – radialaus pasiskirstymo parametrai (išreikšti Bq/g ir 1/cm atitinkamai); C_0 – ^{137}Cs savitasis aktyvumas išorinėje medienos rievėje, Bq/g; $r - \frac{rh}{H}$ – išreiškia kamieno spindulio ir aukščio pokytį.

(Soukhova et al. 2003) darbo autorių atlikti tyrimai rodo, kad ^{137}Cs prieinumas miškų paklotėje ir medienos tankis labai lemia radionuklidų paskirstymą miškų ekosistemoje.

Atsižvelgiant į kiekvienos rūšies augalo fiziologinius ypatumus, augalai įsisavina tam tikrus jonus iš dirvožemio per šaknų sistemą. Iš vienvalečių jonų svarbiausias augalams yra ^{40}K , kuris yra cheminis analogas ^{137}Cs . Kalis yra svarbus makroelementas augalams, jis atsakingas už osmosinio slėgio ląstelėje koregavimą ir lemia augalo augimą. Kai kurie augalai gali pasisavinti didelį kiekį K jonų su Na jonais, nepatirdami jokio neigiamo efekto augalo augimui. Tuo tarpu kitiems augalams gali būti sužadinamas papildomas augimas, kurio pasekmė K^+ padidėjimas augale. Augimo skatinimas Na jonais sukeliamas dėl jo gebėjimų plėsti ląstelę ir dėl vandens balanso augale. Mokslinėje literatūroje minima, kad Na, K, Cs jonai gali varžytis – konkuruoti patekdami į augalą, o taip pat teigiama, kad ^{137}Cs gali būti naudojamas kaip Na nešėjas augalų mitybinėje grandyje (Marschner 1995). Esant kalio trūkumui augalai įsisavina kitus vienvalečius jonus, tokius kaip cezis. Šis reiškinys vadinamas kalio diskriminacijos įtaka cezio pernašai. Diskriminacijos koeficientas vertinamas pagal ^{40}K ir ^{137}Cs aktyvumus dirvožemyje ir augale pagal tokią išraišką (Solecki and Chibowski 2002, Sanches et al. 2008):

$$K_d = \frac{\left(\frac{A_{^{137}\text{Cs}}}{A_{^{40}\text{K}}} \right)_{\text{augale}}}{\left(\frac{A_{^{137}\text{Cs}}}{A_{^{40}\text{K}}} \right)_{\text{dirvožemyje}}} = \frac{TF_{^{137}\text{Cs}}}{TF_{^{40}\text{K}}}, \quad (1.25)$$

čia K_d – diskriminacijos koeficientas; $A_{^{137}\text{Cs}}$, $A_{^{40}\text{K}}$ – ^{137}Cs ir ^{40}K savitieji aktyvumai augale ir dirvožemyje, Bq/kg; $TF_{^{137}\text{Cs}}$, $TF_{^{40}\text{K}}$ – ^{137}Cs ir ^{40}K pernašos iš dirvožemio į augalą koeficientas.

Pagal (Solecki and Chibowski 2002) darbo autorių atliktus tyrimus, padaryta išvada, kad kalio jonai gali lemti cezio įsisavinimą. Šią diskriminacijos koeficiento išraišką galima taikyti ir ^{90}Sr , tačiau šiuo atveju vietoje ^{40}K savitųjų aktyvumų vertinama Ca koncentracija, o vietoje ^{137}Cs – ^{90}Sr . Autoriai teigia, kad Ca diskriminacijos įtaka ^{90}Sr įsisavinimui priklauso nuo augalo rūšies. Sukaupias ^{90}Sr kiekis augale priklauso ir nuo tinkamų kalcio formų buvimo dirvožemio tirpale, arti augalo šaknų zonos (Solecki and Chibowski 2002, Veresoglou et al, 1995).

Apibendrinant (Solecki and Chibowski 2002) darbo autorių gautus rezultatus galima pasakyti, kad ^{137}Cs pernašos iš dirvožemio į augalus koeficientai daugeliu tirtų atvejų yra apie du kartus didesni nei ^{90}Sr . Tuo tarpu kalio diskrimina-

cijos įtaka ^{137}Cs pasisavinimui žolėse yra nustatyta didesnė įtaka, nei Ca diskriminacijos įtaka ^{90}Sr įsisavinimui.

Savitųjų aktyvumų augaluose priklausomybę nuo dirvožemio užtaršos galima aproksimuoti pagal lygtį (Kirchner and Ehlken 2003):

$$A_m = PF \cdot D, \quad (1.26)$$

čia D – dirvožemio sluoksnio gylis, cm.

Pernašos faktorius priklauso nuo dirvožemio tipo, ^{137}Cs ir ^{90}Sr buvimo laiko dirvožemyje. Pernašos faktorius gali būti įvertintas tokia eksponentine priklausomybe (Kirchner and Ehlken 2003):

$$PF(t) = PF_0^{q+s} \cdot \left[a_0^q \cdot \exp\left(-0,639 \cdot \frac{t}{T_e^q}\right) + a_0^s \cdot \exp\left(-0,693 \cdot \frac{t}{T_e^s}\right) \right], \quad (1.27)$$

čia $PF_0^{q+s} = PF_0^q + PF_0^s$ – pratęsiama iki 1986 metų, a_0^q , a_0^s – radionuklido dalis dirvožemyje; TF_0^q , TF_0^s – pusėjimo trukmės.

Pagal (Fesenko et al. 2003) darbą vertinant savituosius aktyvumus gali būti naudojama tokia formulė:

$$A_{mij}(t) = D_0 \cdot \exp\left(\frac{0,693}{T_{1/2}} \cdot t\right) \cdot \left\{ TF_{ij} (Sef = 1) \cdot \left[a_0^q \cdot \exp\left(\frac{0,693}{T_e^q} \cdot t\right) + a_0^s \cdot \exp\left(\frac{0,693}{T_e^s} \cdot t\right) \right] \right\}. \quad (1.28)$$

(Kirchner and Ehlken 2003; White, 2001; White and Broadley 2003) darbe taip pat minima, kad augalų ^{90}Sr pasisavinimo priklausomybė yra tiesinė tarp $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ santykio ties augalų šaknimis dirvožemyje. Jos išraiška yra tokia:

$$\left(\frac{^{90}\text{Sr}}{\text{Ca}} \right)_{\text{augalas}} = OR_{\text{augalas/tirpalas}} \left(\frac{^{90}\text{Sr}}{\text{Ca}} \right)_{\text{tirpalas}}, \quad (1.29)$$

čia $OR_{\text{augalas/tirpalas}}$ – koeficientas, išreiškiantis stroncio savitųjų aktyvumų augale ir dirvožemio tirpale santykį.

Radionuklidų sklaidai modeliuoti taip pat yra naudojama RSP programa. Radionuklidų apykaitos sistemoje „dirvožemis–medis“ RSP (Radioecological software package) modelis sukurtas iškritoms po ČAE avarijos modeliuoti. Įvertinama radionuklidų migraciją dirvožemyje pagal vertikalųjį profilį, radionuklidų patekimą į augalus, praėjus tam tikram laikui.

Nustatyti radionuklido migraciją pagal dirvožemio vertikalę ir vidutines aktyvumo koncentracijas, praėjus tam tikram laikotarpiui po iškritų, galima pagal formulę (Veland Merkis 2000–2003):

$$c(z,t) = Q_0 \alpha(t) \exp[-\alpha(t)z] \exp(-\lambda t), \quad (1.30)$$

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

Atsitiktinis alfa faktorius nustatomas iš L – faktoriaus (cm) pagal formulę (Veland Merkis 2000–2003):

$$L(t) = L_{\infty} [1 - \exp(k_r t)], \quad (1.31)$$

čia L_{∞} – migracijos pusiausvyros faktorius, cm; k_r – vertikalios migracijos dirvožemyje koeficientas, d^{-1} ; t – dienų skaičius po iškritų.

Radionuklidų pernaša iš dirvožemio 0–10 ir 10–20 cm sluoksnių į augalus remiasi pernašos koeficientu arba faktoriumi (Velasco and Merkis 2000–2003).

Fizikos instituto Radiacinės saugos padalinys sukūrė radionuklidų migracijos ir radiologinių pasekmių vertinimo modelį – LIETDOS. Šis modelis modeliuoja radionuklidų sklaidą aplinkoje vertinant žmonių apšvitą. Šia programa galima vertinti atmosferos oro aktyvumo kaitą, pašarų taršos lygius, maisto produktų taršą, žmonių patiriamą apšvitą (Nedveckaitė 2004; Nedveckaitė et al., 2006; Beresford et al. 2008; Batle et al. 2007).

Apšvita biotai taip pat ir medžiui gali būti vertinama, naudojant ERICA programą, sukurta Europos Bendrijos finansuoto projekto metu. Ši programa skirta rizikos dėl jonizuojančiosios spinduliuotės įvertinimui gyvagai gamtai – augalijai ir gyvūnijai. ERICA paremta įvairių pasaulio mokslininkų sukaupta patirtimi apie pernašą radionuklidų iš dirvožemio į augaliją ar mitybos grandinę į gyvūnus, ir naudojama daugybė jau sudarytų pernašos koeficientų, žinomų ir publikuotų moksliniuose literatūros leidiniuose. Programa ERICA turi didelę duomenų bazę, kurioje visus parametrus, pernašos koeficientus, apšvitos vertinimo modelius bei parametrus galima ne tik matyti, bet ir parinkti iš daugybės parametrų modeliavimo vykdytojai labiausiai tinkantį pagal modelio sąlygas. Kitos programos, kurios šiuo metu yra prieinamos, tokių didelės apimties bibliotekos su galimai pasirinktiniais modeliui tinkamiausiais parametrais neturi (Modelling radiation... 2007; Beresford et. al. 2008; Larsson 2008).

Programa turi tris sudėtingumo lygius, kuriuos galima pasirinkti pagal modeliavimo rezultato tikslus.

Pirmasis lygis, pats paprasčiausias, skirtas preliminariam rizikos įvertinimui dėl radionuklidų kiekių aplinkos terpėse. Rezultatas – pateikiama didžiausia rizika konkrečiam gyvūnui ar augalui, kuriam rizika yra modeliuojama nuo įvestų pradinį parametrų – radionuklido aktyvumo ore, vandenyje ar dirvožemyje. Rizika išreiškiama dozės galia mikro grėjais per valandą. Norint suprasti rizikos pavojingumą, bibliotekoje pateikiami duomenys apie riziką būdingiausiems augalų ir gyvūnų rūšių individams prarasti reprodukcinės savybes. Rizikos pavojingumas – tai ilgamečių mokslinių tyrimų rezultatas, kuris parodo, kokia apšvita yra pavojinga tam tikroms augalų ir gyvūnų rūšims. Šiame lygmenyje negalima

pasirinkti modeliavimui norimo augalo ar gyvūno, pati programa išrenka didžiausią riziką turintį individą.

Antrasis lygis – atsiranda galimybė parinkti ne tik radionuklidus, aplinkos terpes, būdingiausius biotos komponentus (medį, žolę, roplį, briedį, paukštį, paukščio kiaušinį, reptiliją, slieką ir t. t.), įvesti savo turimus aplinkos radiologinių tyrimų rezultatus – radionuklidų aktyvumą ore, vandenyje arba dirvožemyje, bet ir parinkti rizikos vertinimui tam tikrus rizikos parametrus. Programa ERICA naudoja rizikos vertę lygią $10 \mu\text{Gy/h}$. Galima parinkti kitą rizikos parametą, kuris nusako, kad neprognozuojami jokie poveikiai populiacijai, t. y. mokslininkų nustatytą dozės galią, kuriai esant nuolat, nei augalija, nei gyvūnija nepatirs neigiamo jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio, neatsiras nulemtųjų reiškinių populiacijos reprodukcijai. Tokios vertės yra $40 \mu\text{Gy/h}$. sausumos gyvūnui ir $400 \mu\text{Gy/h}$. sausumos augalui ir vandens biotai. Šiame lygyje reikalingas parametras – pernašos iš dirvožemio į modeliuojamą aplinkos objektą faktorius, išreiškiamas Bq/kg (gryno svorio), Bq/kg sausam svoriui dirvožemio arba Bq/m^3 oro. Galima naudoti savo turimus parametrus arba naudoti ERICA duomenų bazėje turimus pernašos faktorius, kuriuos galima parinkti iš daugelio siūlomų variantų – pagal augalo ar gyvūno biologinį panašumą, biogeocheminę sandarą, pagal mokslines publikacijas, pagal panašų modelį ir t.t. Taip pat įvedamas parametras, koku keliu augalas ar gyvūnas daugiausia yra veikiamas jonizuojančiosios spinduliuotės – ore, žemėje ar ant žemės. Galutiniam etape, parinkus sausumos modelį ir įvedus radionuklido aktyvumą dirvožemyje, gaunamas rezultatas – rizikos vertės ir dozės vertės, $\mu\text{Gy/h}$, kuriomis bus nuolat veikiamas augalas ar gyvūnas. Antras ir trečias lygis modeliuojant augalo apšvitą yra labai panašūs savo eiga ir naudojamais parametrais. Modeliuojant gyvūno apšvitą trečiame lygmenyje reikalingi jo gyvenseną ir aplinką apibūdinantys parametrai, pvz. maisto sudėtis ir t.t. Galutinis rezultatas – jonizuojančiosios spinduliuotės poveikis, $\mu\text{Gy/h}$, lyginant rezultatą su lygmeniu, kuris būtų pavojingas nagrinėjamos populiacijos tolimesniam likimui (Oughton et. all. 2008, Garnier – Laplace et all. 2008, Zinger et all. 2008).

1.9. Pirmojo skyriaus išvados ir disertacijos uždavinių formulavimas

1. Lietuvos dirvožemiai buvo užteršti ^{137}Cs ir ^{90}Sr dėl vykdytų branduolinių sprogdimų bei ČAE avarijos. Po ČAE avarijos užtarša ^{137}Cs padidėjo vidutiniškai 4,5 karto, tuo tarpu ^{90}Sr užtarša pasikeitė nežymiai – t. y. vidutiniškai 1,1 karto.
2. ^{137}Cs ir ^{90}Sr užtarša Lietuvos dirvožemių yra dėmėto pobūdžio, didžiausi šių radionuklidų savitiejį aktyvumai nustatomi 5–10 cm dirvožemio sluoksnyje.

3. ^{137}Cs ir ^{90}Sr pasiskirstymas spygliuočių medžių rievėse skirtingas – ^{137}Cs kaupiasi augančiuose audiniuose, be to migruoja link šerdies; ^{90}Sr kaupiasi senstančiuose audiniuose.
4. Radionuklidai į medžius patenka su iškritomis iš atmosferos ant jų antžeminės dalies ir per šaknų sistemą, kartu su maistinėmis medžiagomis.
5. Pagal medžių rievėse sukauptą radionuklidų kiekį galima įvertinti dirvožemio buvusią užtaršą.
6. Jonizuojančioji spinduliuotė gali sukelti biologinius efektus, kurie augalams nėra proporcingi patirtai apšvitai.
7. Spygliuočiai yra veikiami ne tik užtaršos, klimatinių veiksnių, bet ir biologinių pažaidų. Paprastoji pušis labiausiai nukenčia nuo puvinių ir grybinių ligų. Jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio efektams būdingas sinergizmas, tačiau mažai duomenų apie radionuklidų ir medžių ligų poveikį kartu.
8. Radionuklidų sklaidai dirvožemyje modeliuoti naudojamas jų difuzijos dirvožemyje lygties sprendinys. Pernašai radionuklidų sistemoje „dirvožemis–medis“ vertinti dažnai naudojamas pernašos koeficientas. Tinkamiausias ^{137}Cs pernašos iš dirvožemio į spygliuoti vertinimui modelis – FORM.
9. Patekusių į medį radionuklidų skleidžiama jonizuojančioji spinduliuotė lemia medžių vidinę apšvitą. Trūksta duomenų apie kompleksinę ^{137}Cs ir ^{90}Sr radionuklidų kaupimąsi medžiuose, jų sukeliamos apšvitos vertinimą, kitų aplinkos veiksnių (dirvožemio savybės, klimatinės sąlygos, medžio biologinis pažeistumas) įtaką bei apie galimybę vertinti buvusią dirvožemio užtaršą. Mažai duomenų apie radionuklidų pasiskirstymą medžio metinėse rievėse.

Todėl šiame disertaciniame darbe nuspręsta atlikti ^{137}Cs ir ^{90}Sr radiometrijus, radiocheminius tyrimus spygliuočių medžių sanduose, įvertinti tiriamųjų radionuklidų ir jų cheminių analogų (^{40}K ir Ca) savituosius aktyvumus bei koncentracijas bandiniuose ir šių radionuklidų pernašos iš dirvožemio į medžius ir pasiskirstymo juose ypatumus, o taip pat modeliuoti ^{137}Cs ir ^{90}Sr migraciją sistemoje „dirvožemis–medis“, šių radionuklidų sukauptą augale kiekį, augalo patiriamą vidinę apšvitą.

^{137}Cs ir ^{90}Sr savitojo aktyvumo nustatymo medžio sanduose bei dirvožemyje ir sklaidos vertinimo sistemoje „dirvožemis–medis“ metodai

Šiame skyriuje aprašomi tiriamieji medžiai ir jų augimvietės. Įvardijami renkami ėminiai, jų paruošimas tyrimams. Detaliai išdėstomas radiometrinis ^{137}Cs (pagal LAND 36-2000) ir radiocheminis (pagal LAND 64-2005) ^{90}Sr nustatymas aplinkos elementų mėginiuose. Taip pat aprašoma biologinio pušų pažeistumo tyrimo metodika. Pritaikytas radionuklidų migracijai „dirvožemis–medis“ įvertinti modelis.

Šių tyrimų tikslas – taikant radiometrinius, radiocheminius ir analitinius tyrimo būdus nustatyti medžio bandiniuose tiriamųjų radionuklidų savituosius aktyvumus, atlikti jų pasiskirstymo analizę atsižvelgiant į ypatumus, būdingus kiekvienam tiriamajam radionuklidui atskirai.

Ekspperimentinių tyrimų metodika pateikta 2 straipsniuose (Butkus ir kt. 2008, Pliopaitė Bataitienė ir kt. 2007), kurie pristatyti 10-joje ir 11-joje Jaunųjų mokslininkų konferencijose „Mokslas – Lietuvos ateitis“.

2.1. Tiriamųjų augalų augimviečių parinkimo strategija

Tiriamųjų medžių (4 paprastosios pušys ir 2 eglės) augimvietės (išskyrus eglę 1E ir pušį 1P) yra Vilniaus apskrityje. Kitų dviejų tiriamųjų objektų augimvietės yra radioaktyviosios užtaršos padidėjimo vietovėje, o eglės (1E) – Ignalinos atominės elektrinės apylinkėse.

2.1 paveiksle pateikiami duomenys apie radioaktyviąją ^{137}Cs užtaršą tiriamųjų augalų augimvietėse prieš ČAE avariją ir po jos (Буткус и др. 2001; Butkus ir kt. 1999).

2.1 pav. Tiriamųjų augalų augimviečių radioaktyvioji užtarša ^{137}Cs prieš ir po ČAE avarijos: a – augimviečių užtarša ^{137}Cs prieš ČAE avariją (t. y. 1979–1984 m.) (Буткус et al. 2001); b – augimviečių užtarša ^{137}Cs po ČAE avarijos (Butkus ir kt. 1999): 1P, 6 P, 7 P, 8 P – paprastųjų pušų ir 1E, 2E – paprastosios ir sidabrinės eglų numeriai

Fig. 2.1. ^{137}Cs radioactive pollution of investigated places before and after TCHNPS incident: a) – before TCHNPS incident in 1979–1984y.; b) – after TCHNPS incident (Butkus ir kt. 1999): 1P, 6 P, 7 P, 8 P – investigated Scots pines and spruces (1E, 2E) number

Pagal 2.1 a) paveiksle pateiktus duomenis galima pastebėti, kad prieš ČAE avariją Paaliosės, Rūkainių, Visagino augimvietėse radioaktyvioji užtarša ^{137}Cs nors ir yra nuo 7 Bq/kg iki 12 Bq/kg, visgi ji nėra didžiausia, kokia buvo nustatyta Lietuvos teritorijoje. Tuo tarpu ties Alytaus augimvieta ir prieš ČAE avariją pastebimas padidėjęs ^{137}Cs savitasis aktyvumas (12–26 Bq/kg). Analizuojant radioaktyviąją užtaršą ^{137}Cs po ČAE avarijos (2.1 pav. b) dalis) pastebima, kad Paaliosės, Alytaus, Visagino augimvietėse radioaktyvioji užtarša ^{137}Cs yra padidėjusi (3700–7400 Bq/m²), o Rūkainių augimvietėje yra šiek tiek mažesnė (1900–3700 Bq/m²). 2.2 paveiksle pateikiami duomenys apie radioaktyviąją ^{90}Sr užtaršą tiriamųjų augalų augimvietėse po ČAE avarijos (Буткус и др. 2001; Butkus ir kt. 1999).

a)

b)

2.2 pav. Tiriamųjų augalų augimviečių radioaktyvioji užtarša ^{90}Sr po ČAE avarijos: a – aktyvumų tankis viršutiniame dirvožemio sluoksnyje (0–5–20 cm) sluoksnyje 1987–1997 m; b) ^{90}Sr aktyvumų tankis viršutiniame dirvožemio sluoksnyje (0–5 cm) sluoksnyje natūraliame landšafte 1987–1996 m (Быркыс et al. 2001; Butkus ir kt. 1999), 1P, 6 P, 7 P, 8 P – paprastųjų pušų ir 1E, 2E – paprastosios ir sidabrinės eglių numeriai

Fig. 2.2. ^{90}Sr radioactive pollution of investigated places after TCHNPS incident: a) – activity in upper soil layer (0–5–20 cm) in 1987–1997y.; b) – activity in upper soil layer (0–5 cm) in natural landscape in 1987–1996 m (Быркыс et al. 2001; Butkus ir kt. 1999), 1P, 6 P, 7 P, 8 P – investigated Scots pines and spruces (1E, 2E) number

Galima pastebėti, kad ^{90}Sr užtarša po ČAE avarijos dirvožemyje ir arismode dirvose yra skirtinga. Tiriamųjų medžių augimvietėse ji yra: Ignalinos augimvietėje iki 550 Bq/m^2 , o likusiose nuo 550 iki 1300 Bq/m^2 (dirvose (2.2 pav. a dalis)); o natūraliame landšafte (2.2 pav. b dalis) augimviečių teritorijose arba netoli jų – iki 300 Bq/m^2 .

Pagal (Stankevičienė 1998) darbo autorių pateikiamus duomenis apie ^{137}Cs pasiskirstymą Lietuvos miškų paklotėje 1991 m., pastebime, kad tiriamųjų augalų augimviečių teritorijose miško paklotės užtarša minėtuojų radionuklidu

100 Bq/kg iki 500 Bq/kg (1.5 pav.). Tuo tarpu (Butkus ir kt. 1999) darbo autoriai pateikia šiek tiek kitoki ^{137}Cs aktyvumo miškuose 1991–1995 laikotarpiu vaizdą (2.3 pav.).

2.3 pav. ^{137}Cs aktyvumai miškuose 1991–1995 laikotarpiu (Butkus ir kt. 1999), 1P, 6 P, 7 P, 8 P – paprastųjų pušų ir 1E, 2E – paprastosios ir sidabrinės eglių numeriai
Fig. 2.3. ^{137}Cs activity in forests in 1991–1995 period (Butkus ir kt. 1999), 1P, 6 P, 7 P, 8 P – investigated Scots pines and spruces (1E, 2E) number

Pagal (Butkus ir kt. 1999) darbo autorių duomenis pastebima, kad Paaliosios augimvietėje augusi paprastoji pušis patenka į teritoriją, kurioje ^{137}Cs savitasis aktyvumas 1991–1995 laikotarpiu buvo iki 7 Bq/kg. Tuo tarpu Alytaus, Rūkainių, Ukmergės ir Ignalinos augimvietės patenka į sritį, kurioje minėtu laikotarpiu šio radionuklido savitasis aktyvumas miškuose buvo nuo 7 iki 70 Bq/kg.

Pagal pateiktą augaviečių dirvožemio radioaktyviąją užtaršą galima pastebėti, kad visos augimvietės patenka į padidintos užtaršos vietas, tačiau jos nėra maksimalios. Stabatiškių augimvietė parinkta, atsižvelgiant į tai, kad jos apylinkėse yra potencialus radioaktyvios taršos šaltinis IAE (Ignalinos atominė elektrinė). Toks augaviečių parinkimas atliktas, todėl, kad tik nedidelė Lietuvos teri-

torijos dalis patenka į maksimalios radioaktyvios užtaršos vietas, o parinktos tyrimui vietovės geriau atspindės Lietuvos teritorijoje augančių spygliuočių radioaktyviąją užtaršą.

2.2. Tiriamieji medžiai

Tyrimui pasirinktos labiausiai Lietuvoje paplitusių spygliuočių rūšys (paprastoji pušis (*Pinus sylvestris* L.) ir eglė (*Picea abies*, *Picea omorica*)), kurios pagal literatūros duomenis yra jautriausios jonizuojančiosios spinduliuotės poveikiui.

Iš viso tyrimui parinkti 6 spygliuočiai: 4 paprastosios pušys (6P – Paaliosė, Vilniaus apskr., 7P, 8P – Rūkainiai, Vilniaus apskr. ir 2 eglės (paprastoji ir sidabrinė)) 1E (Visaginas, Utenos apskr.), 2E (Ukmergė, Vilniaus apskr.). Visi tiriamieji medžiai buvo nukirsti rudenį – t. y. spalio – lapkričio mėnesiais.

2.4 paveiksle pateikiami paprastosios pušies iš Paaliosės augavietės (6P) parinkimą, nulėmę veiksniai – lajos forma, spyglių spalvos nevienodumas, grybinių ligų sukėlėjų šaltinis.

2.4 pav. 6P, Paaliosė, Vilniaus apskritis: a – 6P; b – pušies spyglių spalvos nevienodumas; c – potencialus grybinių ligų sukėlėjų šaltinis

Fig. 2.4. 6P, Paaliosė, Vilnius district: a – 6P; b – pine needles colors uneven; c – potencial source of fungous disease

6P augo Neries regioniniame parke Paaliosios kaimo apylinkėse. Šios pušies biologinį pažeistumą nustatė Botanikos instituto fitopatogeninių mikroorganizmų laboratorijos specialistai. Ši pušis pasižymėjo tuo, kad laja buvo be galo skurdi – reta, nesuformuojanti tolygaus vainiko, o viršutinė pušies vainiko dalis visiškai nunykusi; nukritusių spyglių spalva buvo nevientisa, stebimi rausvi dryželiai, o dar augantys spygliai pageltę – grybinių ligų požymis; 70 cm į pietryčius nuo išrinktosios pušies pastebėta seno kirtimo liekana – kelmas, kuris yra

potencialus grybinių ligų sukėlėjų šaltinis, 1,3 m aukštyje nuo paklotės išrinktosios pušies skersmuo 22,5 cm, amžius 69 metai.

Pušims ir jų augimvietėms imti šie ėminiai: kamieno, šakų, spyglių, paklotės, dirvožemio, šaknų. Eglėms ir jų augimvietėms imti šie ėminiai: kamieno, dirvožemio, šakų, spyglių, šaknų. 2.5 paveiksle pateikiamos kai kurių surinktų ėminių nuotraukos.

6P (Paaliosės augimvietė, *Pinus sylvestris* L.)

7P, 8P (Rūkainių augimvietė, *Pinus sylvestris* L.)

2 E (Ukmergės augimvietė, *Picea omorica*)

2.5 pav. Kai kurių ėminių pavyzdžiai

Fig. 2.5. Some taken samples

Stambių, vidutinių, smulkių šakų ėminiai buvo imami atsitiktiniu būdu nuo viso medžio. Spygliai renkami nuo viso vainiko.

Dirvožemio ėminiai po medžio laja imti dviem būdais: koncentrinė ratų ir pasaulio šalių krypčių susikirtimo taškuose ir atsižvelgus į vyraujančius vėjus. Dirvožemio ėminiai imami metaliniu žiedu, kurio skersmuo 16 cm, o aukštis – 5 cm. Metalinis žiedas įkalamas koncentrinio rato ir pasaulio šalies krypčių susikirtimo taške. Įkalus žiedą į dirvožemį, kastuvėliu uždengiamas žiedo dugnas ir iškeliamas dirvožemio ėminys. Koncentriniai ratai brėžiami kas 1 m. Jų kiekis

nustatomas atsižvelgiant į tiriamos pušies lajos skersmenį. Paskutinis koncentrinis ratas turėtų būti medžio lajos liestinėje.

2.3. Ėminių paruošimo tyrimui būdai

Metinių rievių atskyrimas naudojant kaltus skeltuvus išsamiai aptiriamas darbe (Baltrėnas ir kt. 2006). Kamieno ėminiai (ritiniai 3 ir 5 cm aukščio) liestinės kryptimi aplink rieves buvo išskaldyti į skaleles naudojant 6, 10 ir 16 mm pločio kaltus. Šakų ir šaknų ėminiai buvo smulkinami vienodo dydžio ritinėliais. Šaknų mėginiai buvo ruošiami jų nevalant – t. y. kartu su dirvožemio dalelių liekanomis. Suformuoti kamieno, šakų ir šaknų ėminiai, juos pasvėrus, buvo džiovinami natūraliomis sąlygomis (džiovinama kambario temperatūroje, apytiksliai 1 mėnesį). Išdžiovinti mėginiai buvo deginami mufelinėje krosnyje 450 °C temperatūroje – t. y. buvo atliktas radionuklidų koncentravimas medienos tūryje. Kamieno ėminių anglys smulkinamos smulkinimo malūnėliu. Iš susmulkintų kamieno mėginių suformuojamas bandinys.

Spyglių, paklotės ėminiai prieš džiovinimą buvo pasverti. Džiovinimas atliktas natūraliomis sąlygomis. Radionuklidų koncentravimas atliktas deginant mufelinėje krosnyje 450 °C temperatūroje. Susmulkinus grūstuve suformuoti spektrometriniam tyrimui mėginiai.

Atlikus spektrometrinę analizę visų mėginių anglys vėl deginamos 450 °C temperatūroje iki pelenų susidarymo. Pasvėrus gautus pelenus atliekamas radiocheminis koncentravimas – bandiniai ruošiami ^{90}Sr tyrimui.

Dirvožemio ėminiai buvo pasverti ir džiovinami natūraliomis sąlygomis. Prieš dirvožemio džiovinimą buvo nustatytas dirvožemio ėminių tankis. Dirvožemio mėginiai ruošiant spektrometrinei analizei nebuvo deginami, tik išrenkami stambesni objektai (šakos, šaknys, akmenėliai) ir susmulkinami.

Biologiniam tyrimui mėginiai nebuvo specialiai ruošiami. Čia svarbiausias reikalavimas – kad mėginiai nebūtų paveikti aukštesnės nei 30 °C temperatūros, priešingu atveju žūna mikroorganizmai.

2.4. ^{137}Cs ir ^{40}K savitųjų aktyvumų medyje tyrimo metodika

Pagal LAND 36-2000 „Aplinkos elementų užterštumo radionuklidais matavimas – mėginių gama spektrinė analizė spektrometru, turinčiu puslaidininkinį detektorių“ mėginių koncentravimas deginant turi būti atliekamas esant iki 480 °C.

Radionuklidai yra identifikuojami pagal kiekvienam radionuklidui būdingą spinduliuotės energiją pvz., ^{137}Cs – 662 keV, ^{40}K – 1460 keV. ^{137}Cs aktyvumo bandinyje nustatymui naudojamas puslaidininkinis Ge(Li) spektrometras. Paruošti tyrimui mėginiai buvo matuojami standartinėse „Denta“ kiuvetėse. Mėginių matavimo trukmė 0,5–2 paros.

Pagal radionuklido aktyvumą bandinyje ir bandinio masę, apskaičiuojamas radionuklido savitasis aktyvumas bandinyje (Bq/kg). Radionuklido savitasis aktyvumas bandinio anglyse (Bq/kg) apskaičiuojami pagal formulę (Land 36 – 2000):

$$A = \frac{\frac{S}{t_1} - \frac{S_f}{t_f}}{\eta \cdot \varepsilon \cdot m}, \quad (2.1)$$

čia A – radionuklido savitasis aktyvumas bandinyje (Bq/kg); S – radionuklido smailės plotas, gautas matuojant radionuklidų aktyvumus mėginyje, imp.; S_f – radionuklido smailės plotas, gautas matuojant radionuklidų foninės spinduliuotės aktyvumą, imp.; t_1 – radionuklido aktyvumo bandinyje matavimo laikas, s, t_f – radionuklido foninės spinduliuotės aktyvumo matavimo laikas, s; η – radionuklido spinduliuotės energetinė kvantinė išeiga; ε – spektrometro efektyvumas; m – bandinio masė, kg.

Savitojo aktyvumo absoliučioji paklaida skaičiuojama pagal formulę:

$$\Delta A = A \left(\frac{p}{100} + \frac{\Delta t}{t} + \frac{\Delta m}{m} \right), \quad (2.2)$$

čia A – pagal (2.1) formulę nustatytas radionuklido savitasis aktyvumas bandinyje, Bq/kg; p – spektrometru nustatyta matavimo santykinė paklaida, %; Δt – matavimo laiko paklaida, s; Δm – bandinio masės nustatymo paklaida, kg.

Radionuklidų savitasis aktyvumas kamieno anglyse perskaičiuojamas natūralioje kamieno medienos masėje:

$$A_{nat.} = \frac{m_a \cdot A_a}{m_s}, \text{ kai } m_{a.v.} = m_a, \quad (2.3)$$

$$A_{nat.} = \frac{m_{a.v.} \cdot A_a}{m_s}, \text{ kai } m_{a.v.} > m_a, \quad (2.4)$$

čia $A_{nat.}$ – radionuklidų savitasis aktyvumas natūralioje medienoje, Bq/kg; m_a – anglių masė, matavimo kiuvetėje, kg; A_a – radionuklido savitasis aktyvumas bandinio anglyse, Bq/kg; m_s – bandinio natūrali medienos masė, kg; $m_{a.v.}$ – viso bandinio anglių masė, kg.

Rievės susiformavimo metais buvęs ^{137}Cs savitasis aktyvumas medienoje įvertinamas pagal formulę:

$$A_0 = A \cdot e^{\lambda \cdot t}, \text{ kai } m_{a.v.} > m_a, \quad (2.5)$$

čia A_0 – radionuklido savitasis aktyvumas rievės susiformavimo laikotarpiu, Bq/kg; A – radionuklido savitasis aktyvumas po laiko t , s, Bq/kg; λ – radioaktyviojo skilimo konstanta, s^{-1} .

Tokiu būdu sudaroma formulė radionuklidų savitajam aktyvumui nustatyti rievėje, jos susiformavimo metais, įvertinti (Butkus ir Pliopaitė Bataitienė 2006):

$$A_r = \frac{m_{a.v.} \cdot A_a}{m_s} \cdot e^{\lambda \cdot t}, \quad (2.6)$$

čia A_r – radionuklido savitasis aktyvumas rievės susiformavimo laikotarpiu, Bq/kg.

Vilniaus Gedimino technikos universitete Aplinkos apsaugos katedroje naudojamo puslaidininkinio Ge(Li) gama spektrometro efektyvumas 662 keV energijai, naudojant 52 ml kiuvetę, yra 0,26 %. Foninės spinduliuotės smailės ploto ir matavimo laiko santykis matuotiesiems radionuklidams yra: ^{226}Ra – 0,0138; ^{214}Pb – 0,0605; ^{204}Pb – 0,0092; ^{208}Tl – 0,0053; ^{214}Bi – 0,0062; ^{137}Cs – 0,0029; ^{227}Ac (911 keV) – 0,0039; ^{227}Ac (969 keV) – 0,0018; ^{40}K – 0,0023.

Spektrometro energetinis kalibravimas atliktas su taškiniais šaltiniais. Kalibravimo metu buvo nustatytas energetinis ir suminis (energetinis ir geometrinis) efektyvumas, sudarytos kalibracinės kreivės, kurios pateikiamos 2.6 paveiksle.

2.6 pav. Puslaidininkinio Ge(Li) gama spektrometro kalibracinės kreivės

Fig. 2.6. Curves of semiconductor Ge(Li) spectrometer calibration

2.6 paveiksle pateiktos kalibracinės kreivės gautos atliekant geometrinį bei energetinį kalibravimus, o pagal pastarųjų duomenis gauta suminė puslaidininio gama spektrometro kalibracinė kreivė.

2.5. ^{90}Sr savitųjų aktyvumų medyje tyrimo metodika

^{90}Sr savitojo aktyvumo tyrimo metodika reglamentuojama (LAND 64-2005). Sudeginti $450\text{ }^{\circ}\text{C}$ temperatūroje iki pelenų ėminiai perpilami į porcelianinius tiglius (500ml). Ant tiglių užrašomi bandinių numeriai. Pridedama po 1 ml itrio oksido (YO_3) į kiekvieną bandinį. Itrio oksido koncentracija $C(\text{Y}^{3+}) = 10\text{ mg/ml}$. Radionuklido ^{90}Y cheminė išeiga nustatoma pagal pridėtą žinomą stabilaus Y nešiklio kiekį. Pridedama po 50 ml koncentruotos HNO_3 (65 %). Kaitinama ant plytelės iki sausos masės. Temperatūra didinama palaipsniui nuo $250\text{ }^{\circ}\text{C}$ iki $370\text{ }^{\circ}\text{C}$, nes mėginiai gali stipriai užputoti, todėl pradžioje kaitiname esant žemesnei temperatūrai, po to temperatūra keliama. Mėginiai maišomi stiklinėmis lazdelėmis. Kai lieka sausa masė, sausa liekana kaitinama $400\text{ }^{\circ}\text{C}$ temperatūroje apie 30 min, kol nebesiskirs azoto oksidai (NO_2 – rudos spalvos dūmai). Kaitinama iki baltos – rausvos spalvos masės. Iškaitinta masė smulkinama grūstuvėliu. Ant susmulkintos masės užpilama po 100 ml 1 mol/l HCl . Tirpinama kaitinant ant plytelės apie 30 min, maišant. Kaitinimo temperatūra neaukšta – apie $250\text{ }^{\circ}\text{C}$. Kaitinama kol ištirps arba kol išgaruos $\frac{1}{2}$ tūrio. Atvėsę tirpalai filtruojami per filtrinį popierių į 300 ml Erlenmejerio kolbas. Filtras ir indai 2 kartus perplaunami 10 ml 1 mol/l HCl . Likusios nuosėdos (ant filtrinio popieriaus) išmetamos.

Cheminis radionuklidų atskyrimas (tirpalo ruošimas ekstrakcijai). Nufiltruotas tirpalas perpilamas į 200 ml stiklinėles. Indai, kuriuose buvo nufiltruoti tirpalai, perplaunami distiliuoto vandens nedideliu kiekiu, kuris supilamas į stiklinėles (2.7 pav.).

2.7 pav. Nufiltruotas tirpalas

Fig. 2.7. Sample of filtrate

Pridedama po 2 g citrinos rūgšties (pastoviam pH palaikyti). Paruošiamos šalto vandens vonelės, į kurias pastatomos stiklinėles su tirpalais. Pridėjus amoniako, tirpalas stipriai įkaista. Pradėjus dirbti su pH užsirašoma itrio atskyrimo

data ir laikas (užsirašoma kai išmatuojamas pH). Nureguliuojama pH 1,0–1,2 su 25 % amoniako tirpalu ir 37 % HCl. Įdėjus amoniako perteklių, pakyla tirpalo temperatūra, kurią su HCl tirpalu sumažinams iki pH – metro temperatūros ± 1 °C. Kalibruojant pH – metrą (matuojant buferio pH) reikšmė gali nukrypti $\pm 0,02$. Amonio tirpalo pilama apytiksliai po 2 ml, tada pamaišius matuojamas pH indikatoriniais lapeliais bei potenciometrinio būdu (2.8 pav.)

2.8 pav. Tirpalo pH apytikslis keitimas ir tikslios pH vertės matavimas

Fig. 2.8. Aproximable change of leach pH and his measuring

Matuojamas tiriamų tirpalų pH. Jis turi būti apie 1,1. Stiklinė su magnetuku dedama ant magnetinės maišyklės, matuojama pH. Jei pH per maža, tai lašinama į tirpalą amoniako (25 %). Jei pH per didelė – lašinama HCl (37 %). Amoniakas ir HCl lašinami pipetėmis, kurių galai uždari.

Nustačius pH tirpalas statomas į vandens vonelę, nes svarbi temperatūra. 2 kartus pamatavus pH (kai nebekinta), išimami magnetukai. Toks tirpalas perpilamas į 250 ml dalinamąjį piltuvą.

Itris ekstrahuojamas 50 ml 10 % HDEHP tirpalu (HDEHP ištirpinta tolue- ne), plakant apie 3 min. Šios ekstrakcijos metu itrio izotopai išekstrahuojami iš tirpalo, kuriame lieka tik vienvalenčiai ir divalenčiai metalo jonai. Atsiskyrus tirpalams, iš dalinamųjų piltuvų išleidžiama apatinė fazė, viršutinės negalima išleisti nė lašo. Organinė fazė ekstrahuojama 50 ml 0,08 mol/l HCl, plakant apie 3 min. Perplaunama organinė fazė, pašalinamos įvairios priemaišos. Kai tirpalai nusistovi, apatinė fazė išpilama į tą patį indą (200 ml), kur ir praeitą kartą buvo išpilta apatinė fazė. Itrio ekstrahavimo HDEHP tirpalu bei HCl vaizdas patei- kiamas 2.9 paveiksle.

2.9 pav. Itrio ekstrahavimo HDEHP tirpalu bei HCl vaizdas

Fig. 2.9. Extraction of yttrium by HDEHP solution and HCl

Liekanų tirpalai saugomi kol bus gauti matavimų rezultatai, nes gali tekti kartoti tyrimą. Jei nepasisekė tai: liekanas išgariname iki 100 ml ir vėl pradeda tirti iš naujo nuo „Cheminių radionuklidų atskyrimas“ punkto. Itris iš organinės fazės reekstrahuojamas su 50 ml 3 mol/l HNO_3 , plakant apie 3 min. HNO_3 iš organinio tirpalo ištraukia itrį. Fazėms atsiskyrus, vandeninė fazė (apatinė, kuri ir bus tirinama) nuleidžiama į 100 ml centrifuginį (60 ml) mėgintuvėlį, organinė išpilama lauk. Svarbu, kad nepatektų organinė fazė. Į centrifuginiuose mėgintuvėliuose esantį tirpalą įlašinama po kelis lašus 1 % etanolinio fenolftaleino tirpalo. Į mėgintuvėlį pilama 25 % amoniako tirpalą, kol tirpalo spalva tampa rausva (2.10 pav.).

2.10 pav. Tirpalo spalvos pokytis įlašinus fenolftaleino tirpalo
Fig. 2.10. Change solution color by drip of phenolphthalein

Pilant amoniaką, kai tirpalas pradeda rausti, reikia pamaišyti tirpalą stikline lazdele. Amoniakas pilamas plastmasine pipete, kurios galas uždaras. Leidžiam tirpalui atvėsti. Kai tirpalo pH pasiekia 9–10, tirpalas parausta, iškrenta $\text{Y}(\text{OH})_3$ nuosėdos. Mėginiai turi atvėsti. Centrifuginiai mėgintuvėliai pasveriami. Jų masė sulyginama įpilant distiliuoto vandens. Visi mėgintuvėliai turi sverti vienodai. Centrifuguojama 10 min, 2000 aps./s greičiu.

Mėginio paruošimas matavimui. Tirpalas ir nuosėdos atsiskiria centrifuguojant. Po centrifugavimo nupylus tirpalą, susidariusios nuosėdos plaunamos distiliuotu vandeniu ir centrifuguojamos antrą kartą 5 minutes 3000 aps/min greičiu. 2.11 paveiksle pateikiami centrifugavimo rezultatų vaizdai.

2.11 pav. Atsiskyrusios nuosėdos po pirmo ir antro centrifugavimo
Fig. 2.11. Split – off by first and second centrifugings

Atsargiai nupilamas tirpalas, o itrio hidroksido nuosėdos tirpinamos nedideliame kiekyje (5–10 lašų) koncentruotos druskos rūgšties. Ištirpinus nuosėdas pridedama 10 ml sotaus oksalo rūgšties tirpalo ir kaitinama 10 min verdančio

vandens vonioje, kad nuosėdos koaguliuotų. Tirpalui atvėsus bandiniai centrifuguojami trečią kartą 5 min. 3000 aps/min greičiu. 2.12 paveiksle pateikiami bandinio kaitinimo ir trečio centrifūgavimo rezultatų vaizdai.

2.12 pav. Nuosėdų koaguliavimas verdančio vandens vonioje ir trečio centrifūgavimo rezultatas

Fig. 2.12. Coagulation of split – off in hot water and third centrifugings result

Nuoplovos išpilamos, o itrio oksalato nuosėdos suspenduojamos 5 ml etilo alkoholio. Mėgintuvėlis dar kartą praplaunamas 5 ml etilo alkoholiu. Išdžiovinus bandinius, matuojamas savitasis aktyvumas mažafoniu beta skaitikliu. 2.13 paveiksle pateikiamas bandinio aktyvumo matavimo prietaiso vaizdas.

2.13 pav. Bandinys radiometre UMF – 1500M: 1 – radiometras; 2 – bandinys

Fig. 2.13. Sample in radiometer UMF – 1500M: 1 – radiometer; 2 – sample

^{90}Sr aktyvumo bandiniuose nustatymas. Itrio cheminė išeiga apskaičiuojama pagal formulę (Land 64-2005):

$$Y = \frac{(a - b) \cdot 177,80}{603,8 \cdot 0,010} \cdot 100\% = 29,45(a - b) \cdot 100, \quad (2.7)$$

čia Y – itrio cheminė išeiga, %; a – lėkštelės svoris su itrio oksalatu, g; b – tuščios lėkštelės svoris, g; 177,8 – itrio molekulinė masė oksalate, g; 603,8 – itrio oksalato ($\text{Y}_2(\text{C}_2\text{O}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$) molekulinė masė, g; 0,010 – pridėto į mėginį itrio nešiklio kiekis, g.

^{90}Sr aktyvumas mėginyje apskaičiuojamas pagal formulę (Land 64-2005):

$$A = \frac{(N - N_f) \cdot A_k}{N_k - N_f}, \quad (2.8)$$

čia A – aktyvumas, Bq; N – bandinio impulsų skaičiavimo greitis, imp./s; N_f – fono impulsų skaičiavimo greitis, imp./s; N_k – kalibracinio šaltinio impulsų skaičiavimo greitis, imp./s; A_k – kalibracinio šaltinio aktyvumas, Bq.

^{90}Sr savitasis aktyvumas mėginyje apskaičiuojamas pagal formulę (Land 64-2005):

$$A_{\text{Sr-90}} = \frac{A}{Y \cdot m}, \quad (2.9)$$

čia $A_{\text{Sr-90}}$ – ^{90}Sr savitasis aktyvumas mėginyje, Bq/kg; A – aktyvumas mėginyje, Bq; Y – ^{90}Y cheminė išeiga, %; m – mėginio masė, kg.

Standartinė mėginio aktyvumo paklaida apskaičiuojama pagal formulę (Land 64-2005):

$$Sc = \frac{\sqrt{\frac{N}{t} + \frac{N_f}{t_f}}}{E \cdot \exp(-\lambda \Delta t)}, \quad (2.10)$$

čia Sc – standartinis aktyvumo nuokrypis, Bq/mėg.; N – mėginio impulsų intensyvumas, imp./s; N_f – fono impulsų skaičiavimo greitis, imp./s; t – impulsų skaičiavimo laikas, s; t_f – foninės spinduliuotės impulsų intensyvumas, s; E – registravimo efektyvumas, imp./s/Bq; λ – ^{90}Y virsmo konstanta, $0,0108 \text{ h}^{-1}$; Δt – laiko tarpas tarp ^{90}Y atskyrimo ir matavimo laiko, h.

^{90}Sr savitojo aktyvumo tyrimo tikslumui įvertinti atlikti palyginamieji matavimai Sveikatos apsaugos ministerijos Radiacinės saugos centre (RSC). Pagal palyginamųjų tyrimų rezultatus gauta, kad IP1 1950–1955 mėginio ^{90}Sr savitasis aktyvumas nustatytas VGTU yra mažesnis 7,6 % nei nustatytas RSC, o IP1 1970–1975 metų medienos bandinio savitasis aktyvumas skiriasi 2,0 %. Vidutiniškai VGTU atlikti tyrimo rezultatai nuo RSC atliktų skiriasi 4,8 %.

2.6. Mažo fono beta radiometro efektyvumo ir foninės spinduliuotės tyrimas

Mažo fono beta radiometro efektyvumui nustatyti paruošiamas pamatinės medžiagos bandinys. Į 60 ml centrifuginį mėgintuvėlį įpilame 10 ml distiliuoto vandens, 1 ml itrio oksido (10 mg/ml), 1 ml ^{90}Sr tirpalo (0,1816 Bq/ml, 2007 04 27), 10 ml oksalo rūgšties sotaus tirpalo. Mėgintuvėlyje susidaro baltos spalvos nuosėdos.

Norint nusodinti nuosėdas mėgintuvėlio turinys centrifūguojamas 10 min, esant 3000 aps/min. Po centrifūgavimo skystis iš mėgintuvėlio atsargiai išpilamas, o nuosėdos praplaunamos nedideliu kiekiu (10 ml) etilo alkoholio. Nuosėdos su etilo alkoholiu išpilamos į keraminį indą. Šiame inde nuosėdos džiovinamos iki sausos masės natūraliomis sąlygomis. Sausos nuosėdos perkeliama į matavimo lėkštelę, kuri dedama į mažo fono beta radiometro matavimo lizdą. Prieš paruošto bandinio aktyvumo matavimą yra matuojamas foninės spinduliuotės intensyvumas.

Nustačius foninės spinduliuotės intensyvumą, paruoštame radionuklido bandinyje aktyvumą, apskaičiuojamas mažo fono radiometro efektyvumas pagal tokią formulę:

$$\varepsilon = \frac{(a-b)}{0,1816} \cdot 100, \quad (2.11)$$

čia ε – mažo fono beta radiometro efektyvumas, %; a – paruošto pamatinės medžiagos spinduliuotės intensyvumas, imp/s; b – foninės spinduliuotės intensyvumas, imp/s; 0,1816 – ^{90}Sr tirpalo tūrinis aktyvumas matavimo datai, šiuo atveju t. y. 2007 04 27, Bq/ml.

Efektyvumo tyrimo duomenys ir rezultatai pateikiami 2.1. lentelėje.

2.1. lentelė. Mažo fono beta radiometro efektyvumo tyrimo duomenys

Table 2.1. Data of investigation β radiometer efficiency

Pamatinės medžiagos bandinį sudarančios medžiagos	<i>a</i>		<i>b</i>		ε , vienetų dalimis
	imp/1000s	imp/s	imp/1000s	imp/s	
10 ml distiliuoto vandens, 1ml itrio oksido, 1ml ^{90}Sr tirpalo, 10ml sotaus oksalo rūgšties tirpalo	104	0,104	74	0,074	0,165

Foninės spinduliuotės intensyvumas buvo nustatomas prieš kiekvieną matavimų seriją. Įjungiamas mažo fono beta radiometras paliekamas apie 15 min „išilti“. Tuomet į prietaiso matavimo lizdą įstatoma tuščia matavimo lėkštelė. Foninės spinduliuotės intensyvumas matuojamas 1000 s. Foninės spinduliuotės matavimo trukmę lėmė pasirinkta bandinių matavimo trukmė.

2.7. Radionuklido cheminio analogo įtakos jo pernašai vertinimo būdas

Pirmiausia pagal paskutinės suformuotos metinės rievės duomenis apskaičiuojamas radionuklidų pernašos koeficientas iš dirvožemio į pušies medieną. Radionuklidų pernašos koeficientai – tai santykis radionuklidų vidutinio savitojo aktyvumo medienoje su radionuklidų paviršiniu tankiu 0–25 cm dirvožemio sluoksnyje. Nustatomi radionuklidų savitieji aktyvumai kiekvienoje metinėje rievėje, įvertinant radioaktyvųjų suskilimą. Įvertinamas koeficientas K_I , kuris yra lygus radionuklido savitojo aktyvumo metinėje rievėje (atsižvelgus į radioaktyvųjų suskilimą) santykiui su vidutiniu radionuklido savituoju aktyvumu medienoje. Žinant paskutinėje suformuotoje metinėje rievėje radionuklidų pernašos koeficientą ir koeficientą K_I , apskaičiuojamas radionuklido pernašos koeficientas iš dirvožemio į metinę rievę tam tikru laiko momentu. Radionuklidų pernašos koeficientų skaičiavimo eiga parodyta 2.14 paveiksle 6P pušiai (Paaliosės augimvietė).

2.14 pav. Pernašos faktoriaus nustatymo schema: TF – pernašos faktorius, A – savitasis aktyvumas, Bq/kg, K_I – koeficientas

Fig. 2.14. Scheme of transfer factor evaluation: TF – transfer factor, A – specific activity, Bq/kg, K_I – coefficient

Cheminio analogo įtaka radionuklido pernašai iš dirvožemio į augalą vertinama pagal diskriminacijos koeficientą, kuris apskaičiuojamas pagal formulę (Solecki and Chibowski 2002):

$$K_d = \frac{\left(\frac{A_{^{137}\text{Cs}}}{A_{^{40}\text{K}}} \right)_{augale}}{\left(\frac{A_{^{137}\text{Cs}}}{A_{^{40}\text{K}}} \right)_{dirvožemyje}} = \frac{TF_{^{137}\text{Cs}}}{TF_{^{40}\text{K}}}, \quad (2.12)$$

čia K_d – diskriminacijos koeficientas; $A_{^{137}\text{Cs}}$, $A_{^{40}\text{K}}$ – ^{137}Cs ir ^{40}K savitieji aktyvumai augale ir dirvožemyje, Bq/kg; $TF_{^{137}\text{Cs}}$, $TF_{^{40}\text{K}}$ – ^{137}Cs ir ^{40}K pernašos iš dirvožemio į augalą koeficientas.

Norint įvertinti diskriminacijos koeficiento daugiametę kaitą medžio rievėse buvo priimta, kad:

1. Radionuklido pasiskirstymas tam tikrose rievėse pagal metus atstatomas įvertinus radioaktyvųjį suskilimą, o į šio radionuklido radikalųjį persislinkimą link šerdies neatsižvelgiama.
2. Radionuklido pasiskirstymas dirvožemyje imamas 0–25 cm gylyje, nes čia išsidėsto pagrindinė paprastosios pušies šaknyno masė.
3. Radionuklido pasiskirstymas dirvožemyje atitinkamais metais atstatomas pasitelkiant difuzijos lygties sprendinį, naudotiną radionuklido sklaidai dirvožemyje vertinti arba radionuklido pernašos iš dirvožemio į medį koeficientai, nustatyti eksperimentiškai.
4. ^{40}K pasiskirstymas dirvožemyje yra tolygus ir nekintantis per paprastosios pušies augimo laikotarpį.

Pernašos koeficientų, diskriminacijos koeficientų paklaidos įvertintos pagal formulę (Баранов и др. 1966):

$$\Delta PK = PK_{\text{vid}} \sqrt{\left(\frac{\Delta A_m}{\bar{A}_m}\right)^2 + \left(\frac{\Delta A_d}{\bar{A}_d}\right)^2}, \quad (2.13)$$

čia ΔPK – pernašos koeficiento vidutinė paklaida, m^2/kg ; PK_{vid} – pernašos koeficiento vidutinė vertė m^2/kg ; ΔA_m – radionuklido savitojo aktyvumo medienoje paklaida, Bq/kg; $\bar{A}_m$ – vidutinis radionuklido savitasis aktyvumas medienoje, Bq/kg; ΔA_d – radionuklido paviršinio tankio dirvožemyje paklaida, Bq/ m^2 ; $\bar{A}_d$ – vidutinis radionuklido paviršinis tankis dirvožemyje, Bq/ m^2 .

2.8. Pušų biologinio pažeistumo tyrimo metodika

1.7. poskyryje aptariami galimi efektai dėl radionuklidų skleidžiamos jonizuojančiosios spinduliuotės augalams. Vienas iš galimų radiacinių efektų – galimas sinergizmas, t. y. kai dėl kelių neigiamų aplinkos veiksnių sustiprėja vieno ar kelių veiksnių poveikis. Numanant galimą sinergizmo efektą tarp medžio biologinės pažaidos ir radionuklidų skleidžiamos jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio augalui pasirinkta ištirti paprastąją pušį dėl biologinio pažeistumo dažniausiai paplitusiomis šios medžių rūšies ligom – puvinių ir grybinių ligų.

Grybų pavyzdžiai buvo tiriami ir identifikuojami Botanikos instituto Fitopatogeninių mikroorganizmų laboratorijoje, naudojant lupą, stereomikroskopą bei

šviesinį mikroskopą. Mikroskopiniams preparatams iš išdžiovintų pavyzdžių ruošti naudotas 3 % KOH tirpalas, amiloidinei ir dekstrinoidinei reakcijoms nustatyti – Melcerio reagentas ir Liugolio tirpalas. Sporų paviršiaus ornamentikai išryškinti ir cianofilinei reakcija nustatyti naudotas metileno melsvės tirpalas, gleocistidėms išryškinti – sulfovanilinas.

Tyrimams paimti medienos pavyzdžiai buvo nuplauti distiliuotu vandeniu, jų paviršius sterilizuotas. Steriliais įrankiais medienos pavyzdžių gabaliukai laminariniame bokse buvo įdėti petri lėkšteles su salyklo ekstrakto agaro terpe ir inkubuoti tamsoje termostate 25 °C temperatūroje 2–3 ir daugiau savaičių. Grybų kultūros identifikuotos pagal morfologinius požymius ir kultūrinės savybės, naudojant identifikavimo raktus aukščiau nurodytuose literatūros šaltiniuose.

2.9. Ca tyrimo metodika

Ca, kaip ir ^{90}Sr , yra osteorotropinis elementas. Nuo šio elemento kiekio augale priklauso kiek bus įsisavinta (sukauta) radioaktyviojo stroncio.

Ca cheminiam ištyrimui yra reikalingas 0,4–1,5 g bandinio pelenų. Šie pelenai tirpinami 100 ml 0,1N HCl tirpale. Ištirpinus Ca bandinyje tiriamas atominės absorbcijos metodu, naudojant spektrometrą pagal standartinės priemonės metodą (Chigira et al. 1988; Buziny et al. 2000).

VGTV atliekamiems Ca tyrimams bandiniai deginami iki pelenų mufelinėje krosnyje, esant 450 °C temperatūrai. Bandinio pelenai tirpinami tirpale, kuriam paruošti reikalinga HNO_3 koncentruota ir (1 bandiniui – 10 ml HNO_3 koncentruota ir 2 ml H_2O_2). Tyrimui imama apie 0,25 g bandinio pelenų. Bandiniai, minėtame tirpale, tirpinami mineralizatoriuje. Ataušus tirpalams atliekama atominės absorbcijos spektrinė analizė, naudojant atominį absorbcinį spektrofotometrą 210 VGP Buck Scientific (su liepsna) kurios metu nustatoma Ca koncentracija bandinio pelenuose:

$$C(\text{Ca}, p) = \frac{C^* \cdot K_{sk} \cdot V}{m_p}, \quad (2.14)$$

čia $C(\text{Ca}, p)$ – Ca koncentracija pelenuose, mg/kg; K_{sk} – skiedimo koeficientas, V – paruoštas bandinio tūris, ml; m_p – tyrimui paimtų pelenų masė, g.

Ca kiekis bandinyje perskaičiuojamas pagal formulę:

$$C(\text{Ca}, b) = C(\text{Ca}, p) \cdot \left(1 - \frac{m_{prieš} - m_{po}}{m_{prieš}} \right), \quad (2.15)$$

čia $C(\text{Ca}, p)$ – Ca koncentracija pelenuose, mg/kg; $m_{prieš}$ – bandinio žalia masė, kg; m_{po} – sudeginto bandinio masė, kg.

2.10. ^{137}Cs ir ^{90}Sr migracijos sistemoje „dirvožemis–medis“ modeliavimas

^{90}Sr migracija sistemoje „dirvožemis–pušies mediena“ įvertinta ne tik atlikus eksperimentinius tyrimus, bet ir naudojant IAEA (Tarptautinė Atominės Energijos Agentūra) siūlomą FORM (Forest model) scenarijų – modelį. Šio modelio principinė schema pateikiama 2.15 paveiksle (Modeling the... 2002).

2.15 pav. FORM modelio principinė schema (Modeling the... 2002)

Fig. 2.15. Principal scheme of scenario FORM (Modeling the... 2002)

FORM modelio matematinę pagrindą sudaro (2.16–2.17) matematinės išraiškos (Modeling the... 2002).

$$G = 0,0375 \cdot \text{Metai}(\text{medžio})^{2,12}, \text{ kai medžio metai} \leq 60, \quad (2.16)$$

$$G = 220 + (\text{Metai}(\text{medžio}) - 60) \cdot 11,9, \text{ kai medžio metai} > 60. \quad (2.17)$$

Savitasis aktyvumas medienoje apskaičiuojamas pagal (2.18) formulę (Modeling the...2002):

$$A_{(\text{mediena}, t)} = \frac{A_{(\text{dirvož. sl.})} \cdot PK \cdot dt \cdot dG + A_{(\text{mediena}, t-dt)} \cdot G_{(t-dt)}}{G_t}, \quad (2.18)$$

čia G – medienos masė, kg; $A_{(\text{mediena}, t)}$ – vidutinis radionuklido savitasis aktyvumas medienoje laiku t , Bq/kg; $A_{(\text{dirvož. sl.})}$ – organiniame ir neorganiniame dirvožemio sluoksnyje radionuklido paviršinio aktyvumo tankis, Bq/m²; PK – pernašos koeficientas, m²/kg; dt – prieaugio laikas, dažniausiai 1 metai; dG – medienos prieaugis per laiką dt , kg; $A_{(\text{mediena}, t-dt)}$ – radionuklido vidutinis savitasis

aktyvumas medienoje laiku $(t - dt)$, Bq/kg; $G_{(t-dt)}$ – medienos prieaugis per laiką $(t - dt)$, kg; G_t – medienos prieaugis per laiką t , kg.

Pagal eksperimentinius tyrimo duomenis įvertinus ^{90}Sr pernašos iš dirvožemio į medieną koeficientą, šiame darbe pritaikytas FORM modelis ^{90}Sr pernašai iš dirvožemio į medieną įvertinti. Pernašos koeficientas nustatytas pagal 2.19 formulę (Marčiulionienė ir kt. 2003):

$$PK = \frac{A_{m.p.}}{A_{m.s}}, \quad (2.19)$$

čia PK – ^{90}Sr pernašos iš dirvožemio į augalą koeficientas, m^2/kg ; $A_{m.p.}$ – ^{90}Sr savitasis aktyvumas augale, Bq/kg; $A_{m.s.}$ – užterštumo ^{90}Sr paviršinis tankis dirvožemyje, Bq/ m^2 .

Pagrindinė formulė (2.20) naudojama ^{90}Sr savitajam aktyvumui medienoje įvertinti:

$$A_{(medienat)} = \frac{A_{(dirvož.s.t.)} \cdot \frac{C_{m.p.}}{C_{m.s.}} \cdot dt \cdot dG + A_{(medienat-dt)} \cdot G_{(t-dt)}}{G_t}. \quad (2.20)$$

Įvertinus radionuklidų savitąjį aktyvumą pušies medienoje (A_s) ir žinant medžio sukaupą masę (G), kuri gali būti įvertinta pagal FORM modelio formules, galima nustatyti bendrą augalo sukaupto radionuklido aktyvumą. Radionuklido savitojo aktyvumo kaita medienoje nustatoma, įvertinant radionuklidų radioaktyvųjį suskiliimą. Radionuklidų savitojo aktyvumo medienoje kaita suskirstoma į būdinguosius periodus. Būdingiesiems periodams sudaromi savitojo aktyvumo ir pušies biomasės prieaugio priklausomybės grafikai, pagal kuriuos nustatomos kaitos kreivės. Pagal nustatytas savitojo aktyvumo ir pušies biomasės prieaugio priklausomybės kreives, integralų sumavimo metodu nustatomas bendras sukauptas radionuklido aktyvumas pušies medienoje pagal tokią matematinę išraišką:

$$A_{sum} = \int_{G_1}^{G_2} f_1(A) dG + \int_{G_2}^{G_3} f_2(A) dG + \dots + \int_{G_{n-1}}^{G_n} f_{n-1}(A) dG, \quad (2.21)$$

čia A_{sum} – bendras sukaupto ^{90}Sr kiekio aktyvumas pušies kamieno medienoje, Bq; $f_n(A)$ – savitojo aktyvumo ir pušies biomasės prieaugio priklausomybės kreivės; G – medžio sukaupta medienos masė, kg.

(2.21) formulė yra bendro pobūdžio. Jos taikymas susijęs su tam tikrais tyrimo rezultatų vertinimo etapais, kurie realizuoti 4.3. poskyryje ir (Butkus ir kt. 2008) straipsnyje.

Modeliuojant apšvitos riziką, į kurią atsižvelgiama vertinant sugebėjimą išlaikyti būdingąsias medžio populiacijos dauginimosi savybes pasirinktas antras

programos ERICA lygmuo, naudojant programoje įdiegtus pernašos iš dirvožemio į medį koeficientus, parinkus riziką medžiui $400 \mu\text{Gy/h.}$, kaip rekomenduojamą pasaulio mokslininkų publikacijose, bei imant didžiausias nustatytas ^{137}Cs savitojo aktyvumo vertes dirvožemyje, t. y. imant didžiausią nustatytą šio radionuklido savitojo aktyvumo vertę bet kuriame iš tirtų vertikalių sluoksnių, taikant prielaidą, kad medžio šaknynei šis dirvožemio sluoksnis yra pilnai prieinamas. Tokiu būdu modeliuojant, gaunamos didžiausios įmanomos rizikos vertės, kurias gali patirti medis dėl ^{137}Cs savitojo aktyvumo dirvožemyje, kuriame medis auga.

2.11. Antrojo skyriaus išvados

1. ^{137}Cs ir ^{90}Sr savitųjų aktyvumų medžiuose tyrimui parinkti spygliuočiai medžiai (4 pušys ir 2 eglės) – dėl šios rūšies jautrumo jonizuojančiajai spinduliutei. Augaviečių pasirinkimas buvo atliekamas atsižvelgiant į teritorijų užterštumą dirbtinės kilmės radionuklidais ^{137}Cs ir ^{90}Sr , o parenkant pušis papildomas svarbus veiksnys – išoriniai biologinio pažeistumo požymiai.
2. ^{137}Cs savitojo aktyvumo dirvožemyje, medžio sanduose tyrimui pasirinkta metodika, kurią reglamentuoja norminis aktas LAND 36-2000 „Aplinkos elementų užterštumo radionuklidais matavimas – mėginių gama spektrinė analizė spektrometru, turinčiu puslaidininkinį detektorių“.
3. Radiometrinio tyrimo metodika, skirta ^{90}Sr savitojo aktyvumo bandiniuose nustatymui, pasirinkta pagal norminį aktą „LAND 64-2005, Radioaktyvaus stroncio-90 nustatymas aplinkos elementų mėginiuose“.
4. Dirbtinės kilmės radionuklidų ^{137}Cs ir ^{90}Sr migracijai iš dirvožemio į medieną modeliavimui pasirinktas Tarptautinės atominės energijos agentūros siūlomas FORM modelis, labiausiai tinkantis radionuklidų pasiskirstymui spygliuočiuose medžiuose, o naudojantis ERICA programine įranga įvertinta medžių apšvitos jonizuojančiąja spinduliuote rizika.
5. Sudarytos ir praktiškai pritaikytos formulės, pagal kurias įvertinamas sukauptas ^{137}Cs ir ^{90}Sr aktyvumas bei jo kaita paprastųjų pušų medienoje, atsižvelgiant į biomasės prieaugį ir radionuklido radioaktyvųjį suskilimą.
6. Parinktos ir pritaikytos formulės vidinei medžių apšvitai nustatyti per visą jo augimo laikotarpį.

^{137}Cs ir ^{90}Sr pasiskirstymo dėsningumų spygliuočiuose medžiuose tyrimo rezultatai

Šiame skyriuje pateikiami dirbtinės kilmės radionuklidų ^{137}Cs ir ^{90}Sr savitieji aktyvumai, bei jų analogų koncentracijos tiriamųjų objektų augimviečių dirvožemiuose ir medžių įvairiuose sanduose. Vertinama tiriamųjų radionuklidų sklaida dirvožemyje ir iš dirvožemio į medžius. Pateikiami pušies biologinio pažeistumo tyrimo rezultatai. Pagal nustatytus radionuklidų savituosius aktyvumus įvertinta pušų patiriama vidinė apšvita bei sukauptas bendras radionuklidų kiekis medienoje per visą augimo laikotarpį bei atskirais augimo periodais.

Tyrimų rezultatai paskelbti 4 recenzuojamuose periodiniuose leidiniuose (Pliopaitė Bataitienė and Butkus, 2010; Butkus ir kt. 2008; Butkus et al. 2007; Butkus ir Pliopaitė Bataitienė, 2006), 6 konferencijų medžiagų leidiniuose (Butkus ir Pliopaitė Bataitienė 2008; Butkus ir Pliopaitė Bataitienė, 2010; Butkus ir Pliopaitė Bataitienė, 2009; Butkus ir kt. 2008; Butkus ir kt. 2007; Butkus ir Pliopaitė Bataitienė, 2006).

3.1. ^{137}Cs ir ^{90}Sr ir jų cheminių analogų savitieji aktyvumai dirvožemiuose

Bandinių paruošimas atliktas pagal 2.3. poskyryje aprašytą metodiką. Pateikti rezultatai gauti atlikus tyrimus pagal 2.4.–2.6. ir 2.10. poskyriuose išdėstytas metodikas.

Radionuklidų kaupimasis medyje priklauso ne tik nuo momentinės užtaršos, bet ir nuo antrinės, kurios mastas ypač priklauso nuo augalo augimvietės dirvožemio užterštumo.

Paaliosios paprastosios pušies (6P) augimvietė. Šioje Lietuvos dalyje vyraujantys vėjai yra vakarų, todėl buvo daroma dirvožemio prakasa vakarinėje pusėje iki 30 cm gylio. Prakasos gylį nulėmė paprastosios pušies pagrindinės šaknų masės išsidėstymo gylis. Buvo ištirtos šios augimvietės dirvožemio pagrindinės savybės: vidutinė pH vertė – 4,7; dirvožemio sudėtis – 95 % smėlio ir 2 % molio. 3.1 paveiksle pateikiami ^{137}Cs ir ^{40}K savitieji aktyvumai dirvožemio bandiniuose.

3.1 pav. ^{137}Cs ir ^{40}K savitieji aktyvumai Paaliosios augimvietės dirvožemyje

Fig. 3.1. ^{137}Cs and ^{40}K specific activity in Paaliosė growing place soil

Paaliosios augimvietės dirvožemyje ^{137}Cs savitasis aktyvumas 0–30 cm gylyje kinta eksponentiškai nuo $155,6 \pm 20,3$ Bq/kg iki $0,9 \pm 1,2$ Bq/kg. Labiausiai užteršti viršutiniai dirvožemio sluoksniai. Jų taršą lėmė iškritos iš atmosferos bei antrinė tarša nukritus lajai, šakų liekanom. Gilesnių sluoksnių tarša nulemta radionuklidų vertikalios migracijos bei radionuklidų judrio tarp dirvožemio ir šaknų sistemos. ^{137}Cs cheminio analogo (^{40}K) savitojo aktyvumo kaita dirvožemio bandiniuose, juos imant pagal gylį, yra tolygesnė nei ^{137}Cs . Tačiau ir šio radionuklido didesni savitieji aktyvumai nustatyti viršutiniuose dirvožemio sluoksniuose. Galbūt tai sietina su medžio šaknų sistemos įtaka ^{40}K pasiskirstymo pobūdžiui dirvožemyje – nes kalis yra vienas iš pagrindinių augalo maistinių

elementų. Ryškus šio radionuklido savitojo aktyvumo dirvožemyje sumažėjimas stebimas ties 10–15 cm gyliu. Pagal literatūros duomenis ties šiuo gyliu yra išsidėsčiusi žymi paprastosios pušies šaknų dalis – apie 22 %. Vidutinis ^{40}K savitasis aktyvumas 0–30 cm dirvožemio gylyje yra 456 ± 26 Bq/kg.

3.2 paveiksle pateikiamos ^{90}Sr savitojo aktyvumo ir bendrojo Ca kiekio vertės Paaliosios augimvietės dirvožemyje.

3.2 pav. ^{90}Sr savitojo aktyvumo ir bendrojo Ca kiekio vertės Paaliosės augimvietės dirvožemyje

Fig. 3.2. ^{90}Sr specific activity and total Ca concentration in Paaliosė growing place soil

Galima pastebėti, kad bendrojo Ca didžiausias kiekis yra nustatytas 0–2, 4–8 cm dirvožemio sluoksniuose, o nuo 8 cm gylio jis žymiai sumažėja ir kintant gyliui kinta nežymiai. ^{90}Sr didžiausi savitieji aktyvumai nustatyti taip pat iki 8 cm gylio, o nuo 8 cm stebimas mažėjimas.

Rūkainių augimvietės dirvožemio užtarša ^{137}Cs ir ^{40}K pateikiama 3.3 paveiksle.

a)

b)

3.3 pav. ^{137}Cs ir ^{40}K savitieji aktyvumai Rukainių augimvietėje: 7P (a), 8P (b) – pušų numeriai

Fig. 3.3. ^{137}Cs and ^{40}K specific activity in soil of Rukainiai growing place: 7P (a), 8P (b) – number of pine

7P, 8P pušų augimvietėje dirvožemiai buvo paimti pagal pasaulio šalis ir atsižvelgiant į tiriamos pušies lają. Pietų pusėje ^{137}Cs savitasis aktyvumas tolstant nuo kamieno nežymiai mažėja. Tuo tarpu vakarine bei šiaurine kryptimi ^{137}Cs savitasis aktyvumas labai sumažėja. Priešingai nei ^{137}Cs , ^{40}K savitasis aktyvumas tolstant nuo kamieno didėja. Šiuos rezultatus galima pagrįsti tuo, kad tolstant nuo kamieno mažėja ir medžio šaknų sistemos įtakos zona – t. y. iš artimiausios prie kamieno dirvožemio srities augalas daugiau įsisavina ^{40}K .

Šioje augimvietėje 0–5 cm pietų kryptimi 1 m atstumu nuo kamieno ties kiekviena iš tiriamųjų pušų nustatyta, kad ^{90}Sr savitasis aktyvumas yra $(13,1 \pm 1,2)$ Bq/kg (7P) ir $(7,2 \pm 0,9)$ Bq/kg (8P). Stabilus ^{90}Sr analogo (Ca) koncentracija šios augimvietės dirvožemyje (pietų kryptimi nuo kamieno) yra $(81,2 \pm 4,1)$ mg(Ca)/kg dirvožemio.

Alytaus augimvietės dirvožemis yra vidutiniškai nujaurėjęs smulkus smėlis, kurio pH yra 5,5. ^{137}Cs savitasis aktyvumas tiriamosios pušies augimvietėje pagal R. Beinravičiaus atliktus tyrimus 0–20 cm gylyje siekė $(15,8 \pm 3,0)$ Bq/kg. ^{90}Sr savitojo aktyvumo dirvožemio mėginyje nustatymui buvo sudarytas sumaišius dirvožemius lygiomis dalimis imtus pagal gylį: 0–5 cm, 5–10 cm, 10–15 cm, 15–20 cm. Gautas ^{90}Sr savitasis aktyvumas mėginyje $(7,6 \pm 0,1)$ Bq/kg.

^{137}Cs ir ^{40}K savitieji aktyvumai **Stabatiškės augimvietės** dirvožemio bandiniuose pateikiami 3.4. paveiksle.

3.4 pav. ^{137}Cs ir ^{40}K savitieji aktyvumai 1E (Stabatiškės augimvietė) paprastosios eglės augimvietėje

Fig. 3.4. ^{137}Cs and ^{40}K specific activity in soil of 1E (Stabatiškė growing place) spruce growing place

Skirtingai nei 6P augimvietės dirvožemio prakasoje, 1E augimvietės prakasos dirvožemio bandiniuose nustatytas ^{137}Cs savitasis aktyvumas kinta ne pagal eksponentinį dėsnį. Tokių tyrimo duomenų pasiskirstymo pobūdį galbūt galima paaikškinti papildoma, nors ir nedidele, šio radionuklido tarša, atsiradusia dėl IAE (Ignalinos atominės elektrinės) veiklos, be to radionuklido sklaida dirvožemiu gilyn, o taip pat medžio šaknų sistemos įtaka radionuklido judriui. Esant papildomiems taršos veiksniams, migruojant ^{137}Cs dirvožemiu gilyn, buvusi ir papildoma užtarša tarsi susimuoja. 3.5 paveiksle pateikiamas ^{90}Sr pasiskirstymas Stabatiškės aikštelės dirvožemyje pagal gylį.

3.5 pav. ^{90}Sr savitieji aktyvumai 1E paprastosios eglės augimvietės dirvožemyje

Fig. 3.5. ^{90}Sr specific activity in soil of 1E spruce growing place

^{90}Sr savitųjų aktyvumų kaita Stabatiškės aikštelės dirvožemyje yra tolygesnė nei ^{137}Cs . Visgi, yra panašu tai, jog abiejų radionuklidų pasiskirstyme didžiausios vertės nustatytos iki 12 cm gylio. Be to, šie tyrimai atspindi tai, jog IAE veiklos įtaka ^{90}Sr savitojo aktyvumo pasiskirstymui yra ne tokia ryški kaip ^{137}Cs , o didžiausia vertė, nustatyta ties 4–8 cm gyliu rodo ^{90}Sr migraciją dirvožemiu gilyn ir pagrindiniu šio radionuklido šaltiniu galima įvardyti ČAE avariją.

Ukmergės augimvietė. Šioje vietovėje dirvožemio bandinys suformuotas bendras pagal medžio šaknų gylį. Atlikus radiometrinę analizę nustatyta, kad šiame dirvožemyje ^{137}Cs savitasis aktyvumas yra $(4,3 \pm 1,7)$ Bq/kg, jo cheminio analogo ^{40}K – (521 ± 190) Bq/kg, o ^{90}Sr – $(7,2 \pm 1,3)$ Bq/kg, jo cheminio analogo (Ca) nustatyta koncentracija dirvožemyje yra $(172,9 \pm 8,6)$ mg(Ca)/kg.

Dirvožemio organinė medžiaga lemia dirvožemio savybes: maistinių medžiagų kiekį, vandens infiltraciją, jonų mainus, teršalų adsorbciją ir kt. Organinės medžiagos kiekis dirvožemiuose nustatomas bandinį išdžiovinus iki pastovios masės. Sausas, pasvertas dirvožemio bandinys deginamas mufelinėje krosnyje $450\text{ }^{\circ}\text{C}$ temperatūroje. Dirvožemio bandinio masių (prieš deginimą ir po deginimo) procentinis santykis ir yra organinės medžiagos kiekis tiriamajame dirvožemyje (Margesin 2005). ^{137}Cs pasiskirstymas dirvožemio profilyje, šio radionuklido patekimas į augalą priklauso nuo dirvožemio radioaktyviosios užtaršos, dirvožemio mineralizacijos – pvz., mažiau mineralizuotame dirvožemyje, jo savitasis aktyvumas bus didesnis nei labiau mineralizuotame (Marčiulionienė ir kt. 2000). 3.6 paveiksle pateikiama organinės medžiagos kiekio kaita Paaliosės ir Stabatiškės augaviečių dirvožemyje.

3.6 pav. Organinės medžiagos (OM) kiekio kaita Paaliosės ir Stabatiškės augimvietėse
Fig. 3.6. Fluctuation of organic matter (OM) amount in Paaliosė and Stabatiškės growing places

Paaliosės vietovėje organinės medžiagos (OM) kaita pagal gylį yra ypač netolygi, lyginant su kitomis tiriamosiomis vietovėmis. Stebimi OM padidėjimai ties 8–10 cm ir 15–20 cm gyliais. Šie padidėjimai galbūt sietini su medžio šaknų sistemos įtaka, ypač tai akivaizdu ties 15–20 cm gyliu – šiame gylyje yra didžiausias paprastosios pusies šaknų biomasės kiekis (27 %). Kitose tirtose augimvietėse OM kaitoje medžio šaknų biomasės įtaka yra ne tokia ryški. Stabatiškės augimvietėje stebimas nedidelės OM padidėjimas ties 2–4 cm dirvožemio sluoksniu – šioje vietovėje žolinės augalijos gausa galbūt turėjo didesnę svarbą nei augusio medžio (paprastosios pušies) šaknų sistema.

Apibendrinant galima pasakyti, kad dirbtinės kilmės radionuklidų sklaidą lemia ne vienas veiksnys. Tai ir radioaktyvioji aplinkos užtarša, vyraujantis dirvožemio tipas, organinės medžiagos kiekis, vykdoma veikla, augantys augalai ir kt. veiksniai.

3.2. ^{137}Cs ir ^{90}Sr pasiskirstymo spygliuočiuose medžiuose tendencijos

Bandinių paruošimas atliktas pagal 2.3. poskyriuje aprašytą metodiką. Pateikti rezultatai gauti atlikus tyrimus pagal 2.4.–2.6. ir 2.10. poskyriuose išdėstytas metodikas.

Mediena sudaro didžiąją dalį medžio biomasės – apie 70 %. Pušies (*Pinus sylvestris* L.) pagrindinę biomasės dalį (81,3 %) sudaro kamienas. Kiti medžio elementai sudaro mažesnes biomasės dalis: šakos – 15,2 %, spygliai – 3,5 % antžeminės biomasės; požeminė pušies biomasė vidutiniškai sudaro 10 % antžeminės biomasės. Pagal literatūros duomenis radionuklidų savitasis aktyvumas medienoje yra šiek tiek mažesnis nei spygliuose, lapuose, žievėje ar šaknyse. Skirtingas radionuklidų patekimo greitis į atskirus medžio sandus, skirtingas natūralus medžio apsivalymo procesų greitis – literatūroje įvardijami kaip pagrindinės priežastys tokio radionuklidų kaupimosi įvairiose medžio dalyse. 3.2.1. ir 3.2.2. poskyriuose pateikiami radionuklidų savitųjų aktyvumų medžio sanduose tyrimo rezultatai.

3.2.1. Tiriamųjų radionuklidų savitieji aktyvumai spygliuočių medienoje

Mokslinėje literatūroje minima, kad pagrindiniai radionuklidų patekimo į medį būdai yra: per atmosferos iškritas, per šaknų sistemą kartu su maistinėmis medžiagomis. Tačiau apart minėtų radionuklidų patekimo būdų yra ir kiti radionuklidų persiskirstymo medyje mechanizmai. Vienas iš jų yra radionuklido radialus judris tarp rėvių – t. y. radionuklidas iš išorinių rėvių migruoja link centrinės rėvės (šerdies). Lyginant ^{137}Cs ir ^{90}Sr savybę radialiai migruoti tarp medžio rėvių pastebima, kad ^{90}Sr spygliuočiuose mažiau judrus nei ^{137}Cs , o kai kuriuose šaltiniuose priimama, kad jis spygliuočiuose yra stabilus. Radionuklido savybė migruoti link šerdies būtų galima pagrįsti tokius atvejus, kai nustatomas radionuklidų savitasis aktyvumas rėvėse, kurių suformavimo metai yra ankstesni nei branduolinių bandymų pradžia (1945 m.).

Paaliosės augimvietė. ^{137}Cs ir ^{40}K savitojo aktyvumo kaupimosi paprastosios pušies medienoje duomenys pateikti 3.7 paveiksle. ^{137}Cs savitojo aktyvumo duomenys pateikiami atsižvelgus į radioaktyvųjų suskilimą.

3.7 pav. ^{137}Cs ir ^{40}K savitieji aktyvumai medienoje, □ – radionuklido radialaus judrio paprastosios pušies rievėse pasekmė

Fig. 3.7. ^{137}Cs and ^{40}K specific activity in wood, □ – results of radionuclide radial migration in scots pine rings

^{137}Cs savitųjų aktyvumų kaita paprastosios pušies metinėse rievėse atspindi buvusią užtaršą. Šioje kaitoje išskiriami keli užtaršos padidėjimo periodai. 1945–1964 branduolinių ginklų bandymų sąlygota užtarša, tačiau tikėtina, kad šis radionuklidas nustatytas rievėse nuo 1937–1950 m. dėl radionuklido savybės radialiai migruoti. 1969–1979 metai – antrinė pušies medienos užtarša ^{137}Cs dėl jo patekimo per šaknis; 1981–1985 metai – galima antrinė pušies medienos užtarša po branduolinio ginklo bandymų, ^{137}Cs patekus per augalo šaknis; 1986–1987 metai – Černobylio atominės elektrinės avarijos metu medžio užtarša iš atmosferos iškritų. Nuo 1989 m. ^{137}Cs savitasis aktyvumas medienoje yra mažesnis nei vidutinis, tačiau ir šiame laikotarpyje yra pastebimas 1995–1996 m. rievėje šio radionuklido savitojo aktyvumo padidėjimas (3.7 pav.), kuris sietinas su antriniu radionuklido patekimu į medį kartu su maistinėmis medžiagomis per šaknų sistemą. ^{40}K savitieji aktyvumai yra keliis kartus didesni nei ^{137}Cs . Šio radionuklido savitojo aktyvumo medienoje kaita yra tolygesnė nei analogo (^{137}Cs), tačiau ir šioje kaitoje yra svyravimų. 1945–1962 m. ir 1991–2004 m. laikotarpiais ^{40}K savitasis aktyvumas pušies medienoje yra žemesnis nei vidutinė vertė ($(328 \pm 37) \text{ Bq/kg}$) per visą medžio augimo laikotarpį (1937–2004 m.). Šiais laikotarpiais analogo (^{137}Cs) savitieji aktyvumai paprastosios pušies medienoje yra padidėję. Todėl galima daryti prielaidą, kad tokį ^{40}K pasiskirstymą medienoje nulėmė konkurencingumo veiksnys tarp elementų analogų. 1937–1944 m., 1963–1974 m., 1979–1990 m. laikotarpiais ^{40}K savitasis aktyvumas paprastosios

pušies medienoje yra didesnis nei vidutinė vertė ((328 ± 37) Bq/kg) per visą medžio augimo laikotarpį (1937–2004 m.). 1937–1944 m. ^{137}Cs cheminio analogo (^{40}K) savitasis aktyvumas medienoje yra mažesnis. Todėl numanoma, kad tokį ^{40}K pasiskirstymą medienoje šiuo laikotarpiu galėjo lemti du veiksniai – elemento analogo mažas kiekis dirvožemyje ir literatūroje minima jauno medelio intensyvi maistinių medžiagų apykaita. Kitais periodais (1963–1974 m., 1979–1990 m.) elemento analogo savitieji aktyvumai daugiausiai yra didesni nei vidutiniai, todėl konkurencingumo veiksnio įtaka nebuvo tokia ryški kaip 1937–1944 m. laikotarpiu. Šių radionuklidų (^{137}Cs ir ^{40}K) pastaraisiais laikotarpiais padidėję savitieji aktyvumai medienoje gali būti siejami su geriausiais medžio augimo metais, kuomet augimo sąlygos yra palankiausios. Tai patvirtina ir pagal (Stravinskienė 2002) darbą sudarytų metinio radialinio prieaugio indeksų (MRPI) kaita (1.12 pav.). Pagal šių indeksų kaitą aptariamaisiais laikotarpiais (1963–1974 m., 1979–1990 m.) MRPI yra didesni nei vidutinės augimo sąlygas atitinkantis indeksas (98,91 %) arba yra didėjimo stadijoje.

Ištyrus ^{137}Cs savitąjį aktyvumą 6P skirtinguose pušies (*Pinus sylvestris* L.) kamieno aukščiuose nustatyta, kad didžiausias vidutinis savitasis aktyvumas yra kamieno apačioje ($10,9 \pm 3,0$ Bq/kg sausos medienos). Kamieno viduryje nustatytas vidutinis ^{137}Cs savitasis aktyvumas ($(4,8 \pm 1,4)$ Bq/kg sausos medienos) yra mažiausias tos pušies medienoje. Tiriant medienos bandinius, paimtus 2/3 kamieno aukštyje nustatytas vidutinis savitasis aktyvumas ($6,7 \pm 2,9$) Bq/kg sausos medienos. Tokią ^{137}Cs pasiskirstymo tendenciją galėjo lemti šie aplinkos veiksniai: intensyvus radionuklidų patekimas su maistinėmis medžiagomis (ties kamieno apačia), didesnė atmosferos radioaktyviosios taršos ir radioaktyviųjų iškritų ant medžio lajos įtaka (ties 2/3 kamieno aukščiu).

3.8 paveiksle pateikiami ^{90}Sr ir jo analogo (stabilaus Ca) tyrimo medienoje rezultatai.

3.8 pav. ^{90}Sr savitųjų aktyvumų ir bendrojo Ca koncentracijų kaita paprastosios pušies rievėse, □ – radionuklido radialiaus judrio paprastosios pušies rievėse pasekmė

Fig. 3.8. Fluctuation of ^{90}Sr specific activity and total Ca concentration in scots pine annual rings, □ – results of radionuclide radial migration scots pine in rings

^{90}Sr savitieji aktyvumai Paaliosės augimvietės paprastosios pušies metinėse rievėse per visą medžio augimo laikotarpį (1937–2004 m.) kito nuo $(0,45 \pm 0,04)$ Bq/kg iki $(4,53 \pm 0,47)$ Bq/kg. Vidutinė šio radionuklido savitojo aktyvumo vertė medienoje yra $(1,97 \pm 0,20)$ Bq/kg. Savitųjų aktyvumų kaitoje galima pastebėti du laikotarpius, kuomet ^{90}Sr savitieji aktyvumai yra artimi vidutinei medžio augimo viso laikotarpio vertei arba yra didesni: 1949–1964 m., 1977–1996 m. Pirmuoju laikotarpiu didesnės savitojo aktyvumo vertės sietinos su branduoliniai bandymais. Antrajame periode galima išskirti daugiau užtaršą nulėmusių veiksnių: radionuklido antrinis persiskirstymas (po branduolinių bandymų) per šaknų sistemą, ČAE katastrofos sukeltos užtaršos persiskirstymas medyje per šaknų sistemą.

^{90}Sr analogo elemento (Ca) koncentracijų medienoje kaita yra tolygesnė, o didžiausios vertės nustatytos tose metinėse rievėse, kuriose ^{90}Sr savitojo aktyvumo dydis yra artimas arba mažesnis už vidutinį.

Žvelgiant į ^{137}Cs ir ^{90}Sr elementų analogų kaitą metinėse rievėse, pastebima, kad tiek ^{40}K , tik Ca kaitos yra tolygesnės nei jų radioaktyvių analogų. Tokį persiskirstymą nulemia tai, kad dirbtinės kilmės radionuklidai aplinkoje atsiranda kaip žmogaus veiklos padarinys (tarša), o stabilieji analogai egzistuoja natūralioje aplinkoje ir tokiu būdu jų patekimas į augalą yra vienodesnis, tačiau priklauso nuo ^{137}Cs ir ^{90}K kaupimosi medyje.

Alytaus augimvietė. ^{137}Cs ir ^{40}K savitųjų aktyvumų kaita šios augimvietės paprastosios pušies sanduose detalai išanalizuota (Beinaravičius 2005) darbe. Nustačius ^{90}Sr savituosius aktyvumus metinių rievų medienoje buvo atsižvelgta į radionuklido radioaktyvų suskilimą. 3.9 paveiksle pateikiama ^{90}Sr savitojo aktyvumo kaita metinių rievų medienos mėginiuose, kurie buvo paimti 1 m nuo kamieno aukštyje.

3.9 pav. ^{90}Sr savitųjų aktyvumų kaita metinių rievų alytaus augimvietės paprastosios pušies medienos mėginiuose, 1 m kamieno aukštyje, įvertinus radioaktyvųjų suskilimą
Fig. 3.9. Fluctuation of ^{90}Sr specific activity in scots pine (Alytus growing place) annual rings taken in 1 m from trunk and by the radioactive decay

Gautų savitųjų aktyvumų kaitoje galima išskirti periodus, kuomet ^{90}Sr savitasis aktyvumas medienoje yra padidėjęs (1950–1955 m., 1970–1985 m.) ir su-

mažėjęs (1955–1970 m., 1980–2000 m.). 1950–1955 m. padidėjęs ^{90}Sr savitasis aktyvumas medienoje galėjo būti dėl vykdytų branduolinių sprogdinimų atmosferoje. Vėliau ^{90}Sr savitojo aktyvumo medienoje sumažėjimą galėjo lemti tai, kad buvo draudžiami branduoliniai sprogdinimai atmosferoje. Atmosferinių branduolinių sprogdinimų nulemtų radionuklidų migraciją į gilesnius dirvožemio sluoksnius galėjo atspindėti ^{90}Sr patekime į medį per šaknų sistemą 1970–1985 metais. 1985–2000 metais mažus ^{90}Sr kiekius medienoje lėmė radionuklido vertikali migracija dirvožemyje ir atmosferinių branduolinių sprogdinimų bei kitų ryškių šaltinių atmosferoje nebuvimas. Be to, įtakos turėjo ir medžio biologinis senėjimas. Per visą medžio augimo laiką (1950–2000 m.) ^{90}Sr savitasis aktyvumas kito $(0,3 \pm 0,1) \div (2,32 \pm 0,34)$ Bq/kg ribose.

Rūkainių augimvietės 7P, 8P pušų metinėse rievėse nustatyti ^{137}Cs ir ^{40}K savitieji aktyvumai pateikiami 3.10 paveiksle.

3.10 pav. ^{137}Cs ir ^{40}K savitieji aktyvumai 7P (a), 8P(b) pušų (Rūkainių augimvietė) medienoje

Fig. 3.10. ^{137}Cs and ^{40}K specific activity in 7P (a), 8P(b) (Rūkainiai growing place) pinewood

^{137}Cs savitasis aktyvumas paprastosios pušies medienoje kinta tokiose ribose: $0,4 \pm 0,2$ Bq/kg iki $3,1 \pm 1,3$ Bq/kg (7P pušis); $0,2 \pm 0,1$ Bq/kg iki $2,0 \pm 0,2$ Bq/kg

(8P pušis). Vidutiniai ^{137}Cs savitieji aktyvumai tirtų paprastųjų pušų medienoje yra panašūs – $1,5 \pm 0,7$ Bq/kg (7P pušis) ir $0,9 \pm 0,3$ Bq/kg (8P pušis). 1953–1964 m. stebima ^{137}Cs savitojo aktyvumo didesnės vertės 7P medienoje. Nuo 1964 m. iki 1970 m. ryškus šio radionuklido savitojo aktyvumo padidėjimas nustatytas 7P medienoje, tuo tarpu 8P pušies medienoje tai neatsispindi – čia savitojo aktyvumo kaita yra tolygi, o vertės yra artimos vidutinei. Šis skirtumas gali būti siejamas su radioaktyviaja dirvožemio tarša dėl vykdytų branduolinių bandymų, ^{137}Cs vertikaliuotu persiskirstymu dirvožemyje po užtaršos, o taip pat su natūraliomis biologinėmis medžio savybėmis – šaknų biomasės priklausomybė nuo medžio amžiaus bei maistinių medžiagų apykaita ankstyvuojau augalo augimo laikotarpiu. 1975–1978 metais abiejų tirtų pušų medienoje ^{137}Cs savitieji aktyvumai yra didesni už nustatytus vidutinius šio radionuklido savituosius aktyvumus šiuose medžiuose. Šis savitojo aktyvumo padidėjimas galėtų būti pagrįžiamas tuo, kad radioaktyvioji dirvožemio tarša (dėl branduolinių bandymų) persilinko į gilesnius dirvožemio sluoksnius, kuriuose tą momentą šaknų biomasė buvo didžiausia – t. y. pasireiškė antrinė užtarša per šaknų sistemą.

1989–1996 m. (7P), 1985–1989 m. laikotarpiais (8P) ^{137}Cs savitasis aktyvumas pušies medienoje yra padidėjęs, šis padidėjimas galėtų būti nulemtas atmosferinės užtaršos po ČAE avarijos, o taip pat antrinis radionuklidų patekimas per šaknų sistemą po šio incidento. 1969–1970 m. ir 1977–1978 m. (7P) bei 1975–1979 m. ir 1990–1995 m. (8P) padidėjusį ^{137}Cs savitąjį aktyvumą galėjo nulemti pirminė ir antrinė pušies užtarša po branduolinio ginklo bandymų (1975–1979 m.) bei po ČAE avarijos bei ^{137}Cs .

Nuo 1999 m. (7P) ir 1996 m. (8P) metais ^{137}Cs savitasis aktyvumas mažėja. Šis mažėjimas galėtų būti siejamas su lėtesniu augalo medžiagų įsisavinimu, o kartu ir tiriamąjo radionuklidų patekimu. Šio laikotarpio padidėjusi medžio ^{137}Cs radioaktyvioji užtarša sietina su 1986 m. įvykusia ČAE katastrofa. ^{137}Cs savitojo aktyvumo rievėse persilinkimas nuo 1986 m. gali būti paaiškinamas dviem veiksniais. Šiam radionuklidui yra būdingas radialus judris link medžio šerdies, todėl ir nustatyti didesni savitieji aktyvumai ankstesnėse nei 1986 m. rievėse. Kitas veiksnys, nulėmęs tai, jog šio radionuklido didesni savitieji aktyvumai nustatyti šiek tiek vėlesnėse rievėse, yra ^{137}Cs vertikali migracija dirvožemiu dėl kryptinės pernašos ir difuzijos procesų. Literatūroje yra minima, kad ^{137}Cs augalų įsisavinamas per šaknų sistemą praėjus tam tikram laikotarpiui, o efektyviausiai įsisavinama praėjus apie 9–15 metų po iškritų (Щерлов 2001). Šią mintį puikiai iliustruoja gauti tyrimo rezultatai – tiek 7P pušies, tiek 8P pušies medienoje 1995–1996 m. nustatytas ^{137}Cs ryškus padidėjimas, o vėlesniais metais kaita įgyja tolygų pasiskirstymo pobūdį.

^{40}K savitasis aktyvumas paprastosios pušies medienoje kinta tokiose ribose: nuo $8,8 \pm 0,4$ Bq/kg iki $115,4 \pm 34,0$ Bq/kg (7P pušis); nuo $5,4 \pm 0,4$ Bq/kg iki

109,8±29,2 Bq/kg (8P pušis). Vidutinis ^{40}K savitasis aktyvumas tirtų paprastųjų pušų medienoje yra – 40,4±12,2 Bq/kg (7P pušis) ir 29,4±9,3 Bq/kg (8P pušis).

Literatūroje minima, kad maistinių medžiagų, prie kurių priskirtinas ir kalis, pasiskirstymas medyje turėtų būti tolygus. ^{40}K savitųjų aktyvumų dinamika nėra tolygi, priešingai, galima išskirti laikotarpius, kurias šio radionuklido savitasis aktyvumas yra padidėjęs – t. y. didesnis arba artimas nustatytam vidutiniam ^{40}K savitajam aktyvumui, atitinkamai kiekvienai pušiai. Nuo 1957 m. iki 1960 m. 7P pušies medienoje šio radionuklido savitasis aktyvumas yra artimas nustatytam vidutiniam savitajam aktyvumui. Šis laikotarpis sutampa su medžio ankstyvuoju augimo laikotarpiu. Spartesnis maistinių medžiagų įsisavinimas, palankesnės augimo sąlygos, o galbūt susiklosčiusios hidrometeorologinės sąlygos lėmė tokią pasiskirstymą. 8P pušies augimo pradžioje ^{40}K savitųjų aktyvumų rievėse nenustatyta – stebimas pakankamai tolygus šio radionuklido pasiskirstymas medienoje. Nuo 1979 m. (7P pušiai) ir 1981 m. (8P pušiai) iki 1996 m. (7P pušiai) ir 1994 m. (8P pušiai) ^{40}K savitasis aktyvumas medienoje yra didesnis arba artimas nustatytam vidutiniam. Tikėtina, kad tokią kaitą galėjo nulemti bendresni veiksniai – t. y. būdingi tai augavietei, kurie buvo svarbesni nei individuali medžio biologinė būklė. Tokiu veiksniu galima įvardyti palankias medžio augimui sąlygas. Nuo 2001 m. abiejų šios augimvietės pušų medienoje ^{40}K savitojo aktyvumo kaita įgyja didėjimo tendenciją, tačiau 7P pušiai šis didėjimas yra spartesnis, nei 8P pušiai. Vertinat šias paprastasias pušis vizualiai kirtavietėje, buvo nustatyta, kad 8P tikėtina, kad yra pažeista grybinių ligų ir puvinių sukeltų ligų. Todėl galima daryti prielaidą, kad pastaraisiais metais ^{40}K įsisavinimui turėjo įtakos biologinė medžių būklė (pažaida).

3.11 paveiksle pateikiama ^{90}Sr savitųjų aktyvumų kaita paprastųjų pušų (*Pinus sylvestris* L.) Nr. 7 ir Nr. 8 rievėse.

3.11 pav. ^{90}Sr savitieji aktyvumai 7P ir 8P (Rūkainių augimvietės pušys) pušų medienoje

Fig. 3.11. ^{90}Sr specific activity in 7P and 8P (pines of Rūkainiai growing place) pinewood

Rūkainių augimvietėje augusių paprastųjų pušų rievėse nustatyti ^{90}Sr savitieji aktyvumai yra mažiausi iš visų tirtų augaviečių. Tačiau ir šiuose rezultatuose galima pastebėti panašų kaitos pobūdį – t. y. kaip ir Paaliosės, Alytaus augimvietėse šio radionuklido savitojo aktyvumo padidėjimus galima sieti su branduolinių bandymų pasekmėmis, o ties rievė, susiformavusia ČAE avarijos metais, nors ir yra nustatyti ^{90}Sr savitieji aktyvumai didesni nei vidutiniai (7P – $(0,6 \pm 0,1) \text{ Bq/kg}$, 8P – $(0,3 \pm 0,1) \text{ Bq/kg}$) per pušų augimo laikotarpius, jie nėra didžiausi. Šių paprastųjų pušų medienoje nustatyti vidutiniai bendrojo Ca kiekiai yra: $(49,5 \pm 2,5) \text{ mg Ca/kg}$ (7P) ir $(42,0 \pm 2,1) \text{ mg Ca/kg}$ (8P).

Ukmergės ir Stabatiškių augimvietės. 3.12 paveiksle pateikiami ^{137}Cs ir ^{40}K savitųjų aktyvumų eglų (1E ir 2E) medienoje.

3.12 pav. ^{137}Cs ir ^{40}K savitieji aktyvumai 1E (Stabatiškių augimvietė, a) ir 2E (Ukmergės augimvietė, b) eglų medienoje

Fig. 3.12. ^{137}Cs and ^{40}K specific activity in 1E (Stabatiškių growing place, a) and 2E(Ukmergė growing place, b) spruce wood

1E eglės medienoje didžiausi ^{137}Cs savitieji aktyvumai nustatyti 1984–1987 m. (vidutinis ^{137}Cs savitasis aktyvumas šiam laikotarpiui yra $(0,7 \pm 0,2) \text{ Bq/kg}$) ir 2006–2009 m. (vidutinis ^{137}Cs savitasis aktyvumas šiam laikotarpiui yra $(0,3 \pm 0,1) \text{ Bq/kg}$) rievėse, viso medžio augimo laikotarpiu nustaty-

tas vidutinis tuo tarpu per visą eglės augimo laikotarpį nustatytas vidutinis ^{137}Cs savitasis aktyvumas medienoje yra $(0,4 \pm 0,2)$ Bq/kg. Vidutinis ^{40}K savitasis aktyvumas šios eglės medienoje yra $(8,4 \pm 2,2)$ Bq/kg.

2E eglės medienoje didžiausi ^{137}Cs savitieji aktyvumai nustatyti 1987–1991 m. (vidutinis ^{137}Cs savitasis aktyvumas šiam laikotarpiui yra $(0,7 \pm 0,2)$ Bq/kg) ir 1995–1996 m. (vidutinis ^{137}Cs savitasis aktyvumas šiam laikotarpiui yra $(0,5 \pm 0,1)$ Bq/kg) rievėse, tuo tarpu per visą eglės augimo laikotarpį nustatytas vidutinis ^{137}Cs savitasis aktyvumas medienoje yra $(0,2 \pm 0,1)$ Bq/kg. Vidutinis ^{40}K savitasis aktyvumas šios eglės medienoje yra $(10,1 \pm 2,1)$ Bq/kg.

Kadangi šių augaviečių tiriamuosiuose medžiuose nustatytos mažos ^{137}Cs savitojo aktyvumo vertės, o atsižvelgus į pastebėtą tendenciją, jog Lietuvos teritorijoje augusiuose spygliuočiuose ^{90}Sr vidutiniškai 2–7 karto savitieji aktyvumai yra mažesni nei ^{137}Cs , buvo nuspręsta šiuose bandiniuose netirti ^{90}Sr .

^{137}Cs savitojo aktyvumo kaita medienoje, atsižvelgiant į pušies medžiagų įsisavinimą bręstant medžiui priklauso nuo jos augimo, vystymosi ir brendimo intensyvumo, – tai yra nuo maistinių medžiagų įsisavinimo intensyvumo, kuris priklauso nuo medžio amžiaus. Šį procesą lemia biomasės augimo tempas. 3.13 pav. pateikiami duomenys apie ^{137}Cs savitąjį aktyvumą pušies medienoje, įvertinus pataisais dėl biomasės kaitos koeficientą (y). ^{137}Cs pernaša atsižvelgiant į medžio biomasės ir šaknų prieaugį nustatoma pagal lygtį ($y = -0,0094t + 0,9797$ (Beinaravičius 2005)).

3.13 pav. ^{137}Cs savitasis aktyvumas 6P pušies (Paaliosė) medienoje, įvertinus pataisais koeficientą ($y = -0,0094t + 0,9797$), □ – radionuklido radialaus judrio rievėse pasekmė

Fig. 3.13. ^{137}Cs specific activity in 6P pinewood (Paaliosė) by correction coefficient ($y = -0,0094t + 0,9797$), □ – results of radionuclide radial migration

Atsižvelgus į pušies biomasės ir šaknų prieaugio poveikį radionuklidų įsisavinimui, pastebima, kad ^{137}Cs įsisavinimas pušies medienoje yra netolygus. ^{137}Cs savitojo aktyvumo pušies medienoje vertės kinta nuo $(0,5 \pm 0,1)$ Bq/kg iki

($32,8 \pm 7,8$) Bq/kg, o vidutinė vertė yra ($7,2 \pm 2,0$) Bq/kg. Pastebimi tam tikri periodai, kuriais ^{137}Cs savitieji aktyvumai pušies medienoje yra padidėję: 1953–1978 m. (pirminė užtarša dėl branduolinių bandymų), 1981–1988 m. (antrinė užtarša po branduolinio ginklo bandymų per medžio šaknis ir pirminė užtarša po ČAE avarijos iš oro), 1995–1996 m. (antrinė užtarša, dėl ČAE avarijos). Riešėse, suformuotose iki 1950 m. nustatytas ^{137}Cs savitasis aktyvumas yra kaip radia-
lauso radionuklido judrio tarp metų reivių pasekmė.

Kaip jau minėta, medyje radionuklidų kaupimosi sparta priklauso nuo augalo brandos (amžiaus), augimo sąlygų, radioaktyvios užtaršos. Paaliosios augimvietės pušies kamieno segmentų (tai yra kamieno bandinio, paimto 1 m. aukštyje nuo paklotės, 1–2 metų rievų apribota kamieno bandinio dalis) biomasės kaita pateikta 3.14 paveiksle.

3.14 pav. Kamieno segmentų biomasės kaita. Ištinė linija – biomasės ilgalaikės kaitos kreivė, | – žymi metus, kai medienos biomasė yra sumažėjusi

Fig. 3.14. Fluctuation of trunk segments biomass. Continuum line – curve of long – term fluctuation of biomass, | – years then biomass of wood is decreased

3.14. paveiksle pateiktoje medienos segmentų biomasės kaitoje stebimi biomasės augimo spartos padidėjimo periodai: 9–23 ir 55–63 pušies augimo metais. 23–53 pušies augimo metų laikotarpiu stebima sumažėjusi, tačiau tolygi biomasės augimo sparta. Biomasės kaitos laiko periodai abscisių ašyje atskirti vertikaliomis linijomis. Tokią biomasės augimo spartos kaitą galėjo sąlygoti susiklosčiusios palankios ar nepalankios klimatinės sąlygos, bei aplinkos užtarša. Eksperimentiškai yra nustatyta, kad 5–100 m. amžiaus pušies (*Pinus sylvestris* L.) biomasę galima aprašyti formule (Kuliešis ir kt. 1999):

$$B_p = 6,54 \cdot M - 11,86, \quad (3.1)$$

čia M – pušies amžius, m.; B_p – pušies biomasė, kg.

3.15 paveiksle pateikiami pušies kamieno biomasės kaitos rezultatai. Vertinant eksperimentinius duomenis pagal (Kuliešis ir kt. 1999) darbo metodiką,

apskaičiuotas pušies tūris ir, žinant jos kamieno tankį (820 kg/m^3), nustatoma kamieno medienos masė. Įvertinus kokią procentinę dalį sudaro vieno segmento masė nuo visų segmentų masės, priimta, kad tokią pat procentinę dalį sudarys ir rievės masė nuo viso medžio kamieno rievės masės. Pagal eksperimentinius duomenis įvertinta medienos biomasės sankaupos kaita pateikiama 3.15 paveikslo b dalyje.

a)

b)

3.15 pav. Medžio kamieno biomasės kaita pagal 3.1 formulę (a) ir pagal eksperimentinius duomenis (b). Ištininė linija – biomasės kaitos kreivė

Fig. 3.15. Fluctuation of trunk segments biomass by 3.1 formula (a) and by experimental data (b). Continuum line – curve of biomass fluctuation

Iš 3.15 paveiksle pateiktų duomenų matyti, kad eksperimentiniai biomasės kaitos duomenys skiriasi nuo duomenų, įvertintų pagal 3.1 formulę. Įvertinus biomasės sankaupos kaitą pagal eksperimentinius duomenis pastebima, kad šiuo atveju kaita nėra aprašoma tiesinė priklausomybė, jai būdinga laipsninė priklausomybė. Apytiksliai pušies 25–55 augimo metų periodu stebimas biomasės augimo spartos sumažėjimas. Tirtu atveju pušies 25–55 metų amžiaus periodas atitinka 1959–1990 m. laikotarpį. 1959–1992 m. laikotarpiu aplinkos komponentų

tai buvo veikiami radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės, kurie aplinkoje atsirado dėl branduolinio ginklo bandymų bei Černobylio atominės elektrinės avarijos. ^{137}Cs savitojo aktyvumo kaitos tendencijos – stebimi radionuklido savitojo aktyvumo padidėjimo periodai, kurie yra sietini su branduolinio ginklo bandymais (1945–1980) ir su Černobylio AE katastrofa (1986 m.). Sugretinus 3.13, 3.14 paveiksluose pateiktus biomasės kaitos duomenis su 3.7 paveiksle pateiktais ^{137}Cs savitojo aktyvumo medienoje duomenimis, pastebima, kad biomasės augimo spartos sumažėjimo metais (1959–1992 m.), šio radionuklido savitieji aktyvumai nors ir nebuvo didžiausi, tačiau jie siekė vidutiniškai 20,0 Bq/kg.

3.16 paveiksle pateikiama ^{137}Cs sankaupos medienoje kaita pagal metus, kuri gauta sumuojant kiekvienų metų rievėje esantį ^{137}Cs aktyvumą prie ankstesnių metų rievės ^{137}Cs aktyvumo. Nustatant visą aktyvumą pušies medienoje neatsižvelgiama į radioaktyvųjų skilimą.

3.16 pav. ^{137}Cs sankaupos medienoje kaita pagal metus. Ištininė linija – ^{137}Cs sankaupos kreivė, A – aktyvumas, Bq; M – metai, m.

Fig. 3.16. Fluctuation of ^{137}Cs accumulation by years. Continuum line – curve of ^{137}Cs accumulation ^{137}Cs , A – activity, Bq; M – year.

^{137}Cs sankaupos medienoje kaitai, kaip ir biomasės priaugio kaitai, yra būdinga ne tiesinė, o rodiklinė priklausomybė. Iš 3.16 paveiksle pateiktų ^{137}Cs sankaupos medienoje duomenų pastebime, kad šio radionuklido sankaupa yra proporcinga biomasės sankaupai – t. y. ^{137}Cs būdingas kaupiamasis efektas.

3.2.2. Kitų spygliuočio medžio sandų radioaktyvioji užtarša ^{137}Cs ir ^{90}Sr

3.17 paveiksle pateikiami paprastosios pušies (Paaliosios augimvietė) sandų radioaktyviosios užtaršos tyrimo rezultatai.

3.17 pav. Dirbtinės kilmės radionuklidai ir jų cheminiai analogai paprastosios pušies (Paaliosios augimvietė) sanduose

Fig. 3.17. Artificial radionuclide and their chemical analogs in Scots pine (growing place of Paaliose) elements

Paaliosios augimvietėje augusios pušies sanduose nustatytas didžiausias ^{137}Cs savitasis aktyvumas žievėje ($22,6 \pm 2,8$) Bq/kg, o mažiausias – besivalančių šakų liekanų bandinyje ($2,6 \pm 1,0$) Bq/kg. ^{40}K didžiausi savitieji aktyvumai nustatyti vidutinių šakų (436 ± 39) Bq/kg, besivalančių šakų liekanų (429 ± 40) Bq/kg ir medienos bandiniuose (266 ± 27) Bq/kg. Gauti tyrimų rezultatai patvirtina literatūroje gerai žinomą mintį, kad ^{137}Cs būdingas kaupiamasis efektas. Atsižvelgiant į gautus ^{40}K savitojo aktyvumo pušies sanduose rezultatus galima manyti, kad ir ^{40}K būdingas kaupiamasis efektas.

^{90}Sr Mažiausi savitieji aktyvumai nustatyti medienoje ($1,5 \pm 0,2$) Bq/kg, spygliuose ($2,2 \pm 0,5$) Bq/kg, šakose ($2,5 \pm 0,4$) Bq/kg). Ca koncentracijos paprastosios pušies sanduose yra artimos ($111,3 \pm 7,1$ mg(Ca)/kg), išskyrus šakas ($49,1 \pm 2,3$ mg(Ca)/kg).

^{137}Cs , ^{90}Sr savitojo aktyvumo tyrimo rezultatai kai kuriuose paprastosios pušies iš Alytaus augimvietės sanduose pateikiami 3.18 paveiksle.

3.18 pav. ^{137}Cs (a, pagal (Beinaravičius, 2005)) ir ^{90}Sr (b) savitieji aktyvumai kai kuriuose pušies (*Pinus sylvestris* L.) (1P Alytus) sanduose

Fig. 3.18. ^{137}Cs (a, by (Beinaravičius, 2005)) and ^{90}Sr (b) activity in Scots pine (1P Alytus) elements

Pagal gautus tyrimo rezultatus didžiausias ^{137}Cs savitasis aktyvumas nustatytas spygliuose ($15,38 \pm 0,10$) Bq/kg ir žievėje ($9,14 \pm 0,07$) Bq/kg. Apskaičiavus vidutinius savituosius aktyvumus medienoje, nustatyta, kad didžiausias yra bandiniuose iš kamieno vidurio ($1,51 \pm 0,15$) Bq/kg, o mažiausias – iš kamieno apačios ($0,49 \pm 0,11$) Bq/kg. Šios pušies spygliuose ^{90}Sr savitasis aktyvumas vidutiniškai 13,9 karto didesnis nei paprastosios pušies medienoje. Pastebima, jog 1 m nuo pušies kelmo ir 2/3 medžio kamieno aukščio esančiuose bandiniuose savitojo aktyvumo kaita labai panaši, tai galėjo įtakoti radionuklidų įsisavinimas per šaknis ir pernešimas spygliams bei viršutinėms šakoms. Vykstančių procesų aktyvumas labai priklauso nuo medžio užterštumo, apsivalymo procesų intensyvumo.

3.19 paveiksle pateikiami ^{137}Cs (a) ir ^{40}K (b) savitieji aktyvumai 7P pušies sanduose.

3.19 pav. ^{137}Cs (a) ir ^{40}K (b) savitieji aktyvumai 7P (Rūkainiai) pušies sanduose

Fig. 3.19. ^{137}Cs (a) and ^{40}K (b) activity in Scots pine (7P (Rūkainiai)) elements

Pagal 3.19 paveikslo duomenis pastebima, kad smulkiosiose šaknyse tiek ^{137}Cs , tiek ^{40}K yra nustatyti didžiausi savitieji aktyvumai. Šie rezultatai sietini su ^{137}Cs ir ^{40}K didesniais kiekiais dirvožemio, kuriame išsidėsčiusios smulkiosios medžio šaknys, sluoksnyje. Taip pat smulkiosios šaknys yra jauni augalo organai ir jų medžiagų apykaita intensyvesnė, o kartu ir radionuklidų patekimas. Vertinant visus savituosius aktyvumus 7P pušies sanduose, pastebima, kad ^{137}Cs savitasis aktyvumas medienoje yra artimas stambių šaknų medienoje nustatytam savitajam aktyvumui, ir kelis kartus yra mažesnis nei žievėje ar smulkiosiose šaknyse. ^{40}K savitasis aktyvumas medienoje yra artimas stambiosiose šaknyse nustatytam savitajam aktyvumui, ir kelis kartus mažesnis nei smulkiosiose ir vidutinėse šaknyse nustatytas savitasis aktyvumas.

3.3. Radionuklido cheminio analogo diskriminacijos įtakos radionuklidų pernašai iš dirvožemio į medį vertinimas

Radionuklodo cheminio analogo diskriminacijos įtaka radionuklidų pernašai vertinta pagal radionuklidų pernašos ir diskriminacijos koeficientus, apskaičiuotus pagal 2.8. poskyryje pateiktą vertinimo būdą.

3.3.1. Radionuklidų pernašos koeficientų kaita spygliuočių medienoje pagal metines rieves

Pagal 2.8. poskyryje pateiktą schemą įvertinta ^{137}Cs , ^{40}K , ^{90}Sr pernaša iš dirvožemio į medieną, rezultatai pateikiami 3.20 paveiksle.

b)

c)

3.20 pav. ^{137}Cs (a), ^{40}K (b), ^{90}Sr (c) pernašos iš dirvožemio į medieną koeficiento kaita
Fig. 3.20. Fluctuation of ^{137}Cs , ^{40}K , ^{90}Sr f transfer factor from soil to wood

Pagal ^{137}Cs pernašos į pušies medieną iš dirvožemio (0–25) cm sluoksnio koeficiento kaitos duomenis matome, kad jis kito nuo $0,0010 \pm 0,0003 \text{ m}^2/\text{kg}$ iki $0,041 \pm 0,011 \text{ m}^2/\text{kg}$, o vidutinė vertė – $0,011 \pm 0,003 \text{ m}^2/\text{kg}$. 1953–1966 m., 1969–1976 m., 1981–1988 m., 1995–1996 metais ^{137}Cs pernašos koeficiento vertės yra didesnės nei vidutinė. ^{137}Cs pernašos koeficiento verčių padidėjimai gali būti siejami su branduolinio ginklų pirmine (su atmosferos iškritomis gauta) ir antrine (per medžio šaknų sistemą) užtaršomis. Nuo 1986 m. cezio pernašos koeficiento verčių padidėjimai siejami su ČAE avarijos užtarša.

^{40}K pernašos koeficientas iš dirvožemio sluoksnio į medieną 1937–2004 m. laikotarpiu kito nuo $0,0010 \pm 0,0001 \text{ m}^2/\text{kg}$ iki $0,353 \pm 0,035 \text{ m}^2/\text{kg}$, o vidutinė vertė yra lygi $0,017 \pm 0,002 \text{ m}^2/\text{kg}$. ^{40}K pernašos koeficiento iš dirvožemio (0–25) cm sluoksnio į medieną kaita netolygaus pobūdžio. 1937–1944 m., 1963–1976 m., 1979–1986 m., 1989–1996 m., 2001–2004 m. laikotarpiais ^{40}K pernašos koeficiento vertės nustatytos didesnės nei vidutinė. Nuo 1989 metų stebimas pernašos koeficiento mažėjimas, nors jo vertės išlieka didesnės nei vidutinė.

^{90}Sr pernašos koeficientas iš dirvožemio sluoksnio į medieną 1949–2004 m. laikotarpiu kito nuo $0,0014 \pm 0,0001 \text{ m}^2/\text{kg}$ iki $0,0142 \pm 0,035 \text{ m}^2/\text{kg}$, o vidutinė vertė yra $0,0062 \pm 0,002 \text{ m}^2/\text{kg}$.

(Solecki and Chibowski 2002) darbe minima, kad ^{137}Cs pernašos iš dirvožemio į žolinius augalus koeficientai yra 2 kartus didesni nei ^{90}Sr pernašos koeficientai. Šioje disertacijoje įvertintas ^{137}Cs vidutinis pernašos iš dirvožemio į paprastosios pušies medieną koeficientas taip pat yra 2 kartus didesni nei ^{90}Sr pernašos koeficientai.

3.3.2. Radionuklidų cheminių analogų įtaka radionuklidų pernašai iš dirvožemio į spygliuotį medį

Mokslinėje literatūroje (Kirchner and Ehlken 2003, Solecki and Chibowski 2002 ir kt. darbai) yra žinomas cheminių analogų konkurencingumo migruojant sistemoje dirvožemis augalas reiškiny. Manoma, kad tarp radionuklido ir jo cheminio analogo santykio dirvožemyje ties šaknų sritimi ir patekimo į augalą yra tiesinis ryšys. Šis teiginys išanalizuotas 1.8. poskyryje.

Šiame disertaciniame darbe, norint įvertinti radionuklido cheminio analogo diskriminacijos įtaką radionuklido pernašai sistemoje „dirvožemis–medis“, pasirinktas (Solecki and Chibowski 2002) darbe pateiktas būdas, kuris aprašytas 1.8. poskyryje. 3.21 paveiksle pateikiami ^{137}Cs ir ^{90}Sr diskriminacijos koeficientai, lemiantys jų patekimą į medžio sandus. Diskriminacijos koeficientai įvertinti Paaliosės augimvietės paprastosios pušies sandams, pagal paskutinės rievės suformavimo metus.

3.21 pav. ^{137}Cs ir ^{90}Sr diskriminacijos koeficientai Paaliosės augimvietės paprastosios pušies sandams

Fig. 3.21. ^{137}Cs and ^{90}Sr discrimination coefficients by Scots pine elements from Paaliosė growing place

Nustatyti didžiausi ^{137}Cs diskriminacijos koeficientai paprastosios pušies žievei (12,2) ir stambioms šaknims (10,5). Kaip jau minėta, diskriminacijos koe-

ficientas apibūdina radionuklido ir jo cheminio analogo (nagrinėjamu atveju ^{137}Cs ir ^{40}K) patekimą iš dirvožemio į augalą. Gauti diskriminacijos koeficiento rezultatai stambioms šaknims patvirtina, jog šiame pušies sande ^{137}Cs pasiskirstymui ypatingą svarbą turi ^{40}K ir ^{137}Cs santykis dirvožemyje. Tačiau ^{137}Cs pernašos į žievę procesą lemia ne vien tik pernaša iš dirvožemio, čia svarus indėlis yra ir radionuklido patekimas iš atmosferos. Todėl tikėtina, kad ^{137}Cs diskriminacijos koeficientas paprastosios pušies žievei gautas didžiausias dėl šių ^{137}Cs patekimo priežasčių, be to gautas diskriminacijos koeficientas nevysiškai atspindi ^{40}K įtaką ^{137}Cs patekimui iš dirvožemio į žievę.

Didžiausios ^{90}Sr diskriminacijos koeficientų vertės nustatytos paprastosios pušies žievei, spygliams ir šaknims – t. y. tiems medžio sandams, kuriuose vyksta intensyvesnė medžiagų apykaita. Kai kuriems sandams, žievei ir spygliams, be radionuklidų patekimo iš dirvožemio su maistinėmis medžiagomis, labai svarbus kitas radionuklidų patekimo kelias – iš atmosferos, galbūt todėl ir gautos didesnės ^{90}Sr diskriminacijos koeficiento vertės.

Lyginant (Solecki and Chibowski 2002) analizuojamus diskriminacijos koeficientus į žolinius augalus su gautais disertaciniame darbe, galima pastebėti, kad abiem atvejais nustatyta didesnė diskriminacija ^{137}Cs , nei ^{90}Sr . 3.22 paveiksle pateikiama ^{137}Cs ir ^{90}Sr diskriminacijos koeficientų daugiamečių kaita metinėse Paaliosios augimvietės paprastosios pušies rievėse. Lyginant ^{137}Cs ir ^{90}Sr diskriminacijos koeficientus nustatyta, kad ^{137}Cs diskriminacijos koeficientai vidutiniškai yra dviem eilėmis didesni nei ^{90}Sr diskriminacijos koeficientai. Pastebėtas ir skirtingas diskriminacijos koeficientų pasiskirstymas metinėse rievėse, esančiose arčiau šerdies. ^{137}Cs diskriminacijos koeficientai link šerdies didėja ir yra 1,2–1,9 karto didesni nei vidutinis (1,1), o ^{90}Sr – išlieka artimi vidutiniam (0,006). Toks diskriminacijos koeficientų pasiskirstymas rievėse, esančiose arčiau šerdies, patvirtina mintį, jog plikasėkliuose, kuriems priskiriami spygliuočiai, ^{137}Cs yra radialiai judrus, o ^{90}Sr judris toks mažas, kad jį galima laikyti stabiliu spygliuočiuose.

b)

3.22 pav. ^{137}Cs ir ^{90}Sr diskriminacijos koeficientų daugiamečių kaita Paaliosios augimvietės paprastosios pušies medienoje

Fig. 3.22. Perennial fluctuation of ^{137}Cs , ^{90}Sr discrimination coefficients in Scots pine wood from Paaliosė growing place

Daugiametėje ^{137}Cs diskriminacijos koeficientų paprastosios pušies rievėse kaitoje galima išskirti du laikotarpius, kai diskriminacijos koeficientai yra didesni nei vidutiniai – t. y. nuo 1951 m. iki 1962 m. ir nuo 1991 m. iki 2004 m. Šiais periodais ^{137}Cs pernaša iš dirvožemio į medieną yra padidėjusi. Tokių daugiamečių diskriminacijos koeficientų pasiskirstymą galėjo lemti radioaktyvioji dirvožemio užtarša ceziumu. Nuo 1991 m. iki 2004 m. cezio pernašos iš dirvožemio į medieną galima sieti su antrine ČAE užtaršos galimybe per medžio šaknų sistemą, t. y. nuo 1951 m. iki 1962 m. – cezio pernaša į medieną iš dirvožemio, nulemta branduolinių sprogdinimų. Tačiau šios radioaktyvios dirvožemio užtaršos pasekmė turėtų atsirasti apytiksliai nuo 1955 metų. Gautus rezultatus šiuo periodu galime sieti su radialiuoju ^{137}Cs judriu link medžio šerdies, be to su intensyvesne jauno medžio medžiagų apykaita, o kartu ir didesne galimybe patekti į medieną ^{137}Cs .

^{90}Sr diskriminacijos koeficientų kaita yra tolygi – t. y. nėra žymių ^{90}Sr pernašos iš dirvožemio į medieną padidėjimų, nors 1961–1968 m., 1973–1988 m., 1997–2004 m. laikotarpiais nustatytos didesnės nei vidutinės vertės, kurias galima paaiškinti tuo, kad branduolinių sprogdinimų užtarša ^{90}Sr (1961–1968 m., 1973–1988 m. laikotarpiais) pasiekė tokių dirvožemio gylį, kuriame išsidėstę didelė pušies šaknyno biomasės dalis, o 1997–2004 m. laikotarpiui – ČAE katastrofos užtarša, kuri Lietuvos teritorijoje buvo nežymi – tik 1,1 karto didesnė nei prieš ČAE katastrofą, pasiekė tokių dirvožemio gylį, kuriame išsidėstę didelė pušies šaknyno biomasės dalis.

3.4. Pušų biologinio pažeistumo, klimatinių augimvietės sąlygų ir radionuklidų savitojo aktyvumo jų medienoje analizė

3.23 paveiksle pateikti pušies (*Pinus sylvestris* L.) (Paaliosios augimvietė) biologinio pažeistumo tyrimo rezultatų vaizdas.

Mycelia sterilia (*Heterobasidion annosum*) (6PAP 60–59) *Humicola grisea* Traaen (6PAP 72–71) *Penicillium* sp.

3.23 pav. Iš pušies kamieno medienos augančios kai kurių grybų kolonijos

Fig. 3.23. Some colony of fungus rising from pinewood

Ištyrus 33 medienos pavyzdžius (3 pakartojimais), iš 27 pavyzdžių išaugo grybų kolonijos (3.24 pav.). Pagal grybienos mikromorfologinius požymius tikėtina, kad medienos puvinio sukėlėjo – *Heterobasidion annosum* – grybiena išskirta tik iš vieno pavyzdžio – 59–60 metų rievėje. Gali būti, kad pasirinktas pušies medis buvo dar gana nežymiai šio grybo pažeistas. Visi kiti nustatyti grybai nepriskirtini tipinei vidinei pušies mikrobiotai. Daugelis jų nepriklauso tikriesiems fitopatogenams ar medienos puvinį sukėlėjams. Šių grybų pradai galėjo atsitiktinai patekti ruošiant ir transportuojant pavyzdžius bei, patekę į optimalias jų vystymuisi sąlygas, sudygti mitybinėje terpėje. Teigti, jog šie grybai yra pušies endofitai, būtų galima tik atlikus detalesnius ir metodiškai specifiskesnius tyrimus.

Vertinant pušies augimo klimatinės sąlygas, biologinį augalo pažeistumą grybinėmis ligomis ir radioaktyviosios užtaršos mastus, matyti, kad ^{137}Cs pernašą iš dirvožemio į medieną lėmė radioaktyvioji užtarša tiesiogiai iš oro per medžio spyglius, žievę ir šakas bei vėliau per medžio šaknis. Beveik visuose rievių mėginiuose, kuriuose buvo nustatyti padidėję ^{137}Cs savitieji aktyvumai, biologinio tyrimo metu buvo nustatyti grybai. Tačiau identifikuotos grybų rūšys nėra priskiriamos tipinei pušies mikrobiotai. Atsižvelgus į metinių rievės priaugio indeksų kaitą 1937–1997 m. laikotarpiu, buvo pastebėta, kad kai ^{137}Cs savitasis aktyvumas medienoje yra padidėjęs, MRPI yra vidutinis (98,91 %), arba jam artimas. 1956–1960, 1985–1986 m. – MRPI yra didesnis arba lygus vidutiniam t. y. gerų augimo sąlygų metai, tuo tarpu tais metais ^{137}Cs savitieji aktyvumai medienoje (6P pušies) yra artimi vidutiniam nustatytam savitajam aktyvumui – t. y. nėra ryškaus savitųjų aktyvumų verčių šuolio. 1951–1956 m. MRPI yra

daug mažesnis už vidutinį, tačiau savitasis ^{137}Cs aktyvumas pušyje šiuo laikotarpiu yra didesnis nei vidutinis nustatytas.

Analizuojant augimvietės klimatinį sąlygų ir biologinio augalo pažeistumo ligomis įtaką ^{40}K savitojo aktyvumo kaitai medienoje, pastebima, kad beveik visuose medienos mėginiuose (6P pušies), kuriuose buvo nustatytos padidėjusios ^{40}K savitojo aktyvumo vertės, yra nustatyta netipinė pušies mikrobiota. Ypač gerų augimo sąlygų laikotarpiais (1943–1948, 1959–1960, 1967–1968, 1985–1986, 1993–1994 m.) nustatytos ^{40}K savitojo aktyvumo vertės įgyja didėjimo tendenciją, tačiau jos nėra didžiausios. Didžiausios ^{40}K savitojo aktyvumo vertės nustatytos laikotarpiais kai MRPI yra mažesnis nei vidutinis tiriamuoju laikotarpiu (1937–1942, 1953–1954, 1979–1981 m.) arba artimas jam. Kalio įsisavinimas atvirkščiai priklauso nuo cezio įsisavinimo – t. y. kuo daugiau pušis pasisavino cezio, tuo mažiau įsisavino kalio. Šį pastebėjimą patvirtina ir nustatyti ^{40}K , ^{137}Cs savitieji aktyvumai medienoje įvairiais augalo augimo laikotarpiais. Galima teigti, kad pušies ^{40}K įsisavinimas priklauso nuo ^{137}Cs patekimo į augalą ir nuo augalo biologinio aktyvumo, kurį lemia jo branda.

3.24 paveiksle lyginami ^{137}Cs savitieji aktyvumas nepažeistos ir pažeistos grybinių ligų ir puvinių pušų sanduose.

3.24 pav. ^{137}Cs savitieji aktyvumai grybinių ligų ir puvinių nepažeistos (pagal Beinaravičius 2005) ir pažeistos pušų sanduose

Fig. 3.24. ^{137}Cs specific activity in pine (affected and not affected (by Beinaravičius 2005) fungus) elements

Iš 3.24 paveiksle patektų duomenų matyti, kad grybinių ligų ir puvinių nepažeistos pušies šaknyse ^{137}Cs savitasis aktyvumas yra didesnis, nei pažeistos pušies. Tuo tarpu pažeistos pušies žievėje ^{137}Cs savitasis aktyvumas yra didesnis nei nepažeistos.

3.25 paveiksle lyginami ^{137}Cs pernašos faktoriai į nepažeistos ir pažeistos grybinių ligų ir puvinių pušų medieną, atsižvelgiant į šaknų biomasės išsidėstymą.

3.25 pav. ^{137}Cs pernašos faktoriai į grybinių ligų ir puvinių nepažeistos (Beinaravičius 2005) ir pažeistos pušų medieną iš įvairių dirvožemio gylių, įvertinant šaknų pasiskirstymą dirvožemyje

Fig. 3.25. ^{137}Cs transfer factor to pinewood (affected and not affected (Beinaravičius 2005) fungous) by distribution tree root system

Vertinant 3.25 paveiksle pateiktus duomenis pastebima, kad ^{137}Cs didžiausias pernašos koeficientas iš į nepažeistos pušies medieną yra iš 15–20 cm dirvožemio sluoksnio, o grybinių ligų ir puvinių pažeistos pušies – iš 20–25 cm dirvožemio sluoksnio. Analizuojant pernašos koeficientų iš dirvožemio į medieną duomenis augimvietės užtarša yra eliminuojama, tačiau atsiranda kitas svarbus faktorius – pušies biologinis išsivystymas, augimvietės klimatinės sąlygos.

Apibendrinant galima pasakyti, kad augalų sugebėjimui kaupti radionuklidus turi įtakos šie svarbūs faktoriai: užtarša radionuklidais (tik dirbtinės kilmės radionuklidams), augimvietės klimatinės sąlygos ir biologinis augalo pažeistumas ligomis. Šių veiksnių įtaka yra kompleksinė, todėl yra sudėtinga analizuoti jų poveikį atskirai.

3.5. Trečiojo skyriaus išvados

1. ^{137}Cs savitieji aktyvumai dirvožemyje pagal atskirus gylius mažėja eksponentiškai, tačiau ties 10–15 cm gyliu nustatytas šio radionuklido savitojo aktyvumo padidėjimas (apie 2 kartus, lyginant su prieš tai buvusiu dirvožemio sluoksniu), kuris sietinas su radioaktyviaja dirvožemio užtarša.
2. ^{40}K savitasis aktyvumas dirvožemyje kinta tolygiai, t. y. nustatyti savitieji aktyvumai yra artimi vidutiniams, išskyrus 10–15 cm gylį, kuriame šio radionuklido savitasis aktyvumas sumažėja (apie 2 kartus, lyginant su prieš tai buvusiu dirvožemio sluoksniu), dėl galimos medžio šaknyno maistinių medžiagų įsiurbimo įtakos ir konkurencingumo ^{137}Cs .

3. ^{90}Sr savitasis aktyvumas nustatytas didžiausias 2–8 cm gylyje, gilesniuose dirvožemio sluoksniuose šio radionuklido savitasis aktyvumas mažėja eksponentiškai – rezultatai atspindi šio radionuklido vertikalų migravimo procesus.
4. ^{90}Sr cheminio analogo Ca didžiausios koncentracijos nustatytos iki 8 cm dirvožemio gylio, kituose sluoksniuose nustatyta šio elemento koncentracija vidutiniškai yra 5 kartus mažesnė – šiame sluoksnyje yra daugiausia žolinių augalų šaknų kiekis, kurios yra Ca šaltinis.
5. Dirbtinės kilmės radionuklidų (^{137}Cs ir ^{90}Sr) savitųjų aktyvumų kaita medienoje atspindi buvusią augaviečių radioaktyviąją užtaršą – aerozolinės iškritos branduolinių sprogdinimų laikotarpiais ir ČAE katastrofos metu (tik ^{137}Cs), antrinio radionuklidų patekimo per šaknų sistemą.
6. Dirbtinės kilmės radionuklidų (^{137}Cs ir ^{90}Sr) ir jų cheminių analogų atitinkamai ^{40}K savitojo aktyvumo ir Ca koncentracijos kaita spygliuočių medžių rievėse yra netolygi galbūt ją lėmė medžio biologinio vystymosi ypatumai.
7. Grybinių ligų ir puvinų pažeistos paprastosios pušies medienos prieaugio kaita yra netiesiška, ypač tais metais, kai nustatyti ^{137}Cs ir ^{90}Sr savitieji aktyvumai medžio rievėse yra artimi arba didesni nei vidutiniai.
8. Nustatyta didžiausia dirbtinės kilmės radionuklidų (^{137}Cs ir ^{90}Sr) pernaša iš dirvožemio į paprastosios pušies žievę bei šaknis, o mažiausia – į medieną.
9. Ištyrus ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{40}K pernašos koeficientus iš dirvožemio į paprastosios pušies medieną nustatyta, kad didžiausi yra ^{40}K ($0,017 \text{ m}^2/\text{kg}$), o mažiausi – ^{90}Sr ($0,006 \text{ m}^2/\text{kg}$).
10. Didžiausias skirtumas tarp diskriminacijos koeficientų, aprašančių radionuklidų (^{137}Cs ir ^{90}Sr) pernašą iš dirvožemio į medį, yra nustatyti vertinant pernašą iš dirvožemio į paprastosios pušies žievę.
11. ^{137}Cs diskriminacijos koeficiento kaita metinėse rievėse atspindi jo savybę radialiai migruoti link šerdies.

Radionuklidų sklaidos sistemoje „dirvožemis–spygliuotis medis“ modeliavimas

Šio tyrimo tikslas, pasitelkiant įvairius radionuklidų sklaidos modelius įvairiuose aplinkos komponentuose, įvertinti dirbtinės kilmės radionuklido ^{137}Cs pasiskirstymą sistemoje „dirvožemis–paprastoji pušis“.

Skyriaus tematika publikuoti straipsniai (Phytoremediation, 2009), (Pliopaitė Bataitienė ir Butkus 2009).

Atsižvelgiant į šio disertacinio darbo ketvirtą uždavinį, sudaroma radionuklidų sklaidos modeliavimo programa, kurios principinė schema bei pagrindiniai instrumentai pateikiami 4.1 paveiksle.

4.1 pav. Radionuklidų sklaidos modeliavimo uždavinio schema

Fig. 4.1. Scheme of radionuclides migration task

Poskyriuose 4.1.–4.4. aprašomi radionuklidų sklaidos modeliavimo uždavinio etapai, rezultatai.

4.1. Dirbtinės kilmės radionuklido ^{137}Cs vertikalios sklaidos dirvožemyje modeliavimas

^{137}Cs vertikalios sklaidos modeliavimas vykdomas pagal (1.10) formulę. 6P (Paaliosės augimvietė) pušies augimvietėje ^{137}Cs paviršinis tankis (5 cm gylyje) 1985 m. yra ne didesnis nei 10 Bq/kg. Žinoma, kad branduolinio ginklo bandymų ir ČAE avarijos užtaršos buvo „dėmėto“ pobūdžio, o užtaršos „dėmių“ pasiskirstymas iš šių užtaršų Lietuvos teritorijoje buvo apytiksliai tose pat teritorijose. Įvertinus tai, jog yra žinoma, kad tiriamos pušies augimvietė nepatenka į ČAE užtaršos dėmę, tačiau Vilniaus apskrities teritorijai yra būdingas didesnis užterštumas, todėl pasirinkta, kad tiriamosios pušies augimvietėje dirvožemio paviršinis tankis 1985 m. buvo lygus 4 Bq/kg. Iš eksperimentinių duomenų įvertinus pušies augimvietėje 5 cm dirvožemio sluoksnio tankį (836 kg/m^3) nustatomas tūrinis ^{137}Cs aktyvumas dirvožemyje 1985 m. (3344 Bq/m^3). 3344 Bq/m^3 – t. y. tūrinis aktyvumas dirvožemio 5 cm sluoksnyje 1985 m., kuris atsirado dėl 1961–1963 metais vykdytų branduolinių ginklų bandymų, virš 70 % visos branduolinio ginklo bandymo metu patirtos užtaršos. Todėl, norint nustatyti kokia buvo 1961–1963 m. branduolinių sprogdinimų užtarša sprendžiamas atvirkštinis uždavinys – t. y. žinant, kad $C_r(0,05;1961) = 3344 \text{ Bq/m}^3$, apskaičiuojamas $d(1961)$ – iškritų aktyvumo tankis, Bq/m^2 .

Išsprendus atvirkštinį uždavinį nustatyta, kad $Q(1961-1963) = 246 \text{ Bq/m}^2$. Pagal (Стыро, 1998) darbe pateiktus branduolinių sprogimų galingumus nustatyta, kad $Q(1955-1958) = 202 \text{ Bq/m}^2$. Modeliuojant dirbtinės kilmės radionuklido ^{137}Cs vertikalią sklaidą dirvožemyje priimta, kad buvo pagrindinės trys užtaršos: 1955–1988 m. (dėl branduolinių sprogdinimų), 1961–1963 m. (dėl branduolinių sprogdinimų), 1986 m. (dėl ČAE avarijos). Atliekami vertikalios ^{137}Cs sklaidos dirvožemyje skaičiavimai atskirai kiekvienam užtaršos laikotarpiui pagal (1.10) formulę. Matuojant ^{137}Cs tūrinį aktyvumą dirvožemyje yra įvertinami visi užtaršos periodai, todėl tikslinga ^{137}Cs sklaidos dirvožemyje modeliavimo rezultatus pateikti atsižvelgiant į visus užtaršos periodus – t. y. pateikti suminės užtaršos sklaidą 4.2 paveiksle.

a)

b)

4.2 pav. ^{137}Cs suminio tūrinio aktyvumo, kurį lėmė branduoliniai sprogdinimai ir ČAE avarija, kaita 1945–1983 m. (a) ir 1983–2003 m. (b) įvairiuose dirvožemio gyliuose
Fig. 4.2. Fluctuation of ^{137}Cs activity (Bq/m^3) in soil different deepth by nuclear testing and CHNPP accident in 1945–1983 y.(a) ir 1983–2003 y.(b)

4.2 paveiksle pateiktuose duomenyse atspindi užtaršos periodai: 1955–1958 m. ir 1961–1963 m. branduolinių sprogdinimų užtarša bei 1986 m.

ČAE užtarša. Iš pateiktų ^{137}Cs sklaidos dirvožemyje modeliavimo rezultatų galima padaryti išvadą, kad ČAE avarijos užtarša turėjo žymiai didesnę įtaką tiriamosios pušies augimvietės užtaršai nei branduolinio ginklo bandymų metu patirta užtarša. Įvykus ČAE avarijai tiriamosios pušies augimvietės dirvožemio tūrinis aktyvumas 0–2 cm gylyje yra 7,3 karto didesnis nei buvo didžiausias dėl branduolinio ginklo sprogdinimų.

4.3 paveiksle pateikiami ^{137}Cs užtaršos sklaidos dirvožemyje (6 P pušies augimvietė) ir tyrimo duomenys.

4.3 pav. ^{137}Cs savitojo aktyvumo kaita įvairiuose dirvožemio gyliuose

Fig. 4.3. Fluctuation of ^{137}Cs activity (Bq/kg) in soil different depth

Iš 4.3 paveiksle pateiktų rezultatų matome, kad ^{137}Cs modelinio savitojo aktyvumo kaita įvairiuose dirvožemio gyliuose 2004 m yra eksponentiškai mažėjanti. Tuo tarpu pagal eksperimentinius duomenis ^{137}Cs savitojo aktyvumo kaita yra mažėjanti, tačiau neeksponentiškai. Tokių tyrimo duomenų mažėjimo pobūdį galėjo lemti tai, kad ^{137}Cs savitasis aktyvumas buvo tirtas ne atvirame lauke, o po pušimi, kur yra žymi augalo šaknų įtaka. Vidutinis procentinis skirtumas tarp modeliavimo ir tyrimo rezultatų yra 35,6 % lyginant tyrimo duomenis su modeline ČAE užtarša ir 42,6 % lyginant tyrimo duomenis su modeline branduolinių sprogdinimų užtarša.

4.2. Dirbtinės kilmės radionuklidų sklaidos sistemoje „dirvožemis–pušies *Pinus sylvestris* L. mediena“ modeliavimas

^{137}Cs sklaidos sistemoje „dirvožemis–pušies *Pinus sylvestris* L. mediena“ modeliavimas atliekamas pagal 2 skyriuje aprašytą FORM modelį – scenarijų. ^{37}Cs savitasis aktyvumas medienoje įvertintas pagal 2.1–2.6, o ^{90}Sr – pagal 2.8–2.10 formules. Pernašos koeficientai įvertinti pagal eksperimentinius duomenis.

Pradiniai modeliavimo duomenys: $dt = 2\text{m}$, dirvožemio užtaršos vertės imtos iš ^{137}Cs migracijos dirvožemyje modeliavimo (3 skyrius), o pernašos koeficientas įvertintas pagal eksperimentinius duomenis. Pušies (*Pinus sylvestris* L.) pagrindinė šaknų masė (85 %) yra sutelkta 5–25 cm dirvožemio sluoksnyje. Todėl modeliuojant ^{137}Cs migraciją į pušies medieną, buvo vertinta 5–25 cm storio dirvožemio užtarša ^{137}Cs . Vertinant ^{137}Cs migraciją į pušies medieną atskirai buvo vertinami 1955–1958 m., 1961–1963 m., 1986 m. užtaršos periodai. Pagal ^{137}Cs savitąjį aktyvumą medienoje, kuris įvertintas pagal atskirus užtaršos laikotarpius, didžiausia įtaka medžiui turėtų būti dėl ČAE užtaršos. Kita vertus, augalas jau buvo brandaus amžiaus, todėl galbūt mažiau įsisavino cezio. Žinant atskirų užtaršos laikotarpių sąlygotą medienos užtaršą ^{137}Cs , nustatytas vidutinis pušies medienoje cezio savitasis aktyvumas. 4.4 paveiksle pateikiami ^{137}Cs savitojo aktyvumo medienoje tyrimo ir modeliavimo duomenys.

4.4 pav. ^{137}Cs savitasis aktyvumas paprastosios pušies medienoje

Fig. 4.4. ^{137}Cs activity (Bq/kg) in pinewood

Pagal 4.4 paveiksle pateiktus ^{137}Cs savitojo aktyvumo modelinio vertinimo duomenis, medienos užtarša atsiranda 1959–1960 m., tuo tarpu eksperimentiniuose duomenyse ji yra nuo 11 pušies augimo metų. Šį skirtumą lėmė, tai, kad modeliuojant pasirinkta, jog iki 1955 m. nebuvo jokios užtaršos ^{137}Cs , o radialus persiskirstymas medienoje neįvertintas. Taip pat galima pastebėti, kad modelinio vertinimo rezultatų ir tyrimo rezultatų kitimo pobūdis yra panašus. Vertinant ^{137}Cs savitąjį aktyvumą medienoje nustatyta, kad vidutinis procentinis skirtumas tarp tyrimo ir modelio rezultatų yra 32,6 %.

4.5 paveiksle pateikti Form modelio tyrimo rezultatai, kurie yra pritaikyti ^{90}Sr pasiskirstymo paprastosios pušies medienoje vertinimui.

4.5 pav. ^{90}Sr savitasis aktyvumas paprastosios pušies medienoje

Fig. 4.5. ^{90}Sr activity (Bq/kg) in pinewood

Vertinant 4.5 paveiksle pateiktus duomenis galima pastebėti, kad FORM modelio rezultatai ir laboratorinio tyrimo rezultatai yra artimi. Atlikus FORM modelio rekomenduojamus skaičiavimus ir papildžius juos pernašos iš dirvožemio į pušies medieną įvertinimu gauta, kad santykinė paklaida $\left(\frac{A_{\text{maks}} - A_{\text{min}}}{A_{\text{maks}}} \cdot 100\% \right)$ tarp tyrimo ir modelio kinta nuo 11 % iki 15 %, o vidutinė paklaida yra lygi 13 %. Pagal įvertintas santykinės paklaidas tarp tyrimo ir modelio rezultatų, galima daryti išvadą, kad FORM modelis tinka ^{90}Sr modeliavimui sistemoje „dirvožemis–medis“, jei jis yra papildomas ^{90}Sr pernašos iš dirvožemio į medieną koeficientų įvertinimu.

4.3. ^{137}Cs ir ^{90}Sr kaupimosi paprastosios pušies (*Pinus sylvestris* L.) medienoje vertinimas

Žvelgiant į medį kaip į gyvosios gamtos atstovą, naudinga įvertinti kokia yra šių radionuklidų aktyvumų kaupimo dinamika, bei pagal radionuklidų sancaupą medžiuose galima prognozuoti ne tik medžių, bet ir žmonių apšvitos jonizuojančiąja spinduliuote dinamika.

Radionuklidų kaupimuisi medyje vertinti naudotas modelis, pagrįstas šiomis pagrindinėmis prielaidomis: radionuklidų kaupimasis tiesiogiai proporcingas medžio biomasėi; medžio biomasės prieaugis vertinamas pagal FORM modelio siūlomą formulę.

Vertinant medžio sukaupą bendrą radionuklido kiekį per visą augimo laikotarpį, nustačius radionuklido savitąjį aktyvumą, neivertinamas radioaktyvusis suskilimas. Eksperimento metu nustatytose tiriamųjų radionuklidų savitųjų aktyvumų medienoje sekose išskiriami būdingieji periodai – juose savitieji aktyvumai turi tendenciją mažėti arba didėti. Išskirtiems būdingiesiems periodams su-

daromi ^{90}Sr ir ^{137}Cs savitųjų aktyvumų medienoje ir pušies biomasės prieaugio priklausomybės grafikai, pagal kuriuos nustatomos kreivės, apibūdinančios šį ryšį. Sumuojant integralines vertes, nustatomas bendras sukauptas ^{90}Sr ir ^{137}Cs aktyvumas medienoje (2.21 formulė).

Radionuklidų kaitos paprastosios pušies medienoje įvertinimui sudaromos matematinės išraiškos kiekvienam būdingajam periodui. Būdingasis periodas apibrėžiamas sudarius nustatyto radionuklido (^{90}Sr arba ^{137}Cs) savitojo aktyvumo metinėse rievėse priklausomybės nuo medienos prieaugio kreives. Formulėse įvertinamas radionuklidų radioaktyvusis suskilimas pagal būdinguosius periodus.

Rezultatų tikėtinos paklaidos įvertintos pagal formulę (Баранов и др. 1966):

$$\Delta A = 0,6745 \cdot \sqrt{N}, \quad (4.1)$$

čia ΔA – labiausiai tikėtina paklaida, %; N – tyrimo metu nustatytas radionuklido savitasis aktyvumas, Bq/kg.

Pagal modelio metodiką nustatyta, kad pušis (*Pinus sylvestris* L.) augdama 50 metų, t. y. nuo 1950–2000 m., sukaupė per visą augimo laikotarpį 551 ± 215 Bq (^{90}Sr) ir 12890 ± 1031 Bq (^{137}Cs). Tokius modeliavimo rezultatus galima būtų sieti su vyravusia paprastosios pušies augimvietėje radioaktyviaja užtarša – tiriamosios pušies augimvietėje prieš ČAE avariją pastebimas padidėjęs ^{137}Cs savitasis aktyvumas (12–26 Bq/kg). Po ČAE avarijos nustatyta, kad šioje augimvietėse radioaktyvioji užtarša ^{137}Cs yra padidėjusi (3700–7400 Bq/m²). ^{90}Sr užtarša po ČAE avarijos įvertinta nuo 550 iki 1300 Bq/m²; o natūraliame landšafte – iki 300 Bq/m².

4.6 paveiksle pateikiami radionuklidų kaupimosi pušyje tam tikrais periodais modeliavimo rezultatai.

4.6. pav. ^{90}Sr (a) ir ^{137}Cs (b) kaupimosi pušyje tam tikrais periodais modeliavimo rezultatai

Fig. 4.6. Results of ^{90}Sr (a) and ^{137}Cs (b) accumulation in pinewood

Didžiausią ^{90}Sr kiekį paprastoji pušis sukaupė 1950–1985 m. laikotarpiu t. y. $509 \pm 194 \text{ Bq}$. Analizuojant gautus ^{90}Sr kaupimo modeliavimo rezultatus pastebima, jog šio radionuklido kaupimasis medyje, įvertintas pagal tam tikrus periodus, kinta pagal eksponentinį dėsnį nuo 1950 m. iki 1985 m. Nuo 1985 m. radioaktyvioji vietovės užtarša, matyt, nebuvo tokia žymi, kaip ankstesniais laikotarpiais, todėl ir stebimas sukaupto ^{90}Sr kiekio mažėjimas. Šiuos rezultatus galima būtų pagrįsti tuo, kad jie būdingi tik šiai augavietei, kurios radioaktyvioji užtarša ^{90}Sr po Černobylio atominės elektrinės avarijos buvo nežymi. (Щерлов и Цветнова 2004) analizuojant daugiametę ^{90}Sr kaitą medžiuose, teigiama, kad ji yra kaupiamąjo pobūdžio. ^{90}Sr yra kaupiamas medienoje iki tam tikro lygio, vėliau stebima tam tikra šio radionuklido kiekio stabilizacija, po kurios seka kiekio mažėjimas, dėl radioaktyvaus suskilimo ir dėl negrįžtamos fiksacijos dirvožemyje.

Tiriamoji pušis pagal modeliavimo rezultatus daugiausia ^{137}Cs sukaupė 1950–2000 m. periodu. Tai patvirtina mintį, kad ^{137}Cs akumuliacijai medžiuose būdingas kaupiamasis efektas. Analizuojant gautus ^{137}Cs kaupimo rezultatus pastebėta, jog ^{137}Cs kaupimui, įvertintam pagal tam tikrus periodus, būdingas eksponentinis didėjimas. Tokias šių dirbtinės kilmės radionuklidų kaupimosi paprastosios pušies medienoje tendencijas galėjo nulemti tiriamųjų radionuklidų savybė (ne)migruoti radialiai link medžio šerdies bei pasirinkto tiriamojo medžio biologiniai ypatumai.

Reikia paminėti, kad norint įvertinti visą medžio sukaupimą radionuklido kiekį – t. y. ne tik kamieno medienoje, tikslinga į naudotas formules įvesti pataisos koeficientus, žinant, kad medžio mediena sudaro vidutiniškai 70 % medžio biomasės. Tačiau įvedant tokias pataisas reiktų atsižvelgti į tai, kad medžio skirtingi sandai turi nevienodas galimybes kaupiti radionuklidus, todėl tikslinga įvesti ne vieną bendrą pataisos koeficientą, įvertinantį medžio biomasės ypatumus, bet kelis, kurie padėtų įvertinti atskirų medžio sandų radionuklidų kaupimą.

4.4. Paprastosios pušies vidinės apšvitos vertinimas

Radionuklidai, skleidami jonizuojančiąją spinduliuotę, patekę į aplinką, veikia jos komponentus. Vienas iš tokių aplinkos komponentų yra medžiai. Radionuklidai juos, kaip, beje, ir gyvuosius organizmus, gali veikti dvejopai – iš išorės ir iš vidaus. Vidinė augalų apšvita yra nulemiama radionuklidų, skleidžiančių jonizuojančiąją spinduliuotę, kurie patenka į augalą per vandens indus kartu su maistinėmis medžiagomis ir mineralais. Augalai jautriai reaguoja į patiriamą apšvitą, kurią sukelia radionuklidų skleidžiama jonizuojančioji spinduliuotė. (Sazykina 2005) darbe autorė mini, jog slenkstinė dozės riba, nuo kurios stebimi deterministiniai efektai, yra apytiksliai 0,5–1,0 mGy/d, esant ilgalaikiam jonizuojančio-

sios spinduliuotės poveikiui, o esant 0,005–0,010 Gy/d nuolatiniam jonizuojančiosios spinduliuotės poveikiui, tai yra slenkstinė vertė, kuriai esant pasireiškia radiaciniai efektai, susiję su spygliuočių augimu, o patyrus 0,01–0,10 Gy/d dozę kyla didelis pavojus spygliuočiams medžiams. Jei ši dozė būtų didesnė nei 1,0 Gy/d spygliuočiai žūtų, o lapuočiams kiltų pavojus. Didesnė nei 60 Gy apšvita yra mirtina spygliuočiams.

Vertinant paprastųjų pušų nuolatinę vidinę apšvitą buvo naudojamos (1.3), (1.4) formulės. Taikant nurodytas formules naudotos šios radionuklidų gama konstantos: $^{137}\text{Cs} - 2,97 \cdot 10^{-16} \text{ Sv} \cdot \text{m}^2/\text{s} \cdot \text{Bq}$, $^{40}\text{K} - 6,39 \cdot 10^{-17} \text{ Sv} \cdot \text{m}^2/\text{s} \cdot \text{Bq}$.

Ištyrus Paaliosios augimvietėje augusią pušį nustatyti tokie vidutiniai tiriamų radionuklidų savitieji aktyvumai medienoje ties 1 m nuo paklotės: $15,9 \pm 4,5 \text{ Bq/kg}$ (^{137}Cs), $245 \pm 26 \text{ Bq/kg}$ (^{40}K). 4.7 paveiksle pateikiamos paprastosios pušies, augusios Vilniaus apskrityje, Paaliosės augimvietėje (kur vyraujantys dirvožemiai yra priemėliai) vidinių apšvitų vertės.

4.7 pav. 6P pušies vidutinė metinė apšvitos dozė sukelta ^{137}Cs ir ^{40}K skleidžiamos jonizuojančiosios spinduliuotės

Fig. 4.7. Annual mean internal dose from ^{137}Cs and ^{40}K ionizing radiation that had scotspine (6P)

Iš 4.7 paveiksle pateikiamų duomenų galima pastebėti, kad didžiausią vidinę apšvitą šiai pušiai nulėmė ^{40}K skleidžiama jonizuojančioji spinduliuotė, kurios vidutinė metinė vertė yra $2,5 \cdot 10^{-3} \text{ Gy}$. Dirbtinės kilmės ^{137}Cs skleidžiamos jonizuojančiosios spinduliuotės vidinė vidutinė apšvita beveik 6 kartus mažesnė nei ^{40}K , t. y. $0,4 \cdot 10^{-3} \text{ Gy}$ per metus. (Sazykina 2005) darbo autorė mini, jog esant 0,005–0,010 Gy/d (arba 1,8–3,6 Gy/metams) nuolatiniam jonizuojančiosios spinduliuotės poveikiui, tai yra slenkstinė vertė, kuriai esant pasireiškia biologiniai efektai, susiję su spygliuočių augimu. Todėl galima padaryti išvadą, kad

6P pušies vidinės apšvitos šių efektų nesukelia. Nors vidinė pušies apšvita dėl ^{40}K skleidžiamos jonizuojančiosios spinduliuotės yra didžiausia, visgi apšvita negali nulemti ir deterministinių efektų. Analizuojant vidinių apšvitų kaitą galima pastebėti, kad ji netolygi, jai būdingi periodai, kuriais apšvita padidėja. Tokių kaitos pobūdį nulėmė patekusių radionuklidų kiekiai. Dirbtinės kilmės radionuklidų patekimą nulėmė skirtingas užtaršos periodų bei radionuklidų patekimo į rieves mechanizmų buvimas (branduoliniai sprogdinimai, Černobylio katastrofa, radialus radionuklido persiskirstymas) ir antrinis patekimas per medžio šaknų sistemą.

Alytaus apskrityje augusios pušies (1P pušis) medienoje nustatyti tokie vidutiniai radionuklidų savitieji aktyvumai: $2,4 \pm 0,5$ Bq/kg (^{137}Cs), 162 ± 33 Bq/kg (^{40}K) 4.8 paveiksle pateikiama įvertintų šios pušies vidinės apšvitos kaita.

a)

b)

4.8 pav. 1P (Alytaus augimvietė) pušies vidutinė metinė apšvitos dozė sukelta ^{137}Cs (a), ^{40}K (a), ^{90}Sr (b)

Fig. 4.8. Annual mean internal dose of 1P (Alytus growing place) from ^{137}Cs (a), ^{40}K (a), ^{90}Sr (b) ionising radiation

Pagal 4.8 paveiksle pateiktus vidinės apšvitos vertinimo rezultatus galima pastebėti, kad didžiausią vidinę apšvitą ši pušis, kaip ir Vilniaus apskrityje augusioji, gavo dėl ^{40}K skleidžiamos jonizuojančiosios spinduliuotės, tačiau ji yra kelis kartus mažesnė – pastarosios vidutinė vertė yra $0,9 \cdot 10^{-3}$ Gy/metus. Dirbtinės kilmės ^{137}Cs skleidžiamos jonizuojančiosios spinduliuotės vidinė vidutinė apšvita mažesnė nei ^{40}K , t. y. $0,6 \cdot 10^{-4}$ Gy/metus. Vidutinė metinė vidinė apšvita dėl ^{90}Sr skleidžiamos spinduliuotės yra $0,6 \cdot 10^{-6}$ Gy/metus.

Paprastųjų pušų vidinė apšvita dėl patekusių radionuklidų skleidžiamos jonizuojančiosios spinduliuotės tiesiogiai proporcinga sukaupiamam atitinkamo radionuklido kiekiui, kuris priklauso nuo aplinkos užtaršos radionuklidu ir jo formos dirvožemyje. Vilniaus ir Alytaus apskrityse augusių paprastųjų pušų didžiausia vidinė apšvita susidarė dėl ^{40}K skleidžiamos jonizuojančiosios spinduliuotės. Pušų vidinės apšvitos nesukelia radiacinių efektų, tik Vilniaus apskrityje augusioji paprastosios pušies vidinė apšvita dėl ^{40}K skleidžiamos jonizuojančiosios spinduliuotės galėjo nulemti deterministinius efektus.

Vertinant paprastosios pušies vidinę apšvitą M. Buziny, L. Los, K. Shepelevich pasiūlytu būdu nustatyta, kad didžiausią vidinę apšvitą 6P pušis (Paaliosės augimvietė) gavo dėl ^{40}K skleidžiamos jonizuojančiosios spinduliuotės, kurios vidutinė vertė yra $2,3 \cdot 10^{-3}$ Gy/metus. Dėl dirbtinės kilmės ^{137}Cs radionuklido skleidžiamos jonizuojančiosios spinduliuotės vidinė vidutinė apšvita beveik 6 kartus mažesnė nei ^{40}K , t. y. $0,4 \cdot 10^{-3}$ Gy/metus. Todėl galima padaryti išvadą, kad šios pušies apšvitos biologinių efektų nesukelia. Tačiau dėl ^{40}K jonizuojančiojo poveikio gali pasireikšti deterministiniai efektai. 1P (Alytaus augimvietė) pušiai didžiausią vidinę apšvitą nulėmė, kaip ir Paaliosės augimvietėje, ^{40}K skleidžiama jonizuojančioji spinduliuotė, tačiau ji yra kelis kartus mažesnė – pastarosios vidutinė vertė yra $0,9 \cdot 10^{-3}$ Gy/metus. Dėl dirbtinės kilmės ^{137}Cs skleidžiamos jonizuojančiosios spinduliuotės vidinė vidutinė apšvita mažesnė nei ^{40}K , t. y. $0,6 \cdot 10^{-4}$ Gy/metus. Žvelgiant į gautas vidinės apšvitos vertes galima teigti, kad šios pušies apšvitos nesukelia nei deterministinių, nei biologinių efektų. Detali vidinių apšvitų kaitos analizė pateikta 3.4 poskyryje.

Modeliuojant medžių apšvitos sukeltą riziką išlaikyti būdingąsias medžio populiacijos dauginimosi savybes pasirinktas antras programos ERICA lygmuo, naudojant programoje įdiegtus pernašos iš dirvožemio į medį koeficientus, parinkus riziką medžiui $400 \mu\text{Gy/val.}$, kaip rekomenduojama pasaulio mokslininkų publikacijose, bei imant didžiausias nustatytas ^{137}Cs savitojo aktyvumo vertes dirvožemyje kiekvienam iš nagrinėjamų medžių, t. y. imant didžiausią nustatytą ^{137}Cs aktyvumo vertę bet kuriame iš tirtų vertikalių sluoksnių, taikant prielaidą, kad medžio šaknynui šis dirvožemio sluoksnis yra pilnai prieinamas. Tokiu būdu modeliuojant, gaunamos didžiausios įmanomos rizikos vertės, kurios gali susidaryti dėl ^{137}Cs savitojo aktyvumo dirvožemyje, kuriame medis auga. Toks modeliavimas atliktas Paaliosios paprastajai pušiai. Pagal šio modelio rezultatus šios

pušies vidinė apšvita bus $8,2 \cdot 10^{-3} \mu\text{Gy/h}$ – medis dėl ^{137}Cs skleidžiamos jonizuojančiosios spinduliuotės neturėtų patirti biologinių efektų. Taip pat ši programa leidžia vertinti ir išorinę apšvitą. Tiriamuoju atveju ji būtų – $1,4 \cdot 10^{-2} \mu\text{Gy/h}$.

4.5. Ketvirtojo skyriaus išvados

1. ^{137}Cs vertikali sklaida dirvožemyje įvertinta pagal radionuklidų difuzijos dirvožemyje lygties sprendinį. Gauti modeliavimo rezultatai nuo tyrimo rezultatų vidutiniškai skiriasi 35,6 %.
2. FORM modelį, skirtą ^{137}Cs sklaidai sistemoje „dirvožemis–spygliuotis“ modeliuoti, galima taikyti ^{90}Sr pernašai iš dirvožemio į spygliuotį vertinimui, vidutinis skirtumas tarp modeliavimo ir tyrimo rezultatų yra 13 %.
3. Atlikus ^{137}Cs ir ^{90}Sr kaupimosi paprastoje pušyje modeliavimą, nustatyta, kad ^{137}Cs kaupimasis vyksta pagal eksponentinį dėsnį, o ^{90}Sr kaupimasis yra eksponentinis tik iki 1985 m, vėlesniu laikotarpiu stebimas kaupimosi mažėjimas, kurį galėjo lemti Lietuvos radioaktyviosios ^{90}Sr užtaršos ypatumai po ČAE katastrofos – vidutiniškai Lietuvos teritorijoje šio radionuklido savitasis aktyvumas padidėjo 1,1 karto.
4. Tirtose augimvietėse paprastųjų pušų vidutinę metinę vidinę apšvitą nulemia gamtinės kilmės radionuklidas – ^{40}K ($2,3 \cdot 10^{-3} \text{ Gy}$ Paaliosės augimvietė, $0,9 \cdot 10^{-3} \text{ Gy}$ Alytaus augimvietė).
5. Tikėtina, kad nustatytos didžiausios vidutinės metinės vidinės apšvitos vertės paprastajai pušiai nesukels biologinių efektų, kurie gali atsirasti esant vidutinei metinei vidinei apšvitai 1,8–3,6 Gy.

^{137}Cs kaupimosi paprastojoje pušyje (*Pinus sylvestris* L.) analizės inžineriniai – technologiniai sprendimai

Aplinkos užtarša ^{137}Cs atsispindi dendrochronologinėse sekose. Šiame skyriuje siūlomas metodas ^{137}Cs kaupimosi metinėse paprastosios pušies (*Pinus sylvestris* L.) rievėse tirti, pagal jo pasiskirstymo dirvožemyje po medžio laja gama spektrometrinės analizės duomenis.

Šių tyrimų tikslas sukurti metodiką, kuri leistų įvertinti ^{137}Cs pasiskirstymą medyje – paprastojoje pušyje – pagal šio radionuklido pasiskirstymą įvairiuose dirvožemio sluoksniuose, o svarbiausia – nenukertant tiriamojo objekto – pušies.

Skyriaus tematika parengta patentinė paraiška.

5.1. Radioaktyviosios užtaršos retrospektyvinės analizės metodas

Norint įvertinti ^{137}Cs pasiskirstymą paprastosios pušies (*Pinus sylvestris* L.) metinėse rievėse priimama, kad:

- ^{40}K (^{137}Cs cheminis analogas) dirvožemyje yra pasiskirstęs homogeniškai.
- ^{137}Cs vienodai pasiskirstęs dirvožemyje po medžio laja pagal pasaulio šalis. Dirvožemio bandiniai imti 1 m atstumu nuo kamieno.
- ^{137}Cs vertikalus pasiskirstymas dirvožemyje nustatomas eksperimentiškai tiriamaisiais metais.
- ^{137}Cs vertikalus pasiskirstymas dirvožemyje prieš tai buvusiais metais įvertinamas teoriškai, pagal ^{137}Cs difuzijos ir kryptinės pernašos lygties (1.9 formulė) sprendinį (1.10 formulė).
- Apie 80 % ^{137}Cs į medį patenka per šaknų sistemą (Malek et al. 2000). ^{137}Cs efektyviausiai įsisavina praėjus apie 9–15 metų po iškritų (Щерлов 2001). (Beinaravičius 2005) darbe teigiama, kad iš 0–5 cm dirvožemio gylio ^{137}Cs nežymiai patenka į augančios pušies medieną, tuo tarpu aktyviausiai ^{137}Cs pernaša yra iš 15–20 cm dirvožemio gylio. Pastarajame šaltinyje pateikiamas pušies šaknų išsidėstymas dirvožemio vertikalėje: 0–5 cm gylyje 5 %; 5–10 cm – 16,7 %; 10–15 cm – 21,7 %; 15–20 cm – 28,3 %; 20–25 cm – 21,7 %; 25–30 cm – 10,0 %.
- Pagal eksperimentinius duomenis įvertinus ^{137}Cs ir ^{40}K savitųjų aktyvumų santykius dirvožemyje ir medienoje nustatomas cheminių analogų konkurencingumo koeficientas Z , kuris yra lygus:

$$Z = \left(\frac{A(\text{Cs})}{A(\text{K})} \right)_d \cdot \left(\frac{A(\text{K})}{A(\text{Cs})} \right)_m, \quad (5.1)$$

čia $A(\text{Cs})_d$ – ^{137}Cs savitasis aktyvumas dirvožemyje tam tikrais metais, Bq/kg; $A(\text{Cs})_m$ – ^{137}Cs savitasis aktyvumas metinėje rievėje, įvertinus radioaktyvųjį suskilimą, Bq/kg; $A(\text{K})_d$ – ^{40}K savitasis aktyvumas dirvožemyje, Bq/kg; $A(\text{K})_m$ – ^{40}K savitasis aktyvumas metinėje rievėje, Bq/kg.

- Nustatomas ^{40}K santykinio pasiskirstymo koeficientas L , nusakantis vidutinį santykį ^{40}K saviojo aktyvumo dirvožemyje ir medienoje:

$$L = \frac{A(K_d)}{A(K_m)}. \quad (5.2)$$

13. Atsižvelgiant į nustatytus koeficientus Z ir L , į radionuklido įsisavinimo efektyvumą iš skirtingų dirvožemio gylių, ^{137}Cs savitasis aktyvumas paskutinėje suformuotoje medžio rievėje nustatomas pagal formulę:

$$A(Cs)_m = \sum X_i \frac{A(Cs)_{d,i}}{Z_i L_{vid}}, \quad (5.3)$$

čia X_i – koeficientas, įvertinantis medžio šaknų vertikalų išsidėstymą; $A(Cs)_{d,i}$ – ^{137}Cs savitasis aktyvumas tam tikruose dirvožemio gyliuose tiriamaisiais metais, Bq/kg; L_{vid} – koeficientas, nusakantis vidutinį santykį ^{40}K saviojo aktyvumo dirvožemyje ir medienoje; Z_i – koeficientas, įvertinantis ^{137}Cs ir ^{40}K savitųjų aktyvumų santykius dirvožemyje ir medienoje, skirtas tam tikram dirvožemio gyliui.

5.3 formulėje, vertinančioje ^{137}Cs kiekį medienoje, atmetamos dedamosios, kurios aprašo ^{137}Cs patekimą iš sluoksnių, gilesnių nei 15 cm dirvožemio, kadangi šiuose sluoksniuose pastarojo radionuklido kiekiai yra nedideli. 5.1 lentelėje pateikiami eksperimentiniai ir modeliniai tyrimo duomenys.

5.1 lentelė. ^{137}Cs kiekis dirvožemio vertikalėje

Table 5.1. ^{137}Cs in soil by dept

Dirvožemio gylis, cm	^{137}Cs kiekis, lyginant su viršutiniu sluoksniu, kuriame nustatytas didžiausias savitasis aktyvumas, dirvožemyje % (Modelis pagal ^{137}Cs difuzijos ir kryptinės pernašos lygties (1.9 formulė) sprendinį (1.10 formulė))	^{137}Cs kiekis, lyginant su viršutiniu sluoksniu, kuriame nustatytas didžiausias savitasis aktyvumas, dirvožemyje % (Eksperimentas)
0–2	29,45	59,87
2–4	34,52	19,74
4–6	22,34	5,08
6–8	9,05	4,66
8–10	2,89	3,35
10–15	1,61	6,23
15–20	0,12	0,03
20–25	< 0,01	< 0,03
25–30	< 0,01	< 0,03

Atsižvelgiant į 5.1 lentelėje pateikiamus duomenis, ^{137}Cs savitasis aktyvumas paskutinėje suformuotoje medžio rievėje nustatomas pagal formulę:

$$A(\text{Cs})_m = \sum X_i \frac{A(\text{Cs})_{d,i}}{Z_i L_{\text{vid}}} = \frac{1}{L_{\text{vid}}} \cdot \left(\frac{X_{0-2} \cdot A(\text{Cs})_{0-2}}{Z_{0-2}} + \frac{X_{2-4} \cdot A(\text{Cs})_{2-4}}{Z_{2-4}} + \frac{X_{4-6} \cdot A(\text{Cs})_{4-6}}{Z_{4-6}} + \right. \\ \left. + \frac{X_{6-8} \cdot A(\text{Cs})_{6-8}}{Z_{6-8}} + \frac{X_{8-10} \cdot A(\text{Cs})_{8-10}}{Z_{8-10}} + \frac{X_{10-15} \cdot A(\text{Cs})_{10-15}}{Z_{10-15}} \right), \quad (5.4)$$

čia $X_{0-2, 2-4, 4-6, 6-8, 8-10, 10-15}$ – koeficientas, įvertinantis medžio šaknų vertikalių išsidėstymą 0–2, 2–4, 4–6, 6–8, 8–10, 10–15 cm dirvožemio gyliuose; $Z_{0-2, 2-4, 4-6, 6-8, 8-10, 10-15}$ – koeficientas, įvertinantis ^{137}Cs ir ^{40}K savitųjų aktyvumų santykius dirvožemyje ir medienoje, 0–2, 2–4, 4–6, 6–8, 8–10, 10–15 cm dirvožemio gyliuose.

Koeficientas L_{vid} , nusakantis ^{40}K santykį dirvožemyje ir medienoje, atsižvelgiant į tiriamąsias pušų augavietes, pateikiamas 5.2 lentelėje.

5.2 lentelė. Koeficiento L_{vid} vertės priemėlio dirvožemiui iš skirtingų augaviečių

Table 5.2. Value of coefficient L_{vid} in sandy loam by different growing place

L_{vid}	6P	1P	2GP	7P	8P
	1,72	2,90	1,76	2,98	2,53
Dirvožemio pH	4,7	4,0	4,4	4,2	4,2
Smėlis, %	95	91	94	90	90
Molis, %	2	2	3	3	3

Taikant siūlomą radioaktyviosios užtaršos retrospektyvinės analizės metodą L_{vid} nustatomas 2,10, jei dirvožemio pH yra 4,0–4,7 bei vyraujanti dirvožemio frakcija yra smėlis (> nei 90 %).

Koeficientas Z , įvertinantis ^{137}Cs ir ^{40}K santykių dirvožemyje ir medyje santykį, pagal dirvožemio gylius paskutinei medžio suformuotai rievėi, pateikiamas 5.3 lentelėje.

5.3 lentelė. Koeficiento Z vertės

Table 5.3. Value of coefficient Z

Gylis, cm	0–2	2–4	4–6	6–8	8–10	10–15	15–20
Z	6,01	7,05	4,56	1,85	0,59	0,33	0,03

Pagal (5.4) formulę įvertinus ^{137}Cs savitąjį aktyvumą paskutinėje suformuotoje medžio rievėje, nustatomi kokie savitieji aktyvumai yra ankstesniais metais suformuotose medžio rievėse. 5.1 paveiksle pateikiama medžio amžiaus priklausomybė nuo koeficiento, apibūdinančio santykį ^{137}Cs savitojo aktyvumo paskutinėje rievėje (A_r) ir prieš tai suformuotose rievėse ($A_{(r-n)}$, čia $n = 1 \dots n$).

5.1 pav. Medžio amžiaus priklausomybė nuo koeficiento, apibūdinančio santykį ^{137}Cs savitojo aktyvumo paskutinėje rievėje (A_r) ir prieš tai suformuotų rievų ($A_{(r-n)}$, čia $n = 1 \dots n$)

Fig. 5.1. Relation between tree age and coefficient, which is rate of ^{137}Cs activity in last tree ring (A_r) and before forming tree ring ($A_{(r-n)}$, $n = 1 \dots n$)

Rievėms, suformuotoms iki 2005 metų, koeficientas, apibūdinantis ^{137}Cs savitojo aktyvumo paskutinėje rievėje (A_r) ir prieš tai suformuotose rievėse ($A_{(r-n)}$) santykį, įvertinamas pagal tokią eksperimentiškai gautą formulę:

$$A_{(r-n)}/A_r = 7 \cdot 10^{-7} \cdot r^6 - 6 \cdot 10^{-5} \cdot r^5 + 0,0022 \cdot r^4 - 0,0381 \cdot r^3 + 0,2971 \cdot r^2 - 0,7523 \cdot r + 0,8522, \quad (5.5)$$

čia A_r – ^{137}Cs savitasis aktyvumas paskutinėje rievėje, Bq/kg; $A_{(r-n)}$ – ^{137}Cs savitasis aktyvumas prieš tai suformuotose rievėse, čia $n = 1 \dots n$, Bq/kg; r – medžio augimo metai.

Rievėms, suformuotoms nuo 2005 (šiuo atveju atitinka 70 medžio augimo metų) metų medžio amžiaus priklausomybė nuo koeficiento, apibūdinančio santykį ^{137}Cs savitojo aktyvumo paskutinėje rievėje (A_r) ir prieš tai suformuotoje rievėje ($A_{(r-n)}$, kur $n = 1 \dots n$) nustatomas pagal formulę:

$$A_{(r-n)}/A_r = 0,0428 \cdot r + 0,9338, \quad (5.6)$$

čia $A_r - ^{137}\text{Cs}$ savitasis aktyvumas paskutinėje rievėje, Bq/kg; $A_{(r-n)} - ^{137}\text{Cs}$ savitasis aktyvumas prieš tai suformuotoje rievėje, čia $n = 1...n$, Bq/kg; r – medžio augimo metai.

Žinant koeficiento, apibūdinančio ^{137}Cs savitojo aktyvumo paskutinėje rievėje (A_r) ir prieš tai suformuotose rievėse ($A_{(r-n)}$, čia $n = 1...n$) santykį ^{137}Cs savitojo aktyvumo vertės rievėje nustatomas pagal formulę:

$$A(\text{Cs})_r = A(\text{Cs})_m \cdot \left(\frac{A_{r-n}}{A_r} \right), \quad (5.7)$$

čia $A(\text{Cs})_r - ^{137}\text{Cs}$ savitasis aktyvumas bet kurioje rievėje, Bq/kg; $A(\text{Cs})_m - ^{137}\text{Cs}$ savitasis aktyvumas paskutinėje suformuotoje rievėje, įvertintas pagal 4.4 formulę, Bq/kg; $\left(\frac{A_{r-n}}{A_r} \right)$ – koeficientas, apibūdinantis ^{137}Cs savitojo aktyvumo pasku-

tinėje rievėje (A_r) ir prieš tai suformuotų rievių ($A_{(r-n)}$, kur $n = 1...n$), santykį, kuris nustatomas iš 5.1 paveikslo.

Galima pastebėti, kad 5.1. paveiksle pateikiamų ^{137}Cs savitojo aktyvumo skirtingose rievėse santykių ir medžio amžiaus priklausomybės kreivių pobūdžiai yra skirtingi. Nuo 2005 m (70 pušies augimo metai) priklausomybės pobūdį nulėmė tokie veiksniai, kaip buvusios radioaktyviosios atmosferos taršos dėl branduolinių bandymų bei branduolinių įrenginių avarijų, vertikali ^{137}Cs sklaida dirvožemyje ir įtaka augančiam augalui. ^{137}Cs savitojo aktyvumo santykio paskutinėje rievėje (A_r) ir prieš tai suformuotose rievėse ($A_{(r-n)}$ čia $n = 1...n$) priklausomybė nuo medžio amžiaus kai rievės suformuotos po 2005 m yra nežymiai kylančios tiesės pobūdžio. Toks kitimas atitinka prielaidą, kad po 2005 metų žymios papildomos atmosferos radioaktyviosios taršos nėra, o medžio radioaktyvios taršos pagrindinis šaltinis – radionuklidai esantys dirvožemyje. Šiuo metu ^{137}Cs didžiausi savitieji aktyvumai nustatomi 5 cm dirvožemio sluoksnyje. Apytiksliai po 40 metų šis radionuklidas turėtų pasiekti medžio pagrindinę šaknų biomasę. Žinant, kad ^{137}Cs $T_{0,5} = 30$ metų, savitasis aktyvumas šio radionuklido per tą laiką sumažės 2,5 karto. Taip pat dirvožemyje vyksta ne tik vertikali migracija žemyn, bet ir horizontalus persiskirstymas bei dirvožemio remediacija dėl kitų žemesnės klasės augalų veiklos.

5.2. Radioaktyviosios užtaršos retrospektyvinės analizės metodo taikymo pavyzdys

Siūlomo metodo ^{137}Cs kaupimosi metinėse paprastosios pušies (*Pinus sylvestris* L.) rievėse tirti, pagal jo pasiskirstymo dirvožemyje po medžio laja gama spektrometrinės analizės duomenis seka bei palyginimas su tradicine retrospektyvinės radiotaršos rievėse gama spektrometrinės analizės seka pateikiamas 5.2 paveiksle.

5.2 pav. Radioaktyviosios užtaršos retrospektyvinės analizės metodų palyginimas

Fig. 5.2. Comparison of analysis methods retrospective radioactive pollution

Pasirinkus siūlomą būdą sutaupomas laikas, skirtas dokumentacijos, kirtimo darbų, medžio bandinių paruošimui bei tyrimui. Be to, išsaugomas medis. Toliau pateikiamas siūlomo būdo praktinio pritaikymo pavyzdys.

Paaliosios augimvietėje bandinių surinkimo metais (2004 m.) nustatytas ^{137}Cs savitasis aktyvumas dirvožemio gylyje pateikiamas 3.1 paveiksle. Pasinaudojus 5.2 ir 5.3 lentelėse pateikiamais duomenimis, pagal 5.4 formulę gaunama, kad paskutinėje suformuotoje rievėje yra 8,8 Bq/kg. Eksperimento metu nustatyta, kad šioje rievėje ^{137}Cs savitasis aktyvumas yra 9,3 Bq/kg. Skirtumas tarp eksperimento rezultato ir siūlomo tyrimo metodo rezultato, išreikštas procentais, yra 5,4 %. Analogiškai atlikti radioaktyviosios užtaršos retrospektyvinės analizės metodo pritaikymo skaičiavimai ir kitų tyrėjų analizuotoms paprastosioms pušims. Skaičiavimo rezultatai pateikiami 5.4 lentelėje.

5.4 lentelė. ^{137}Cs savitasis aktyvumas (SA) paskutinėje suformuotoje medžio rievėje nustatytas pagal (5.4) formulę

Table 5.4. ^{137}Cs activity (Bq/kg) in last tree ring by (5.4) formula

Augimvietė	Paa-liosės	Aly-taus	Kai-rių	Gai-žiūnų	Rūkainių	
^{137}Cs SA pagal siūlomą metodą	9,3	2,3	2,7	1,3	1,0	0,5
^{137}Cs SA pagal eksperimentą	8,8	2,2	2,9	1,2	0,9	0,6
Skirtumas (%) tarp siūlomo metodo ir eksperimento rezultatų	5,4	4,3	6,9	7,7	10,0	16,7

Skirtumas tarp siūlomo metodo ir tyrimo rezultatų kinta nuo 4,6 % iki 16,7 %. Gautas skirtumas leidžia teigti, jog siūlomas radioaktyviosios užtaršos retrospektyvinės analizės metodas, skirtas tirti radioaktyviąją aplinkos užtaršą paprastosios pušies (*Pinus sylvestris* L.) metinių rievžių sekoje, yra tinkamas.

^{137}Cs savitieji aktyvumai ankstesniais metais suformuotose medžio rievėse nustatyti pasinaudojant 5.1 paveiksle pateikiamais duomenimis bei 5.7 formule, pateikiami 5.3 paveiksle.

b)

c)

5.3 pav. ^{137}Cs savitieji aktyvumai ankstesniais metais suformuotose medžio rievėse pagal siūlomą metodą ir eksperimentą: a – Paaliosės augimvietė 6P pušis; b – Rūkainių augimvietė, 7P pušis; c – Rūkainių augimvietė, 8P pušis

Fig. 5.3. ^{137}Cs activity in tree rings by suggested method and investigation: a) – Paaliosė growing place 6P pine, b) – Rūkainiai growing place 7P pine, c) – Rūkainiai growing place 8P pine

Žvelgiant į 5.3 pateiktus duomenis pastebima, kad daugeliu atveju siūlomo metodo ir tyrimo rezultatai skiriasi nedaug:

- 6P pušies atveju procentinis skirtumas tarp modelio ir tyrimo rezultato kinta nuo 3,0 % iki 37,9 %, o vidutiniškai – 26,1 %;
- 7P pušies atveju procentinis skirtumas tarp modelio ir tyrimo rezultato kinta nuo 1,8 % iki 36,8 %, o vidutiniškai – 27,3 %;
- 8P pušies atveju procentinis skirtumas tarp modelio ir tyrimo rezultato kinta nuo 7,7 % iki 35,8 %, o vidutiniškai – 27,6 %.

Apibendrinant pateiktus siūlomo radioaktyviosios užtaršos retrospektyvinės analizės metodo pritaikymo rezultatus, galima pasakyti, kad metodas taikytinas dėl dviejų svarbių priežasčių – pakankamas metodo tikslumas (vidutinis procentinis skirtumas tarp tyrimo ir siūlomo metodo rezultatų yra 27,0 %) bei galimybė analizuoti medžių radioaktyviąją taršą metinėse rievėse, nenukertant medžio.

5.3. Penktojo skyriaus išvados

1. ^{137}Cs pasiskirstymui paprastosios pušies metinėse rievėse tirti pasiūlytas metodas, pagal kurį medžių radioaktyvioji užtarša įvertinama pagal dirvožemio, esančio po medžiu, radioaktyviąją užtaršą.
2. ^{137}Cs savitojo aktyvumo, nustatyto paskutinėje suformuotoje rievėje, skirtumas (%) tarp siūlomo metodo ir eksperimento rezultatų kinta nuo 4 % iki 17 % – tai yra pakankamas tikslumas, leidžiantis taikyti šį metodą.
3. Vertinant ^{137}Cs pasiskirstymą metinėse rievėse vidutinis skirtumas tarp siūlomo metodo ir eksperimento rezultatų yra 27 % – metodo tikslumas yra pakankamas.

Bendrosios išvados

1. Sudarytos ir praktiškai pritaikytos formulės, pagal kurias įvertinamas sukauptas ^{137}Cs ir ^{90}Sr aktyvumas bei jo kaita paprastųjų pušų medienoje, atsižvelgiant į biomasės prieaugį ir nustatytą radionuklido savitąjį aktyvumą.

2. ^{137}Cs ir ^{40}K savitųjų aktyvumų dirvožemyje po spygliuočio medžio laja kaita priklauso nuo medžio šaknyno, ypač 10–15 cm gylyje, kur išsidėsto didelė paprastosios pušies šaknų biomasės dalis (apie 22 %), ir branduolinių sprogdinimų užtarša (tik dirbtinės kilmės radionuklidams).

3. Radionuklidų akumuliaciją medyje gali įtakoti šie veiksniai: dirvožemio užtarša radionuklidais (tik dirbtinės kilmės radionuklidams), augimvietės klimatinės sąlygos ir augalo pažeistumas ligomis. Šių veiksnių įtaka yra kompleksinė.

4. ^{137}Cs diskriminacijos koeficiento kaita metinėse rievėse atspindi šio radionuklido savybę radialiai migruoti link šerdies, todėl šie koeficientai gali būti naudojami radionuklidų pernašos tarp metinių rievių vertinimui.

5. Dirbtinės kilmės radionuklidų (^{137}Cs ir ^{90}Sr) savitųjų aktyvumų kaita spygliuočių medienoje atspindi augaviečių praeities radioaktyviąją užtaršą – branduolinių sprogdinimų laikotarpių, Černobylio atominės elektrinės katastrofos metu (tik ^{137}Cs), antrinio radionuklidų patekimo per šaknų sistemą bei radionuklidų savybę migruoti link šerdies.

6. Tirtose augimvietėse nei dirbtinės kilmės (^{137}Cs ir ^{90}Sr), nei gamtinės kilmės (^{40}K) radionuklidų skleidžiama jonizuojančioji spinduliuotė nesukelia tokios vidinės apšvitos spygliuočiui medžiui, kuri galėtų sukelti biologinius efektus (jų slenkstinė vertė paprastajai pušiai – 1,8–3,6 Gy per metus).

7. ^{137}Cs pernaša iš dirvožemio į paprastosios pušies medieną yra 2 kartus didesnė nei ^{90}Sr pernaša iš dirvožemio į paprastosios pušies medieną.

Rekomendacijos

1. Sukurta ^{137}Cs pasiskirstymo spygliuočių rievėse vertinimo metodika, pritaikius ją, gaunamas vidutinis skirtumas tarp siūlomo metodo ir eksperimento rezultatų yra 27 %. Ji skirta nustatyti spygliuočių medžių radioaktyviąją užtaršą šiuo radionuklidu pagal dirvožemio, esančio po medžiu, užterštumą, tinka naudoti daugiametės ^{137}Cs sklaidos medžio rievėse tyrimams, o jos pritaikymas leidžia išsaugoti medį eksperimento metu ir sumažinti darbo laiko sąnaudas.

2. FORM modelį, skirtą ^{137}Cs sklaidai sistemoje „dirvožemis–spygliuotis medis“ modeliuoti, rekomenduojama taikyti ^{90}Sr pernašos iš dirvožemio į spygliuotį vertinimui. Vidutinis skirtumas tarp ^{90}Sr pernašos iš dirvožemio į spygliuotį modeliavimo ir eksperimentinių rezultatų yra 13 %.

Literatūra ir šaltiniai

A Graded Approach for Evaluating Radiation Doses to Aquatic and Terrestrial Biota. Module 2, detailed guidance. 2002. 84 p.

Bukantis, A. Klimato svyravimai 2 [interaktyvus]. 2007. [žiūrėta 2007-07-12]. Prieiga per internetą: <http://www.hkk.gf.vu.lt/nauja/studentams/klimato_svyravimai/KS_2.pdf>.

Adlienė, D.; Jotautis, A.; Adlys, G. 2004. Environmental contamination with long – live gama emitters in the influence region of Ignalina NPP. *Environmental Research, Engineering and Management* 2: 48–54.

Aleksa, S.; Butkus, D. 2003. ^{137}Cs ir ^{40}K pernašos iš dirvos į pušį įvertinimas Rūklos – Gaižiūnų ir Kairių kariniuose poligonuose, iš *Aplinkos apsaugos inžinerija: 6-osios jaunųjų mokslininkų konferencijos „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“, įvykusios Vilniuje 2003 m. kovo 29 d., pranešimų medžiaga*. Vilnius: Technika, 448 p.

Allard G. 2001. Fire prevention in radiation contaminated forests Rehabilitation of Degraded Sites. in *International Journal of Forestry and Forest Industrines* [interaktyvus] 52(4): 21–29 [žiūrėta 2009-03-04]. Prieiga per internetą: <<http://www.fao.org/docrep/004/y2795e/y2795e08a.htm#j>>.

Aučina, A.; Danusevičius, J.; Danusevičius, D.; Riepšas, E.; Skridaila, A.; Balčiūnienė, L.; Žilinskaitė, S.; Ryliškis, D.; Štukienė, G.; Dapkūnienė, S. 2005. Response of Scots

pine (*Pinus sylvestris* L.) seedlings to different climatic conditions and their adaptation peculiarities. *Biologija* 2: 40–46.

Balanov, M.; Barnett, C.L.; Beaugelin-Seiller, K.; Beresford, N.A.; Brown, J.E.; Cheng, J.-J.; Copplestone, D.; Doi, M.; Filistovic, V.; Gaschak, S.; Golikov, V.; Heling, R.; Hingston, J.L.; Horyna, J.; Hosseini, A.; Howard, B.J.; Kamboj, S.; Kawaguchi, I.; Kryshev, A.; Nedveckaite, T.; Olyslaegers, G.; Saxén, R.; Sazykina, T.; Smith, J.T.; Telleria, D.; Vives-Lynch, S.; Vives i Batlle, J.; Yankovich, T.L.; Wood, M.D.; Yu, C. 2007. Modelling radiation exposure and radionuclide transfer for non – human species. *Report of the Biota Working Group of EMRAS Theme 3*, 238.

Baltrėnas, P.; Butkus, D.; Beinaraivičius, R. 2006 08 25. *Modifikuotas kaltas – skeltuvas*. Lietuvos patentas Nr. LT 5358 B.

Ban-nai, T.; Muramatsu, Y. 2002. Transfer factors of radioactive Cs, Sr, Mn, Co and Zn from Japanese soils. *Journal of Environmental Radioactivity* 63: 251–264.

Barci-Funel, G.; Dalmasso, J.; Barci, V.L.; Ardisson, G. 1995. Study of the transfer of radionuclides in trees at a forest site. *The Science of the Total Environment* 173/174: 369–373.

Batlle, J. V.; Balonov, M.; Beaugelin-Seiller, K.; Beresford, N. A.; Brown, J.; Cheng, J.-J.; Copplestone, D.; Doi, M.; Filistovic, V.; Golikov, V.; Horyna, J.; Hosseini, A.; Howard, B. J.; Jones, S. R.; Kamboj, S.; Kryshev, A.; Nedveckaite, T.; Olyslaegers, G.; Pro, G.; Sazykina, T.; Ulanovsky, A.; Lynch, S. V.; Yankovich, T.; Yu, C. 2007. Inter-comparison of absorbed dose rates for non-human biota. *Radiat Environ Biophys* 46: 349–373.

Beinaraivičius, R. 2005. *Dirvožemio ilgalaikės užtaršos radionuklidais kaitos tyrimas ir prognozė pagal jų kaupimąsi medžių segmentuose*. Vilnius: 132 p.

Beinaraivičius, R.; Butkus D. 2004. ¹³⁷Cs Sankaupos medyje priklausomybė nuo jo biomasės, iš *Aplinkos apsaugos inžinerija: 7-osios jaunųjų mokslininkų konferencijos „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“*, įvykusios Vilniuje 2004 m. kovo 29 d., pranešimų medžiaga. Vilnius: Technika, 204–211.

Beinaraivičius, R.; Butkus, D. 2004. Meteorologinių sąlygų įtaka ¹³⁷Cs kaupimuisi medyje, iš *Aplinkos apsaugos inžinerija: 7-osios jaunųjų mokslininkų konferencijos „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“*. Įvykusios 2004 m. kovo 29d., Vilnius: Technika, 196–203.

Beresford, N. A.; Balonov, M.; Beaugelin-Seiller, K.; Brown, J.; Copplestone, D.; Hingston, J. L.; Horyna, J.; Hosseini, A.; Howard, B.J.; Kamboj, S.; Nedveckaite, T.; Olyslaegers, G.; Sazykina, T.; Batlle, J. V.; Yankovich, T. L. Yu, C. 2008. An international comparison of models and approaches for the estimation of the radiological exposure of non-human biota. *Applied Radiation and Isotopes* 66: 1745–1749.

Blanchette, R. A. 1995. Degradation of lignocellulose complex in wood. *Canadian Journal of Botany* 73(Suppl. 1): 999–1010.

Borusas, S.; Pranaitis, P.; Šlapakauskas, V. 1990. *Augalų fiziologija ir mikrobiologijos pagrindai*. Vilnius, 187 p.

Botezatu, E.; Iacob, O. 1999. Contribution of the Chernobyl accident to human incorporation of strontium – 90. *Radiation Medicine*, 2(2): 71–74.

Butkus, D., Dimavičienė, D. 2006. ^{137}Cs Pernašos sistemoje „dirvožemis–grybai–žmogus“ tyrimas. *Environmental Engineering and Landscape Management* 14(4): 199–205.

Butkus, D.; Andriulaitytė, I.; Lukšienė, B.; Drūteikienė, R. 2003. Peculiarities of radionuclides transfer to plants. *Environmental Engineering and Landscape Management* 11(3): 93–99.

Butkus, D.; Beinaraavičius, R.; Narmontas, A. 2002. Radionuklidų migracija sistemoje „Dirva–medis“. *Aplinkos inžinerija* 10: 116–120.

Butkus, D.; Konstantinova, M. 2004. Samanų užtaršos ^{137}Cs kaitos įvertinimas. *Sveikatos mokslai* 2: 24–28.

Butkus, D.; Lebedytė, M.; Lukšienė, B.; Stelinis, K.; Šalavėjus, S.; Špirkauskaitė, N.; Tarasiukas, N.; Lujanienė, G.; Lujanas, V.; Girgždys, A. 1999; *Radionuklidai aplinkoje Regiono vystymosi ekologinis tvarumas istoriniame kontekste: Lietuvos pavyzdžiu (ECOSLIT) Kolektyvinė monografija*. Vilnius p.120–144.

Butkus, D.; Pliopaitė Bataitienė, I. 2006. Pušies (*Pinus sylvestris* L.) biomasės ir ^{137}Cs savitojo aktyvumo medienoje sąsajos tyrimas. *Environmental Engineering and Landscape Management* 14(3): 135–140.

Buziny, M.; Los, L.; Shepelevich, K. 2000. The distribution of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the biomass of pine trees planted in 1987–1988 in the near zone of Chernobyl nuclear power plant. *Radiation and Isotopes* 52: 905–910.

Carlile, J. M.; Watkinson, C. S. *The Fungi*. London, 1994.

Cesium – 137 [interaktyvus]. [žiūrėta 2006-11-29]. Priega per internetą: <<http://en.wikipedia.org/wiki/Cs-137>>.

Chigira, M.; Saito, Y.; Kimura, K. 1988. Distribution of ^{90}Sr in annual tree rings of Japanese cedar, *Cryptomeria japonica* D. Don. *Journal of Radiation Research* 29(2): 152–160.

Ciuffo, L.; Velasco, H.; Belli, M.; Sansone, U. 2003. ^{137}Cs soil-to-plant transfer for individual species in a semi – natural grassland. Influence of potassium soil content. *Journal of Radiation Research* 44: 277–283.

Fogh, C.L.; Anderson, K.G. 2001. Dynamic behaviour of ^{137}Cs contamination in tree of the Briansk region, Russia. *The Science of the Total Environment* 269: 105–115.

Forest Fires on the Areas Contaminated by Radionuclides from the Chernobyl Nuclear Power Plant Accident [interaktyvus]. 2007. [žiūrėta 2008-10-11]. Prieiga per internetą: <http://www.fire.uni-freiburg.de/iffn/country/rus/rus_7.htm>.

Frissel, M.J. 1992. An update of the recommended soil-to-plant transfer factors of Sr-90, Cs-137 and transuranics. In: *eighth Report of the IUR Working Group on Soil-Plant Transfer*, I.U.R. Banlan, Belgium: 16–25.

Garnier-Laplace, J.; Copplestone, D.; Gilbin, R.; Alonzo, F.; Ciffroy, P.; Gilek, M.; Agüero, A.; Bjork, M.; Oughton, D.H.; Jaworska, A.; Larsson, C.M.; Hingston, J.L. 2008. Issues and practices in the use of effects data from FREDERICA in the ERICA Integrated Approach, *Journal of Environmental Radioactivity* 1999: 1474–1483.

Geras'kin, S.; Kim, J.; Evseeva, T.; Oudalova, A.; Dikarev, V. 2005. Plants ecotoxicology. A case of low doses and multipollutant exposure. *Radioprotection* 40 (Supl. 1): S157–S162.

Geras'kin, S.; Oudalova, A.; Oudalova, A. A.; Dikarev, V.G.; Evseeva, T.I.; Copplestone, D.; Dikareva, N.S.; Chernonog, E. 2008. Cytogenetic effect of low dose radiation in plant test-systems: non-linear dose-effect relationship. *Multi-Side Approach to the Realities of the Chernobyl NPP Accident*. Kyoto University, Japan, 179–192.

H. J. Heikkinen. 1983 02 15. *Method for Determining Age or Authenticity of Timber Structures*. United States Patent, 4,373,393.

Ipatyev, V.A. 2001. Healing the damage of Chernobyl: radiation-contaminated forests and their rehabilitation Rehabilitation of Degraded Sites, in *International Journal of Forestry and Forest industrines* [interaktyvus] 52:4. Prieiga per internetą: <<http://www.fao.org/docrep/004/y2795e/y2795e08a.htm#j>>.

Jasiulionis, R.; Gudelis, A.; Mažeika, J. 1998. Menamos Ignalinos AE avarijos padarinių aplinkai prognozė. *Ekologija* 4: 60–66.

Johansen, M. P.; Hakonson, T. E.; Whicker, F. W.; Breshears, D. D. 2003. Pulsed redistribution of contaminant following forest fire: cesium-137 in runoff. *Journal of Environmental Quality* 32: 2150–2157.

Kagawa, A.; Aoki, T.; Okada, N.; Katayama, Y. 2002. Tree – Ring Strontium – 90 and Cesium – 137 as Potential Indicators of Radioactive Pollution. *Journal of Environmental Quality* 31: 2002–2007.

Kanapickas, A.; Raupelienė, V. 2002. Kritinis α ir β spindulių aktyvumas aplinkoje. *Sveikatos mokslai* 3: 79–83.

Kashparov, V. A.; Lundin, S. M.; Kadygrib, V. P.; Protsak, V. P.; Levtschuk, S. E.; Yoschenko, V. I.; Kashpur, V. A.; Talerko, N. M. 2000. Forest fires in the territory contami-

nated as a result of the Chernobyl accident: radioactive aerosol resuspension and exposure of fire – fighters. *Journal of Environmental Radioactivity* 51: 281–298.

Katayama, Y.; Aoki, T.; Nagai, M.; Nagatomo, T.; Okada, N. 2006. Distribution of ^{90}Sr in the tree rings of a Japanese cedar exposed to the black rain from the Nagasaki atomic bomb. *Journal of Radioanalytical & Nuclear Chemistry* 267(2): 279–286.

Kirchner, G.; Ehlen, S. 1996. *Soil-to Plant Transfer of Strontium: Another Test of The Observed Ratio Model Using Data From Field Experiments*. University of Bremen, 7 p.

Kliashtorin, A. L.; Tikhomirov, F. A.; Shcheglov, A. I.; 1994. Lysimetrical study of radionuclides in the forests around the Chernobyl nuclear power plant. *Journal of Environmental Radioactivity* 24: 81–90.

Konopleva, I. V.; Sysoeva, A. A.; Sanzharova, N. I. 2003. Bioavailability of radiostromium in soil: parameterization using soil characteristics. *XXXII Annual Meeting of ESNA*, 20–25.

Kudo, A.; Suzuki, T.; Santory, D. C.; Mahara, Y.; Miyahara, S.; Garrec, J. P. 1993. Effectiveness of tree rings for recording Pu history at Nagasaki. *Journal of Environmental Radioactivity* 21: 55–63.

Kuliešis, A.; Petrauskas, A.; Rutkauskas, A.; Tebėra, A.; Venckus, A. 1999. *Medienos tūrio lentelės*. Kaunas: 155 p.

Ladygienė, R.; Butkus, D.; Kleiza, J. 2005. Estimation of chane dynamics of milk contamination with ^{90}Sr and ^{137}Cs in Lithuania in 1965–2003. *Environmental Engineering and Landscape Management* 12(1): 9–16.

LAND 36-2000. *Aplinkos elementų užterštumo radionuklidais matavimas – mėginių gama spektrinė analizė spektrometru, turinčiu puslaidininkinį detektorių*. Valstybės žinios, 24–786.

LAND 64-2005. *Radioaktyvaus stroncio-90 nustatymas aplinkos elementų mėginiuose. Radiocheminis metodas*. Valstybės žinios, 24–786.

Larsson, C. M. 2008. An overview of the ERICA Integrated Approach to the assessment and management of environmental risks from ionising contaminants. *Journal of Environmental Radioactivity* 99: 1364–1370.

Lujanienė, G.; Aninkevičius, V.; Lujanas, V. 2009. Artificial radionuclides in the atmosphere over Lithuania. *Journal of Environmental Radioactivity* 100: 108–119.

Lujanienė, G.; Lujanas, V.; Mikelinskienė, A. 2003. Forest fires as possible mechanism of redistribution of radioactive contamination. *Sveikatos mokslai* 3: 11–16.

Lujanienė, G.; Vilimaitė – Silobritienė, B. 2008. Radioactive and non-radioactive contamination of the Lithuanian area, *CEDA-MSI International Seminar on Dredging and*

the Environment 15–16 October 2008–07–31 Tallinn, Estonia [žiūrėta 2010-01-20]. Prieiga per internetą:

<http://dredgingdays.org/documents/dredgingconference/html_page/6/4-1-galina.pdf>.

Malek, M. A.; Hinton, T. G.; Webb, S. B. 2000. A comparison of ^{90}Sr and ^{137}Cs uptake in plants via three pathways at two Chernobyl – contaminated site. *Journal of Environmental Radioactivity* 58: 129–141.

Marčiulionienė, D.; Kiponas, D.; Plukienė, R. 2004. Sausumos augaluose akumuliuoto ^{137}Cs ir ^{60}Co jonizuojančiosios spinduliuotės sukeltos vidinės apšvitos dozės. *Sveikatos mokslai* 2: 44–48.

Marčiulionienė, D.; Lukšienė, B.; Kiponas, D. 2008. Peculiarities of ^{137}Cs translocation in higher plants under environmental and laboratory conditions. *Nukleonika* 53(2): 69–75.

Marčiulionienė, D.; Lukšienė, B.; Kiponas, D.; Maksimov, G.; Darginavičienė, J.; Gavelienė, V. 2007. Effects of ^{137}Cs and ^{90}Sr on the plant *Lepidium sativum* L. growth peculiarities. *Ekologija* 53(1): 65–70.

Marčiulionienė, D.; Dušauskienė – Duž, R.; Kiponas, D. 2003. ^{90}Sr ir ^{137}Cs akumuliacija Drūkšių ežero – Ignalinos AE aušintuvo – ekosistemos biotiniuose komponentuose 1990–2000 m. *Sveikatos mokslai* 3: 2–5.

Marčiulionienė, D.; Kiponas, D. 1999. Peculiarities of ^{137}Cs accumulation in plants from atmosphere and soil, in *The 4th Conference on Environmental Radioactivity in the Arctic*, 253–255.

Marčiulionienė, D.; Kiponas, D.; Hansen, D. 2001. Technogeninių radionuklidų akumuliacija Ignalinos AE aplinkoje. *Ekologija* 1: 52–59.

Marčiulionienė, D.; Petkevičiūtė, D.; Kiponas, D. 2000. Cs-137 akumuliacija testinėse augalų rūšyse ir jų augaviečių dirvožemyje skirtinguose Lietuvos regionuose. *Sveikatos mokslai* 3 priedas: 52–55.

Margesin, R.; Schinner, F. 2005. *Soil Organic Matter – Soil Organic Carbon. Manual for Soil Analysis – Monitoring and Assessing Soil Bioremediation*. Springer – Verlag Berlin. 71–76.

Mažeika, J.; Gudelis, A.; Jasiulionis, R. 1998. Erdviniai technogeninių radionuklidų Ignalinos AE rajono dirvožemiuose pasiskirstymai ir jų geofizinis įvertinimas. *Aplinkos inžinerija* 6(1): 18–26.

Mažeika, J.; Petrošius, R.; Pukienė, R. 2008. Carbon-14 in tree rings and other terrestrial samples in the vicinity of Ignalina Nuclear Power Plant, Lithuania. *Journal of Environmental Radioactivity* 99: 238–247.

McGee, E. J.; Synnott, H. J.; Johanson, K. J.; Fawaris, B. H.; Nielsen, S. P.; Horrill, A. D.; Kennedy, V. H.; Barbayiannis, N.; Veresoglou, D. S.; Dawson, D. E.; Colgan, P. A.;

McGarry, A. T. 2000. Chernobyl fallout in a Swedish spruce forest ecosystem. *Journal of Environmental Radioactivity* 48: 59–78.

Mediena [interaktyvus]. [žiūrėta 2007-09-20]. Prieiga per internetą: <http://lt.wikipedia.org/wiki/Mediena_%28audinys%29>

Meko, D. 2004. Tree – ring perspective on Colorado river basin drought. Presentation for the California Department of *Water Resources Salton Sea Advisory Committee Meeting*, Sacramento, California. 29.

Mietelski, J. W.; Jasinska, M.; Kubica, B.; Kozak, K.; Macharski, P. 1994. Radioactive contamination of Polish mushrooms. *The Science of the Total Environment* 157: 217–226.

Miškų ir saugomų teritorijų departamentas prie aplinkos ministerijos *Miško apsaugos vadovas*. 2000. Kaunas: Lututė 347 p.

Modeling the Migration and Accumulation of Radionuclides in Forest Ecosystems. 2002. IAEA, VIENNA. 136 p.

Momoshima, N.; Bondietti, E. A. 1994. The radial distribution of Sr-90 and Cs-137 in tree. *Journal of Environmental Radioactivity* 22: 93–109.

Momoshima, N.; Eto, I.; Kofuji, H.; Takashima, Y., Koike, M.; Imaizumi, Y.; Harada, T. 1995. Distribution and chemical characteristics of cations in annual rings of Japanese Cedar. *Journal of Environmental Quality* 24: 1141–1149.

Narmontas, A.; Butkus, D. 2003. ^{137}Cs ir ^{40}K pasiskirstymo dirvožemyje po medžio laja įvertinimas. *Sveikatos mokslai* 3: 59–64.

Nedveckaitė, T. 1998. Radiacinė apsauga Lietuvoje. Vilnius: Mokslo ir enciklopedijų leidybos institutas. 79 p.

Nedveckaitė, T. 2004. *Radiacinė sauga Lietuvoje*. Vilnius: Kriventa. 239 p.

Nedveckaitė, T.; Filistovic, V.; Marciulionienė, D.; Kiponas, D.; Remeikis, V.; Beresford, N.A. 2006. Exposure of biota in the cooling pond of Ignalina NPP: hydrophytes. *Journal of Environmental Radioactivity* 97: 137–147.

Oughton, D. H.; Aguero, A.; Avila, R.; Brownd, J. E.; Copplestone, D.; Gilek, M. 2008. Addressing uncertainties in the ERICA Integrated Approach. *Journal of Environmental Radioactivity* 99: 1384–1392.

Ozolinčius, R.; Stakėnas, V. 2001. Effects of air pollution and droughts on forest condition in Lithuania. *Biologija* 2: 99–101.

Ozolinčius, R.; Sujetovienė, G. 2002. Gamtinių ir antropogeninių veiksnių įtaka paprastosios pušies (*Pinus sylvestris* L.) derėjimui Lietuvoje. *Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba* 4(22): 24–30.

Paatero, J.; Vesterbacka, K.; Makkonen, U.; Kyllonen, K.; Hellen, H.; Hatakka, J.; Anttila, P. 2009. Resuspension of radionuclides into the atmosphere due to forest fires. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 282:473–476.

Pazukhin, E. M.; Borovoi, A. A.; Ogorodnikov, B. I. 2004. Forest fire as a factor of environmental redistribution of radionuclides originating from Chernobyl accident. *Radiochemistry* 46(1): 93–96.

Radioisotope brief strontium – 90 [interaktyvus], [žiūrėta 2006-11-10]. Prieiga per internetą: <<http://www.bt.cdc.gov/radiation/isotopes/pdf/strontium.pdf>>.

Radioisotope Brief, Cesium – 137 [interaktyvus], [žiūrėta 2005-08-18]. Department of Health and Human Services Centers for Disease Control and Prevention. Prieiga per internetą: <<http://www.bt.cdc.gov/radiation/isotopes/cesium.asp>>

Rayner, A.; Boddy, L. 1988. *Fungal Decomposition of Wood: its Biology and Ecology*, Chichester. 251p.

Roca, M. C.; Vallejo, V. R.; Roig, M.; Tent, J.; Vidal, M.; Rauret, G. 1997. Prediction of cesium-134 and strontium-85 crop uptake based on soil properties. *Journal of Environmental Quality*. 26: 1354–1362.

Rochon, P.; Paré, D.; Messier, C. 1998. Development of an improved model estimating the nutrient content of the bole for four boreal tree species. *Canadian Journal of Forest Research* 28: 37–43.

Fesenko, S. A.; Sokolik. 2003. *Soil–Plant Radionuclides Transfer*. 10 p.

Sanches, N.; Anjos, R. M.; Mosquera, B. 2008. $^{40}\text{K}/^{137}\text{Cs}$ discrimination ratios to the aboveground organs of tropical plants. *Journal of Environmental Radioactivity* 99: 1127–1135.

Sazykina, T. G. 2005. A system of dose – effects relationships for the northern wildlife: radiation protection criteria. *Radioprotection* 40(supl.1): S889–S892.

Sazykina, T. G. A system of dose – effects relationships for the northern wildlife: radiation protection criteria, *Radioprotection*, supl. Vol. 40, 2005, S889–S892.

Solecki, J.; Chibowski, S. 2002. Determination of transfer factors for ^{137}Cs and ^{90}Sr isotopes in soil–plant system. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 252(1): 89–93.

Soukhova; N. V.; Fesenko; S. V.; Klein; D.; Spiridonov; S. I.; Sanzharova; N. I.; Badot; P. M. 2003. ^{137}Cs distribution among annual rings of different tree species contaminated after the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 65: 19–28.

Stankevičienė, D. 1998. Cesium activity in macromycetes and some forest plants from Lithuania. *Botanica Lithuanica* 4(2): 197–207.

Stravinskienė, V. 2002. *Klimato veiksnių ir antropogeninių aplinkos pokyčių dendrochronologinė indikacija*: Kaunas, Lututė 172 p.

Strontium – 90 Environmental health programs [interaktyvus], [žiūrėta 2007-01-05]. Prieiga per internetą: www.washingtonstatedepartmentofhealth.com/2002_july/3p.

Styra, D.; Morkūnienė R. 2003 Baltijos jūros savivalos nuo dirbtinės kilmės radionuklidų eksperimentinių ir teorinių rezultatų palyginimas, *Sveikatos mokslai* 3: 23–27.

Valenta, V.; Urbonavičius, T.; Gustas, M. 2004. Pušinio pelėdgalvio (*Panolis flammea Schiff.*) pakenktų pušynų bioekologiniai bruožai. *Ekologija* 1: 5–11.

Velasco, H; Merkis, N. 2000–2003. *Radioecological Software Package*. 28p.

Veresoglou, D. S.; Barbayiannis, N.; Zalidis, G. C.; Kalpakis, S.; Batianis, E. 1995. Transfer factors for Sr as influenced by species Ca uptake and soil Ca availability. *Plant Soil* 175: 225–232.

Wang, J. – J.; Wang, C. – J; Huang, C. – C.; Lin, Y. M. 1996. Transfer Factors of ^{90}Sr and ^{137}Cs from Paddy Soil to the Rice Plant in Taiwan. *Environ Radioactivity* 39: 23–33.

White, P.J. 2001. The pathways of calcium movement to the xylem. *Journal of Experimental Botany*. 52: 891–899.

White, P.J.; Broadley, M.R. 2003. Calcium in plants. *Annals of Botany*. 92: 487–511.

Wiley, N.; Fawcett, K. 2006. A phylogenetic effect on strontium concentrations in angiosperms. *Environmental and Experimental Botany* 57: 258–269.

Zinge, I.; Copplestone, D.; Howard, B.J. 2008. Decision-making in environmental radiation protection: using the ERICA Integrated Approach, *Journal of Environmental Radioactivity* 99: 1510–1518.

Баранов, Б. И.; Сердюкова, А. С.; Горбушина, Л. В.; Назаров, И. М.; Эфимкина, З. Н. 1966. *Лабораторные работы и задачи по радиометрии*. Изд. второе, переработанное и дополненное. Москва: Атомиздат. 387 с.

Берзина, И. Г.; Мельников, И. В.; Гузев, Э. Б.; Иванов, В. А.; Мельников, В. И. 1996 03 21. *Способ поиска месторождений урана и обнаружения экологического загрязнения окружающей среды*. Российское агенство по патентам и товарным знакам, RU 2 059 273 C1.

Булгаков, А. А.; Коноплев, А.В.; Авила, Р. 2002. Оценка накопления ^{137}Cs в лесных грибах по свойствам почвы. *Радиационная биология. Радиоэкология* 40(4): 462–464.

Буткус, Д.; Бейнаровичюс, Р. 2005. Распределение ^{137}Cs и ^{40}K в некоторых почвах и годичных кольцах деревьев Литвы. *Геохимия* 2: 227–231.

Буткус, Д.; Лебедите, М.; Лубите, Д.; Матыцявичус, К.; Мажейка, Й. 2001. ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах Литвы. *Геохимия* 7: 794–800.

Василенко, И. Я.; Василенко, О. И. 2002. Радиоактивный стонций. *Энергия: экономика, техника, экология* 4: 26–32.

Гузов, И.; Славов, В.; Шуст, Д.; Кебко, В.; Салоед, А.; Гринь, А. 2004. *Способ контроля уровня радионуклидов в зелёных кормах при пастбищном содержании коров в загрязнённых радионуклидами регионах*. Министерство образования и науки Украины, Государственный департамент интеллектуальной собственности, UA 66513 А.

Ермакова, О. О.; Кузьмич, О. Т.; Казей, А. М. 2003. Аккумуляция ^{137}Cs и ^{90}Sr растениями живого напочвенного покрова сосновых ценозов в зависимости от показателей жизнедеятельности их корневых систем. *Экологические проблемы XXI века* (Минск): 198–199.

Кипонас, Д.; Марчюлёнене, Д. 2002. Применение *Hylocomium splendens* при исследовании загрязнения окружающей среды игналинской АЭС ^{137}Cs и ^{60}Co . *Экологические проблемы XXI века* (Минск): 274–276.

Мазуркин, П. М.; Метелева, О. А. 2004. Способ измерения годовичных колец на спиле древесного ствола [Metinių rėvių kamieno pjūvyje matavimo būdas]. *Российское агентство по патентам и товарным знакам*, RU 2237402, с.4.

Мазуркин, П. М.; Петров, А. М.; Батальм, Д. В. 2008. *Способ измерения годовичных слоев на срезе древесного растения*. Федеральная служба по интеллектуальной собственности, патентам и товарным знакам, RU 2322797.

Монография “Чернобыльская катастрофа. Историография событий, социально – экономические, геохимические и медико – биологические последствия”. [žiūrėta 2007-03-21]. Prieiga per internetą: <<http://obolon.net.ua/u/stopatom/1÷7.html>>, 20 p.

ПО «Маяк». Радиационная обстановка до и после аварии, Владислав Ларин, Энергия» 1996, N 5, с. 38–44. [žiūrėta 2007-02-10d. Prieiga per internetą: <<http://www.ibrae.ac.ru/russian/15let.html>>

Радиоактивное загрязнение ^{90}Sr , [interaktyvus], [žiūrėta 2007-01-17]. Prieiga per internetą: <www.booksite.ru/fu//text/1/001/008/094/876.html/2007>.

Рихванов, Л. 2005 04 21. *Способ оценки радиоэкологического загрязнения окружающей среды*. Российская федерация, Федеральная служба по интеллектуальной собственности, патентам и товарным знакам, RU 2265869 С1.

Русецкас, Ю. Ю.; Кайрюкшис, Л. А. 1983 02 14. *Способ измерения ширины годовичных колец деревьев в плоскости поперечного сечения ствола*. Государственный комитет СССР по делам изобретений и открытий, SU 1060926.

Стыро, Б. И.; Буткус, Д. 1998. *Геофизические проблемы криптона – 85 в атмосфере*. Вильнюс, 159.

Цыбулька, Н. Н.; Черныш, А. Ф.; Тишук, Л. А.; Жукова, И. И. 2004. Горизонтальная миграция ^{137}Cs при водной эрозии почв. *Радиационная биология. Радиоэкология* 44(4): 473–477.

Щеглов А. И., Цветнова О. Б. 2001. Роль лесных экосистем при радиоактивном загрязнении. *Природа*, 4: 23–32.

Щеглов, А. И.; Цветнова, О. Б. 2004. Основные закономерности сезонной и многолетней динамик накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в древесине. *Радиационная биология. Радиоэкология* 44(6): 113–117.

Яковлева, В. С.; Рыжакова, Н. К. 2004. *Способ определения скорости конвекции почвенных газов*. Российское агенство по патентам и товарным знакам, RU 2239206 C1.

Autoriaus publikacijų disertacijos tema sąrašas

Straipsniai recenzuojamuose mokslo žurnaluose

Pliopaitė Bataitienė, I.; Butkus, D. 2010 Investigation of ^{137}Cs and ^{90}Sr transfer from sandy soil to scots pine (*Pinus sylvestris* L.) rings. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* 18(4): 281–287. ISSN 1648-6897 print/ISSN 1822-4199 online (Thomson ISI Web of Science). IF = 1,508 (2009).

Butkus, D.; Pliopaitė Bataitienė, I. 2010. Evaluation of internal exposure caused by ionizing radiation of ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , ^{137}Cs and ^{90}Sr in pine (*Pinus sylvestris* L.) timber. *Проблемы биогеохимии и геохимической экологии* 2(13): 150–156. УДК 539.16: 582.475.4.

Aliončik, J.; Pliopaitė Bataitienė, I.; Butkus, D. 2010. Radionuklidų pasiskirstymas Ignalinos AE Stabatiškės aikštelės dirvožemyje. *Mokslas – Lietuvos ateitis. Aplinkos apsaugos inžinerija*. Vilnius: Technika, 2: 9–16. ISSN 2029-2341 print/2029-2252 online (Index Copernicus).

Pliopaitė Bataitienė, I.; Butkus, D. 2009. ^{90}Sr ir ^{137}Cs savitojo aktyvumo paprastosios pušies (*Pinus sylvestris* L.) medienoje vertinimas. *Visuomenės sveikata*. Priedas Nr. 1: 67–72. ISSN 1392-2696 (Index Copernicus).

Butkus, D.; Pliopaitė Bataitienė, I.; Bataitis, T. 2008. ^{90}Sr kaupimosi paprastosios pušies medienoje tyrimas (*Pinus sylvestris* L.). *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* 16(3): 121–127. ISSN 1648-6897 print/ISSN 1822-4199 online (Thomson ISI Web of Science).

Butkus, D.; Matelis, A.; Pliopaitė Bataitienė, I. 2007. Accumulation of radioisotopes associated with the presence of wood-inhabiting fungi in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) wood. *Ekologija* 53(3): 22–29. ISSN: 0235-7224/ISSN: 2029-0586 (online) (Thomson ISI Master Journal List).

Butkus, D.; Pliopaitė Bataitienė, I. 2006. Pušies (*Pinus sylvestris* L.) biomasės ir ^{137}Cs savitojo aktyvumo medienoje sąsajos tyrimas. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* 14(3): 135–140. ISSN 1648-6897 print/ISSN 1822-4199 online (Thomson ISI Master Journal List).

Straipsniai kituose leidiniuose

Butkus, D.; Pliopaitė Bataitienė, I.; D. Brogaitė. 2010. ^{137}Cs ir ^{40}K vertikalusis ir horizontalusis pasiskirstymas dirvožemyje po obelimi, iš *Aplinkos apsaugos inžinerija*: 13-osios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Mokslas – Lietuvos ateitis“, įvykusios Vilniuje 2010 m. kovo 25 d., pranešimų rinkinys. Vilnius: Technika, 158–163. ISSN 2029-5456 (Index Copernicus).

Butkus, D.; Pliopaitė Bataitienė, I. 2010. Evaluation of internal exposure caused by ionizing radiation of ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , ^{137}Cs and ^{90}Sr in pine (*Pinus sylvestris* L.) timber, iš *VI tarptautinės mokslinės – praktinės konferencijos “Heavy metals and radionuclides in the environment”*, įvykusios 2010 m. vasario 4–7 d., pranešimų medžiaga. Semey – Kazakstan: Тенгри, 141–145. ISBN 978-601-7044-48-0.

Butkus, D.; Pliopaitė Bataitienė, I. 2009. Pine (*Pinus sylvestris* L.) as tool for ecological monitoring of natural (^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th) and artificial radioisotopes (^{137}Cs) in soil. *Phytoremediation: The Green Salvation of the World*. Editor: J.P. Navarro – Aviñó. p. 47–84. ISBN 928-81-308-0269-5.

Butkus, D.; Pliopaitė Bataitienė, I. 2009. Radionuklidų koncentravimo bandiniuose įtakos tyrimo rezultatams įvertinimas, iš *Aplinkos apsaugos inžinerija*: 12-osios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Mokslas – Lietuvos ateitis“, įvykusios Vilniuje 2009 m. balandžio 2 d., pranešimų medžiaga, CD, 1–4.

Butkus, D.; Pliopaitė Bataitienė, I. 2008. Evaluation of internal exposure caused by ionizing radiation of ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K and ^{137}Cs in pine (*Pinus sylvestris* L.) timber, in *Proceedings of the 7-th International Conference Environmental Engineering*. Selected papers. Vilnius: Technika, 93–99. ISBN 978-9955-28-263-1 (Thomson ISI Proceedings).

Butkus, D.; Pliopaitė Bataitienė, I.; Rimeika, R. 2008. Ilgalaikio ^{137}Cs kaupimosi ligų pažeistoje pušyje eksperimentiniai tyrimai, iš *Aplinkos apsaugos inžinerija*: 11-osios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Mokslas – Lietuvos ateitis“, įvykusios Vilniuje 2008 m. kovo 29 d., pranešimų medžiaga: 643–650. ISBN 978-9955-28-385-0.

Pliopaitė Bataitienė, I.; Bataitis, T.; Butkus, D. 2007. ^{90}Sr savitojo aktyvumo paprastosios pušies (*Pinus sylvestris* L.) medienoje kaitos tyrimas, iš *Aplinkos apsaugos inžinerija*: 10-osios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Mokslas – Lietuvos ateitis“, įvykusios Vilniuje 2007 m. kovo 29 d., pranešimų medžiaga. Vilnius: Technika, 339–347. ISBN 978-9955-28-162-7.

Butkus, D.; Pliopaitė Bataitienė, I. 2006. Radionuklidų pernašos iš dirvožemio į pušį (*Pinus sylvestris* L.) koeficientų tyrimas, iš *Aplinkos apsaugos inžinerija*: 9-osios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Mokslas – Lietuvos ateitis“, įvykusios Vilniuje 2006 m. kovo 30 d., pranešimų medžiaga. Vilnius: Technika, 155–161. ISBN 9955-28-037-9.

Parengta patentinė paraiška

Butkus, D.; Pliopaitė Bataitienė, I. ^{137}Cs radioaktyviosios užtaršos paprastosios pušies rievėse nustatymo būdas. Nr. 2011 006.

Ingrida PLIOPAITĖ BATAITIENĖ

^{137}Cs IR ^{90}Sr PERNAŠOS IŠ DIRVOŽEMIO Į SPYGLIUOČIUS MEDŽIUS TYRIMAS
IR ĮVERTINIMAS

Daktaro disertacija

Technologijos mokslai,
Aplinkos inžinerija ir kraštovaizdis (04T)

INVESTIGATION AND EVALUATION OF ^{137}Cs AND ^{90}Sr MIGRATION FROM SOIL
TO CONIFER TREES

Doctoral Dissertation

Technological Sciences,
Environmental Engineering (04T)

2011 04 14. 13,25 sp. l. Tiražas 20 egz.
Vilniaus Gedimino technikos universiteto
leidykla „Technika“,
Saulėtekio al. 11, 10223 Vilnius,
<http://leidykla.vgtu.lt>
Spausdino UAB „Ciklonas“,
J. Jasinskio g. 15, 01111 Vilnius