

VILNIAUS UNIVERSITETAS
FIZINIŲ IR TECHNOLOGIJOS MOKSLŲ CENTRO
FIZIKOS INSTITUTAS

Nina Prokopčiuk

TIKIMYBINIŲ METODŲ TAIKYMAS APŠVITOS
JONIZUOJANČIAJA SPINDULIUOTE DOZIŲ VERTINIMUI

Daktaro disertacija
Fiziniai mokslai, fizika (02 P)

Vilnius, 2011

Disertacija rengta 2006-2011 metais Fizinių ir technologijos mokslų centro Fizikos institute.

Mokslinis vadovas:

Dr. Tatjana Nedveckaitė (Fizinių ir technologijos mokslų centro Fizikos institutas, fiziniai mokslai, fizika – 02P)

Moksliniai konsultantai:

Prof. habil.dr. Danutė Marčiulionienė (Gamtos tyrimų centro Botanikos institutas, biomedicinos mokslai, ekologija ir aplinkotyra – 03B)

Dr. Vitoldas Filistovičius (Fizinių ir technologijos mokslų centro Fizikos institutas, fiziniai mokslai, fizika – 02P)

TURINYS

ĮVADAS	5
I. LITERATŪROS APŽVALGA	12
1.1. Radiacinė sauga ir žmonių apšvitos jonizuojančiaja spinduliuote vertinimas	12
1.2. Žmonių radiacinės saugos vertinimas remiantis radionuklidų stebėsenos Maišiagalos saugyklos aplinkoje duomenimis.....	13
1.3. Radiacinė sauga ir biotos (faunos ir floros) apšvitos jonizuojančiaja spinduliuote vertinimas	18
1.4. Biotos radiacinės saugos vertinimas remiantis radionuklidų stebėsenos IAE aušintuve – Drūkšių ežere ir galimos taršos dėl hipotetinio Stabatiškės kapinyno duomenimis	19
1.4.1. Drūkšių ežero - IAE aušintuvo radioekologinė būklė	19
1.4.2. Drūkšių ežero radioekologinės būklės kaita dėl galimo Stabatiškės kapinyno poveikio	22
II. TYRIMŲ OBJEKTAS IR METODAI	25
2.1. REDRAD-OFFSITE kompiuterinė programa	27
2.1.1. RESRAD-OFFSITE modelis ir parametrai, naudojami žmonių apšvitos jonizuojančiaja spinduliuote vertinti.....	28
2.1.2. Matematinis modelis	30
2.1.3. Rezultatų neapibrėžtumo ir parametrų jautrumo analizė	33
2.2. REDRAD-BIOTA kompiuterinė programa	36
2.3 ERICA modelis ir programinė įranga BIOTOS apšvitos vertinimui.....	37
2.4. LIETDOS-BIO modelis ir kompiuterinė programa.....	44
III. TYRIMŲ REZULTATAI IR JŲ APTARIMAS	45
3.1 Žmonių apšvitos vertinimas radioaktyviųjų atliekų saugyklų aplinkoje, taikant tikimybinius metodus	46
3.1.1. Žmonių apšvitos jonizuojančiaja spinduliuote vertinimas Maišiagalos saugyklos aplinkoje, taikant tikimybinius metodus.....	46
3.2. Drūkšių ežero biotos apšvitos vertinimas taikant tikimybinius metodus	54

3.2.1 Biotos apšvitos gamtinių radionuklidų jonizuojančiaja spinduliuote vertinimas, taikant tikimybinius metodus	56
3.2.2. Biotos apšvitos antropogeninių radionuklidų jonizuojančiaja spinduliuote vertinimas taikant tikimybinius metodus.....	60
3.2.3. Atskirų antropogeninių radionuklidų indėlio Drūkšių ežero IAE aušintuvo biotos apšvitos ir rizikos faktorių analizė.....	65
3.2.4. Drūkšių ežero standartizuotųjų organizmų galimos apšvitos vertinimas dėl hipotetinio Stabatiškės kapinyno radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio.....	68
3.2.5. Drūkšių ežero – IAE aušintuvo standartizuotųjų organizmų apšvitos gamtinės ir antropogeninės kilmės jonizuojančiaja spinduliuote dozės galios analizė	72
IŠVADOS.....	75
Literatūra.....	77
1 PRIEDAS.....	92
2 PRIEDAS.....	96

IVADAS

Radionuklidų patekimas į aplinką bei žmonių ir biotos (floros ir faunos) radiacinė sauga yra aktuali problema visose branduolinės energetikos ciklo grandyse. Radiacinė sauga – tai specialiais normatyvais apibrėžtų mokslinių ir praktinių veikslių visuma, kurios paskirtis – apriboti žmonių apšvitą bei aplinkos taršą radioaktyviosiomis medžiagomis iki kiek galima mažesnių, visuomenei priimtinių aktyvumo lygių, atitinkančių normatyvais patvirtintuosius.

Iki pastarojo laikotarpio daugiausiai dėmesio buvo skirta žmogaus radiacinei saugai: tiriamas jonizuojančiosios spinduliuotės poveikis, įteisinti norminiai aktai reglamentuojantys žmonių apšvitą tarptautiniame ir nacionaliniame lygiuose. Šiuo metu tiek Europos Sąjungos, tiek ir daugelis kitų tarptautinių ir nacionalinių organizacijų vis daugiau dėmesio skiria aplinkos ir skirtingų ekosistemų (sausumos, gėlavandenės ir jūrinės) biotos radiacinei saugai [1-17]. Pažymėtina, kad vertinant žmogaus ir biotos apšvitą vis plačiau taikomi tikimybiniai metodai (koreliacinė analizė, parametrų jautrio nustatymas ir kt.), nagrinėjami apšvitos jonizuojančiąja spinduliuote vertinimo neapibrėžtumai visose atominių elektrinių eksploatacijos, darbo nutraukimo bei radioaktyviųjų atliekų saugojimo etapuose [18-19].

Šiame darbe, galimi žmonių apšvitos nustatymo neapibrėžtumai, taikant tikimybinius metodus, buvo vertinami nagrinėjant radionuklidų sklaidą vandens keliu iš Maišiagalos paviršinės radioaktyviųjų atliekų saugyklos, remiantis ilgos trukmės stebėsenos duomenimis. Rezultatai palyginti su Lietuvos Respublikoje nustatyto radiacinės saugos kriterijumi: gyventojų apribotoji metinė efektinė dozė eksploatuojant ir nutraukiant branduolinės energetikos objektų veiklą, kuriems priklauso ir ši saugykla, yra 0,2 mSv metams [20-21].

Biotos apšvitos neapibrėžtumai buvo nagrinėti vertinant valstybės įmonės Ignalinos atominės elektrinės (IAE) aušinimo baseino, tai yra Drūkšių ežero, radioekologinę būklę, prognozuojant radionuklidų jonizuojančiosios

spinduliuotės biologinį poveikį florai ir faunai elektrinei veikiant ir nutraukus jos eksploatavimą, bei įrengus hipotetinį radioaktyviųjų atliekų kapinyną 1,5 km atstumu nuo ežero. Biotos apšvitos vertinimas buvo atliktas remiantis 1989-2008 m. Drūkšių ežero radioekologinių tyrimų duomenimis [22-23].

Darbo aktualumas

Lietuvos Respublikoje poveikio žmogui ir aplinkai vertinimo tikslai yra apibrėžti ūkinės veiklos (tame tarpe ir branduolinės energetikos objektų) įstatyme [24], kurio pagrindinės nuostatos apie žmonių ir aplinkos radiacinę saugą yra sekantys:

- nustatyti, apibūdinti ir įvertinti galimą tiesioginį ir netiesioginį planuojamos ūkinės veiklos poveikį visuomenės sveikatai ir aplinkai (tame tarpe gyvūnijai ir augalijai)
- sumažinti planuojamos ūkinės veiklos neigiamą poveikį visuomenės sveikatai ir aplinkos komponentams arba šio poveikio išvengti;
- nustatyti, ar planuojama ūkinė veikla, įvertinus jos pobūdį ir poveikį aplinkai, leistina pasirinktoje vietoje.

Radionuklidų patekimas į aplinką yra aktuali problema visose branduolinės energetikos ciklo grandyse. Siekiant įvertinti galimą jonizuojančiosios spinduliuotės poveikį gyventojų sveikatai, būtina įvertinti esamą bei galimą apšvitą, atsižvelgiant į parametrų kaitą ir neapibrėžtumus, nustatant vidutines, maksimalias apšvitos vertes bei 95 procentilius.

Drūkšių ežero, IAE aušinimo baseino, biotos apšvitos vertinimas, gamtinės ir antropogeninės kilmės apšvitos palyginimas bei rizikos faktorių nustatymas leis padaryti išvadą apie šios gėlavandenės ekosistemos biotos apšvitos ypatumus. Įvertinti galimybę toliau ežerą taikyti žuvininkystei bei kitoms reikmėms, tame tarpe ir branduolinės energetikos vystymui.

Darbo tikslas

Šio darbo tikslas – nustatyti, apibūdinti ir įvertinti galimą jonizuojančiosios spinduliuotės poveikį visuomenės sveikatai ir aplinkai (tame tarpe gyvūnijai ir augalijai) branduolinės energetikos objektų aplinkoje (Maišiagalos radioaktyviųjų atliekų saugyklos atveju - vertinant galimą poveikį žmogui, ir IAE aušintuvo Drūkšių ežero atveju - vertinant galimą poveikį gėlavandenės ekosistemos biotai), nustatyti, ar ši veikla, įvertinus jos pobūdį ir poveikį aplinkai, atitinka Lietuvos Respublikoje arba Europos Sąjungoje galiojantiems standartams, yra leistina pasirinktoje vietoje dabartiniu laikotarpiu arba ateityje.

Darbo uždaviniai

1. Įvertinti radionuklidų sklaidą vandens keliu iš radioaktyviųjų atliekų saugyklos (remiantis 1989-2010 m. ataskaitose ir publikacijose paskelbtais Maišiagalos saugyklos aplinkos stebėsenos duomenimis [34, 39]) taikant tikimybinis metodus nustatyti potencialiai reikšmingus radionuklidus ir atskirų radionuklidų sklaidos kelių indėlių žmonių apšvitos metinės efektinės dozės dydžiui.
2. Atlikti radionuklidų sklaidos vandens keliu matematinio modelio vietines sąlygas atitinkančių parametrų jautrumo analizę. Įvertinti atskirų modelio parametrų ir neapibrėžtumų įtaką žmonių apšvitos jonizuojančiąja spinduliuote metinės efektinės dozės vertinimui.
3. Ištirti gėlavandenės ekosistemos (remiantis 1989-2008 m. ataskaitose ir publikacijose paskelbtais Drūkšių ežero radioekologinių tyrimų duomenimis [22-23]) standartizuotosios biotos apšvitą taikant tikimybinis metodus, nustatyti potencialiai reikšmingus radionuklidus, įvertinti rizikos faktorius bei kitus veiksnius lemiančius standartizuotosios biotos apšvitą.
4. Įvertinti gyventojų ir standartizuotosios biotos apšvitą branduolinės energetikos objektų aplinkoje, atsižvelgiant į Lietuvos Respublikoje ir Europos Sąjungoje nustatytus arba rekomenduojamus radiacinės saugos kriterijus.

Naujumas

1. Nustatyti sklaidos iš nagrinėtų saugyklų ir kapinynų potencialiai radiacinės saugos požiūriu reikšmingi radionuklidai, įvertintas apšvitos kelių (geriamasis vanduo, mityba) procentinis indėlis metinės efektinės dozės dydžiui. Pritaikius koreliacinę ir jautrio analizę, nustatyti už inžinierinių barjerų radionuklidų sklaidą trimatėje erdvėje lemiantys radiacinės saugos požiūriu potencialiai reikšmingi modelio parametrai ir jų daliniai ranginiai koreliacijos koeficientai
2. Pirmą kartą, taikant tikimybinis metodus, įvertinta gėlavandenės ekosistemos IAE aušinimo baseino Drūkšių ežero standartizuotųjų organizmų apšvita gamtinių ir antropogeninių radionuklidų jonizuojančąja spinduliuote.
3. Nustatyta, kad, įrengus papildomus apsauginius barjerus, Maišiagalos saugyklos aplinkoje metinė efektinė gyventojų apšvitos dozė yra ženkliai mažesnė lyginant su apribotosios dozės dydžiu, 95 procentilis nesiekia higienos normose patvirtintos 1mSv per metus ribinės dozės dydžio.
4. Nustatyta, kad Drūkšių ežero biotos apšvitos dozės galia dėl antropogeninės kilmės radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio, laukiamasis ir konservatyvusis apšvitos rizikos faktoriai neviršija Europos Sąjungoje siūlomo reglamentuojamojo lygio.

Darbo praktinė reikšmė

Remiantis ilgos trukmės radionuklidų sklaidos stebėsenos Maišiagalos saugyklos aplinkoje duomenimis, taikant tikimybinis metodus, nustatytas ženklus gyventojų apšvitos mažėjimas įrengus papildomus apsauginius barjerus.

Nustatyta, kad IAE aušintuvas – Drūkšių ežeras, esant reikalui, biotos radiacinės saugos požiūriu (gamtinė apšvita ženkliai viršija antropogeninę, konservatyvieji rizikos faktoriai. sudaro apie 10 procentų Europos Sąjungoje siūlomos reglamentuojamosios ribinės rizikos faktorių vertės). galėtų būti naudotinas tolimesniam branduolinės energetikos vystymui, atsižvelgiant į temperatūros, cheminės taršos ir kitų faktorių galimą poveikį.

Žmonių apšvitos metinė efektinė dozė dėl suvartotos maistui IAE aušintuvo Drūkšių ežero žuvies yra kelių μSv eilės. Remiantis šiais duomenimis galima teigti, kad žmonių radiacinės saugos požiūriu Drūkšių ežere mėgėjiška žuvininkystė yra galima.

Ginamieji disertacijos teiginiai

1. Nagrinėjama atvejais radionuklidų sklaidos vandens keliu matematinio modelio vietines sąlygas atitinkančių parametru jautrumo analizė parodė, svarbiausieji apšvitos dydį lemiantys parametrai yra vandeningojo horizonto skersinė dispersija, radionuklido patekimo į aplinką pastovioji, vandeningojo horizonto hidraulinis gradientas
2. Gautųjų duomenų analizė, atsižvelgiant į mitybos grandžių ypatumus, parodė, kad iš visų saugojimui pateiktų radionuklidų Maišiagalos saugyklos atveju pavojingais laikytini ^3H , ^{14}C ir ^{36}Cl , hipotetinio Stabatiškės kapinyno atveju – ^{14}C , ^{36}Cl , ^{129}I , ^{99}Tc , vėliau – ^{237}Np .
3. Drūkšių ežero gėlavandenės ekositemos biotos standartizuotųjų testinių organizmų apšvitos dozės galia dėl IAE nuotekų ir radionuklidų sklaidos vandens keliu iš hipotetinės radioaktyviųjų atliekų saugyklos, rodo, kad biotos apšvitos dozės galia dėl gamtinių radionuklidų ženkliai viršija antropogeninės kilmės radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės poveikį, laukiamasis ir konservatyvusis rizikos faktoriai sudaro apie 10% Europos Sąjungoje rekomenduojamojo dydžio.
4. Nustatyta, kad iš visų Drūkšių ežero dugno nuosėdų radionuklidų, biotos suminės apšvitos požiūriu pavojingais laikytini ^{60}Co ir ^{137}Cs , vidinės apšvitos dozės galios dydį atskirais atvejais lemia ir ^{90}Sr bei ^{54}Mn aktyvumo koncentracija dugno nuosėdose.
5. Standartizuotųjų organizmų tarpe didžiausią apšvitą nuo antropogeninių radionuklidų Drūkšių ežere patiria bentosiniai organizmai (*Bivalvia mollusca*, *Crustacea*, *Gastropoda*, *Insectum larvae*).
6. Suaugusiųjų žmonių vidinės apšvitos metinė efektinė dozė dėl suvartotos maistui IAE aušintuvo Drūkšių ežero pelaginės žuvies yra kelių μSv eilės ir yra labiausiai priklausanti nuo radionuklido ^{40}K .

MOKSLINIŲ PUBLIKACIJŲ DISERTACIJOS TEMA SĄRAŠAS

STRAIPSNIAI

Tarptautinėse duomenų bazėse referuojamuose leidiniuose

1. Nedveckaitė T, Filistovič V, Marčiulionienė D, **Prokopčiuk N**, Gudelis A, Remeikis V, Beresford N.-A. LIETDOS-BIO assessment approach to the environment non-human species exposure by ionizing radiation. Lithuanian Journal of Physics. (ISSN: 1648-8504) 2010; 50(1): 151–160.
2. Gudelis A, Nedveckaite T, **Prokopciuk N**, Filistovic V, Remeikis V, Motiejunas S. 2010. Assessment of radionuclide migration and radiological human exposure at the closed near-surface radioactive waste repository. Nukleonika. (ISSN: 0029-5922). 2010; 55(2): 251–259
3. Nedveckaite T, Filistovic V, Marciulioniene D, **Prokoptchuk N**, Plukiene A, Gudelis A, Remeikis V, Yankovich T, Beresford N.-A. Background and anthropogenic radionuclides derived dose rates to freshwater ecosystem – nuclear power plant cooling pond-reference organisms. Journal of Environmental Radioactivity. (ISSN: 0265-931X). 2011; 102(8): 788-795.

Straipsniai kituose moksliniuose leidiniuose

4. Nedveckaitė T, Gudelis A, Filistovič V, **Prokopčiuk N**. Data uncertainty in decision making relevant to the post-closure phase of near-surface radioactive waste disposal facility. Visuomenės sveikata. (ISSN: 1392-2696). 2009; 3(46): 73-77.

Disertacijos medžiaga pristatyta kongrese bei konferencijose:

1. Nedveckaite T, Mastauskas A, **Prokoptchuk N**, Filistovic V. The application of national monitoring programme for radiological protection of the environment. Strengthening Radiation Protection Worldwide. 12-th International Congress of the International Radiation Protection Association. Strengthening Radiation Protection Worldwide. Buenos-Aires, Argentina. 19-24 October 2008. www.IRPA12.org.ar. TOPIC.II.2.2. Protection of the public and environment, p. 2480.
2. Gudelis A, Nedveckaitė T, **Prokopčiuk N**, Filistovič V, Gvozditė R, Remeikis V, Motiejūnas S. Radionuklidų sklaidos iš uždarytos paviršinės radioaktyviųjų atliekų saugyklos ir žmonių apšvitos vertinimas. 38-oji Lietuvos nacionalinė fizikos konferencija. 2009 m. birželio 8-10 d. Vilnius. Tezės konferencijos rinkinyje (ISBN 978-9955-33-447-7)
3. Nedveckaitė T, Gudelis A, Filistovič V, **Prokopčiuk N**. Institute of Physics, Lithuania, Data uncertainty in decision making relevant to the post-closure phase of near surface radioactive waste disposal facilities. Radiation Protection and Nuclear Safety for the Enhancing Civil Security. Vilnius, 24 September, 2009.
4. Nedveckaitė T, Marčiulionienė D, **Prokopčiuk N**, Konstantinova M, Gudelis A. Biotos apšvitos jonizuojančiąja spinduliuote vertinimas, taikant tikimybinę neapibrėžtumo analizę. 39-oji Lietuvos nacionalinė fizikos konferencija. 2011 m. spalio 6-8 d. Vilnius, 193.

I. LITERATŪROS APŽVALGA

1.1. Radiacinė sauga ir žmonių apšvitos jonizuojančiaja spinduliuote vertinimas

Iki pastarojo laikotarpio daugiausiai dėmesio buvo skirta žmogaus radiacinei saugai: tiriamas jonizuojančiosios spinduliuotės poveikis, įteisinti norminiai aktai reglamentuojantys žmonių apšvitą tarptautiniame ir nacionaliniame lygiuose. Vertinant žmonių apšvitą būtina vadovautis Lietuvos Respublikos radiacinės saugos įstatymu [25] bei pagrindiniais radiacinės saugos principais: jonizuojančiosios spinduliuotės naudojimo pagrįstumu, atskirų asmenų ir visos visuomenės apšvitos optimizavimu bei ribojimu. Šie teisės aktai bei Valstybinės radiacinės saugos priežiūros ir kontrolės valdymo sistema užtikrina gyventojų ir aplinkos radiacinę saugą, atitinkančią Europos Komisijos, TATENA ir kitų tarptautinių organizacijų reikalavimus [26-27].

Jonizuojančiosios spinduliuotės poveikis žmogui priklauso nuo sugertosios dozės, kuri yra ribojama. Lietuvos higienos norma HN 73:2001 "Pagrindinės radiacinės saugos normos" [28]. Branduolinių objektų aplinkoje žmogaus apšvitos apribotosios dozės dydį (0.2 mSv/metams) reglamentuoja Lietuvos Higienos Norma HN 87:2002. "Radiacinė sauga branduolinės energetikos objektuose" [20].

Apribotoji dozė - individualiosios dozės, kurią gali lemti konkretus šaltinis, apribojimas, taikomas optimizuojant radiacinę saugą. Apribotoji dozė taikoma tam, kad, netgi veikiant keliems apšvitos šaltiniams, kritinės grupės narių dozės neviršytų nustatytosios ribinės dozės. Matavimo vienetas Sivertas per metus (Sv/metai).

Minėtos HN sudarytos, remiantis Tarptautinės atominės energijos agentūros (ICRP) biokinetiniais modeliais [29-33].

Šiame darbe bus nagrinėjama galima žmonių apšvita Maišiagalos saugyklos aplinkoje, taikant tikimybinis metodus.

1.2. Žmonių radiacinės saugos vertinimas remiantis radionuklidų stebėsenos Maišiagalos saugyklos aplinkoje duomenimis

Maišiagalos radioaktyviųjų atliekų saugykla 1960-1963 m. buvo pastatyta netoli Maišiagalos, Širvintų rajono Bartkuškės miške. Į ją radioaktyviosios atliekos, susidarančios pramoninės, medicininės ir mokslinės veiklos metu, buvo vežamos iš Lietuvos, Kaliningrado bei Gardino sričių. 1963 m. šios saugyklos statyba buvo baigta ir į ją pradėtos vežti radioaktyviosios atliekos. Ši radioaktyviųjų atliekų saugykla yra licencijuota pagal Lietuvoje galiojančius teisės aktus ir jai suteiktas Maišiagalos radioaktyviųjų atliekų saugyklos statusas.

Radioaktyviosios atliekos šiame įrenginyje yra patalpintos gelžbetonio rūsyje, kurio vidaus matmenys 14,75 m x 4,75 m x 3 m (tūris – 200 m³) [34]. Čia atliekos nebuvo rūšiuojamos, t. y. trumpaamžės ir ilgaamžės atliekos buvo kaupiamos toje pačioje vietoje. Pagal dabartinius reikalavimus kiekvienos rūšies atliekos turi būti laidojamos atskirai, specialiose pakuotėse ir specialiai joms įrengtuose kapinyuose. Be to, čia patalpinti ir panaudoti jonizuojančiosios spinduliuotės šaltiniai, užsandarinti dviejuose nerūdijančio plieno konteineriuose, kurių kiekvieno talpa – 10 litrų.

Saugyklos sienų storis kinta nuo 250 mm apačioje iki 150 mm viršuje, dugno storis – 100 mm. Saugykla sumontuota ant 200 mm storio betoninio pagrindo. Eksploatuojant įrenginį rūsys buvo tik iš dalies užpildytas atliekomis (apie 60% viso tūrio). Uždarymo metu buvo sukaupta apie 120 m³ radioaktyviųjų atliekų. Atliekos buvo sluoksniuojamos su betono skiediniu. Baigiant įrenginį eksploatuoti, likusi ertmė buvo užpildyta betonu ir smėliu. Viršus uždengtas gelžbetonio plokštėmis. Ant viršaus užklotas 30 mm asfalto sluoksnis ir supiltas 1,20 m smėlio sluoksnis.

Iki 2002 m. Maišiagalos saugyklą prižiūrėjo Fizikos instituto mokslininkai, nuo 2002m. saugykla rūpinasi VĮ Radioaktyviųjų atliekų tvarkymo agentūra (RATA). Nuo to laiko RATA yra atsakinga už saugyklos priežiūrą ir aplinkos stebėseną. Pirminis radioaktyviųjų atliekų saugyklos uždavinys – užtikrinti žmonių ir aplinkos radiacinę saugą, atitinkančią

tarptautinius ir nacionalinius reikalavimus, iki to laiko, kai radiologinis pavojus pasieks nereikšmingą lygį [35].

Už tinkamą Maišiagalos saugyklos aplinkos monitoringo vykdymą atsako Valstybės įmonė Radioaktyviųjų atliekų tvarkymo agentūra. Pastaroji vadovaudamasi Lietuvos Respublikos teisiniais ir norminiais aktais rūpinasi teisingu aplinkos mėginių paėmimu, mėginių tyrimais, rezultatų analize, ataskaitų parengimu, išplatiniu ir duomenų kaupimu.

Aplinkos stebėseną atlieka Fizinių ir technologijos mokslų centro Fizikos institutas – iš 10 gręžinių sistemingai imami gruntinio vandens mėginiai ir atliekamas jų radiologinis tyrimas. 1994 m. buvo pradėti reguliarūs dozimetriniai ir radiometriniai šio punkto aplinkos tyrimai, kurie tęsiasi iki šiol [36-38]. Aplinkos stebėseną – tai sistemingas dirvožemio, vandens ir augmenijos stebėjimas, vertinimas ir prognozė. Šie tyrimai skirti nustatyti, ar iš saugyklos į aplinką sklinda radioaktyviose atliekose esantys radionuklidai. Informacija skelbiama ataskaitose [39].

Dozėms įvertinti taikomi matematiniai radionuklidų sklaidos aplinkoje modeliai. Dozių vertinimai atliekami laipsniškai: visų pirma, taikomas paprasčiausias itin konservatyvus modelis, neįvertinantis radionuklidų sklaidos aplinkoje, ir, jeigu netenkina paprasčiausiu būdu gauti rezultatai, taikomi bendrieji modeliai ir remiamasi visuotinai aprobuotais radionuklidų sklaidos, žmonių gyvenamos ir mitybos rodikliais. Tiksliausi rezultatai gaunami, kai atsižvelgiama į realias radionuklidų sklaidos bei apšvitos trasas ir realių kritinių grupių žmonių gyvenamos bei mitybos ypatumus. Remiamasi vietinėms sąlygoms būdingais radionuklidų sklaidos atmosferoje, hidrosferoje ir litosferoje parametrais.

Būtina užtikrinti, kad saugos kriterijai, nustatyti radioaktyviųjų atliekų kapinynams, būtų tenkinami ne tik po kelių dešimtmečių, bet ir po kelių ar net keliolikos tūkstančių metų. Todėl atliekama kapinynų saugos analizė, modeliuojami galimi radionuklidų sklaidos iš kapinyno keliai.

Straipsniuose [40-41] pateikta radionuklidų migracijos iš hipotetinio RADON tipo mažo aktyvumo radioaktyviųjų atliekų kapinyno įvertinimo

metodika bei rezultatai. Darbuose nagrinėjami keturi radionuklidų sklaidos scenarijai ir pagal juos apskaičiuota, kokią apšvitos jonizuojančiąja spinduliuote dozę gali gauti žmogus dėl į aplinką patekusių radionuklidų. Sudarytuose scenarijuose įvertinta radionuklidų pernaša geosferoje ir biosferoje. Skaičiavimai atlikti naudojant kompiuterinę programą AMBER, gauti rezultatai palyginti su šiuo metu galiojančiomis higienos normomis ir kituose panašiuose darbuose gautais rezultatais.

Darbuose [42-45], remiantis stebėsenos duomenimis, išsamiai nagrinėjamas radionuklidų plitimas iš Maišiagalos saugyklos šiaurės rytų ir šiaurės vakarų kryptimis. Pateikiami radionuklidų sklaidos iš saugyklos modeliavimo rezultatai, gauti kompiuterinėmis programomis DUST ir MOC3D. Nurodoma, kad maksimalios tričio tūrinio aktyvumo gruntiniame vandenyje reikšmės gali viršyti leidžiamus apšvitos lygius.

Maišiagalos radioaktyviųjų atliekų saugyklos radiacinės saugos vertinimas, panaudojant kompiuterines programas AMBER ir FEFLOW, pateiktas darbuose [46-47]. Skaičiavimuose panaudoti 38 parametrų rinkiniai. Daugelis parametrų yra bendriniai, kai kurie atspindi vietovės sąlygas. Abiejų programų modeliai taikyti toms pačioms pagrindinių parametrų vertėms. Šiomis programomis gaunami tarpusavyje palyginami rezultatai, kurie atitinka ir eksperimentinių stebėjimų rezultatus. Programa AMBER panaudota radionuklidų srautui iš saugyklos vertinti. FEFLOW programa panaudota radionuklidų tūriniam aktyvumams gruntiniame vandenyje vertinti, baseino hidrogeologinėms sąlygoms atkurti ir parametrus patvirtinti bei žmonių apšvitos jonizuojančiąja spinduliuote dozėms vertinti determinuotoju būdu. Buvo įvertinti radionuklidų tūriniai aktyvumai gruntiniame vandenyje, atlikti hipotetinės kritinės gyventojų grupės narių efektinių dozių prognoziniai skaičiavimai, kai žmogus gėrimui vartoja gruntinį vandenį iš šulinių, esančių 50, 150 ir 550 m atstumu nuo saugyklos. Efektinių dozių skaičiavimuose buvo priimta, kad žmogaus suvartoto geriamojo vandens kiekis yra $0,73 \text{ m}^3$ per metus.

Skaičiavimo rezultatai rodo, kad geriamojo vandens šulinį įrengus 550 m atstumu nuo saugyklos, didžiausias efektines dozes lems ^3H , ^{36}Cl ir ^{239}Pu . ^3H , ^{36}Cl sukeltos dozės, įvertintos neatsižvelgiant į galimus neapibrėžtumus, gali viršyti ribinę dozę (1 mSv/metai) po 50-300 metų nuo saugyklos uždarymo. ^{239}Pu sukeliama dozė bus didžiausia po kelių dešimčių tūkstančių metų nuo 1989 m. saugyklos uždarymo, tačiau neviršys ribinės dozės. Svarbiausių dozę formuojančių radionuklidų sukeltos didžiausios dozės bus atitinkamai: $^3\text{H} - 0,0017$, $^{36}\text{Cl} - 0,0014$ ir $^{239}\text{Pu} - 0,00041$ Sv/metai.

Pagrindinė šio darbo išvada – Maišiagalos radioaktyviųjų atliekų saugykla be saugos gerinimo darbų negali funkcionuoti kaip ilgaamžis paviršinis kapinynas. Planuojant ateities priemones, turėtų būti atlikta jų saugos analizė ir parodyta, ar, atlikus saugos gerinimą, saugykla atitinka ilgaamžio kapinyno reikalavimus. Priešingu atveju atliekos turėtų būti išimamos iš saugyklos ir perlaidotos.

Straipsniuose [48-49] nagrinėjami procesai ir parametrai, lemiantys radionuklidų pernašą hidrogeologinėse sistemose, radionuklidų migracijos (pirmiausia, aeracijos zonoje ir nespūdinio požeminio vandens sistemoje) mechanizmai.

Eksperimentų ir skaičiavimų metodais parodyta, kad svarbiausi radionuklidų, ypač ^3H , pasiskirstymą lemiantys procesai Maišiagalos radioaktyviųjų atliekų saugyklos apylinkių aeracijos zonoje ir gruntiniame vandenyje yra šie: advekcija aeracijos zonoje ir gruntiniame vandenyje, infiltracinė mityba, kapiliarinis pakilimas virš gruntinio vandens lygio ir išgaravimas. Pagrindiniai hidrogeologiniai ypatumai Maišiagalos saugyklos aplinkoje, kurie įtakoja radionuklidų pernašos greitį, yra reikšmingas aeracijos zonos storis (apytikriai 7-8 m) palyginus su mažu vandens horizonto storiu (2 - 2,5 m).

Publikacijoje [49] buvo įvertinta Maišiagalos radioaktyviųjų atliekų saugyklos radioekologinė sauga, panaudojant DUST, FEFLOW ir AMBER kompiuterines programas. Buvo įvertintos galimos žmonių apšvitos dozės, jeigu nuklidai iš saugyklos vandens keliu patektų į geriamąjį vandenį, kai

hipotetinis geriamojo vandens šulinys būtų įrengtas 150 m atstumu nuo saugyklos. Didžiausios efektinės dozės, vertinamos neatsižvelgiant į galimus neapibrėžtumus, būtų sąlygotos ^3H , ^{36}Cl , ^{239}Pu . Dozės, sąlygotos ^3H ir ^{36}Cl , gali viršyti dozės ribą 1 mSv/metai laiko tarpui nuo 50 iki 230 metų po saugyklos 1989 m. uždarymo. Dozė, sąlygota ^{239}Pu išliktų beveik nepakitusi praėjus >60000 metų po saugyklos uždarymo, tačiau ji neviršytų nustatytos apribotosios dozės vertės.

Efektinė žmonių apšvitos dozė, sąlygota ^3H , būtų $4,0 \times 10^{-3}$ Sv/metai po 110 metų. Apribotoji dozė (0,2 mSv/metai) būtų viršijama laikotarpiui nuo 75 iki 180 metų, imant skaičiavimų atskaitos tašku 1963 metus. Didžiausia efektinė dozė, sąlygota ^{36}Cl , siektų $0,7 \times 10^{-3}$ Sv/metai praėjus 180 metams, apribotosios dozės dydis būtų viršijamas laiko intervalui nuo 75 iki 220 metų. Šis vertinimas, taip pat anksčiau darytos studijos leidžia padaryti išvadą, kad Maišiagalos saugykla negali funkcionuoti kaip paviršinė saugykla, nes apšvitos dozė žmogui viršija nustatytą Lietuvos higienos normoje [28] dydį – 1 mSv/metai.

Atsižvelgus į darbuose [40-41, 46, 49] pateiktus žmonių radiacinės saugos vertinimo rezultatus, patvirtintus kituose darbuose, vykdant ES PHARE projektą "Maišiagalos radioaktyviųjų atliekų saugyklos saugos įvertinimas ir pagerinimas", didelę patirtį radioaktyviųjų atliekų tvarkyme turinčios prancūzų kompanijos THALES ir ANDRA, kartu su Lietuvos Energetikos ir Fizikos institutais, nustatė kapinyno techninę būklę, išanalizavo stebėsenos rezultatus ir atliko saugos vertinimą [50]. Vienas svarbiausių projekto rezultatų – papildomų apsauginių inžinerinių barjerų saugykloje įrengimas. Pagal paruoštą projektą [51-52] virš gelžbetoninio radioaktyviųjų atliekų rūšio buvo įrengta dviejų vandeniui nelaidžių didelio tankio polietileno membranų sistema. Svarbiausios atlikto saugos vertinimo išvados [53] buvo šios: nors radionuklidų migravimas iš rūšio nekelia pavojaus žmonėms ir aplinkai, tačiau ilgalaikėje perspektyvoje saugos kriterijai gali būti netenkinami.

1.3. Radiacinė sauga ir biotos (faunos ir floros) apšvitos jonizuojančiąja spinduliuote vertinimas

Šiuo metu nėra priimtos tarptautinės nuostatos reglamentuojančios jonizuojančiosios spinduliuotės poveikį biotai (faunai ir florai). Tradiciškai radiacinės saugos įstatymai riboja poveikį žmogui. Tarptautinės radiologinės saugos komisijos (ICRP) rekomendacijoje buvo teigiama „Komisija daro prielaidą, kad yra būtina aplinkos taršos kontrolę skirtą žmogaus radiacinei saugai pakelti iki tokio lygio, kad užtikrintų ir kitų organizmų radiacinę saugą [12]. Rio Deklaracijoje 1992 m. [7, 15] išdėstytos pagrindinės aplinkos radiacinės saugos nuostatos, apibrėžta koncepcija, kad aplinkos radiacinė sauga turi būti įteisinta ir nagrinėjama atskirai nuo žmonių radiacinės saugos.

Tarptautinė radiologinės saugos komisija, siekiant panaikinti šią spragą [14, 54], nusprendė sudaryti darbinę grupę ir pasiūlė biotos radiacinę saugą vertinti pasirinktoms standartizuotųjų organizmų grupėms.

Tarptautinė atominės energijos agentūra šią problemą sprendė tolimesniuose darbuose [4-11]. Jungtinių Tautų mokslinis komitetas atominės radiacijos efektams tirti (UNSCEAR) skyrė daug dėmesio aplinkos apsaugos problemoms spręsti [15]. Teigiama, kad chroninė apšvita mažiau 400 $\mu\text{Gy/h}$ (10 mGy/d), o jautresniems organizmams mažiau 40-100 $\mu\text{Gy/h}$, gali turėti nežymias pasekmes (mirtingumas, reprodukcijos pokyčiai).

Visų pirma šis klausimas pradėtas nagrinėti nacionaliniame lygmenyje Jungtinėje Karalystėje [55], JAV [56], Kanadoje [57] bei Europos Sąjungoje [58], nustatant galimą antropogeninių radionuklidų poveikį aplinkai branduolinio ciklo įmonių aplinkoje (tame tarpe ir radioaktyviųjų medžiagų saugyklų ir kapinynų aplinkoje), sudarant vertinimo metodiką ir atitinkamus norminius aktus.

Iki šio laiko nėra tarptautinių standartų ar kriterijų, ribojančių apšvitą jonizuojančiąja spinduliuote aplinkoje. Šiuo metu siūlomi ir galiojantys normatyvai, ribojantys biotos apšvitos dozės galią (gėlavandenės ekosistemos atveju, kuri nagrinėjama šiame darbe) apibrėžti lentelėje 1.1.

1.1 lentelė. Tarptautinių organizacijų ir nacionaliniai siūlymai bei galiojantys normatyvai, ribojantys biotos standartizuotųjų organizmų apšvitos dozės galią, ($\mu\text{Gy/val}$).

	IAEA (1992) [7]	UNSCEAR (1996) [15]	Kanada (2003) [59]	ERICA (2006) [58]	ICRP (2008) [60]
Gėlavandenė ekosistema					
<i>Gėlavandeniai organizmai</i>	400	400		10	
Dumbliai			100		
Makrofitai			100		
Bentosiniai bestuburiai			200		
Testinis organizmas – varlė					4 – 40
Žuvis			20		
Upėtakis					40 – 400

Šiame darbe gyvosios gamtos – faunos ir floros (dažnai vadinamas vienu žodžiu – biota) radiacinės saugos vertinimui, taikant tikimybinius metodus, pasirinktas Ignalinos AE aušinimo baseinas – Drūkšių ežeras, nagrinėjamas kartu su hipotetinio Stabatiškės mažo aktyvumo radioaktyviųjų atliekų laidojimo kapinyno galimu poveikiu.

1.4. Biotos radiacinės saugos vertinimas remiantis radionuklidų stebėsenos IAE aušintuve – Drūkšių ežere ir galimos taršos dėl hipotetinio Stabatiškės kapinyno duomenimis

1.4.1. Drūkšių ežero - IAE aušintuvo radioekologinė būklė

Atsiradus civiliniam branduolinės energetikos ciklui kilo būtinybė nagrinėti ir modeliuoti radionuklidų sklaidą ir pasiskirstymą branduolinių objektų aplinkoje tiek normaliomis, tiek avarinėmis sąlygomis. Kadangi reaktoriams aušinti dažniausiai naudojamas vanduo, branduoliniai įrenginiai buvo statomi jūrų, upių arba ežerų pakrantėse, todėl radionuklidų sklaida nagrinėta sausumos ir vandens ekosistemose. Ignalinos AE pastatyta ant Drūkšių ežero kranto ir yra aušinama šio ežero vandeniu.

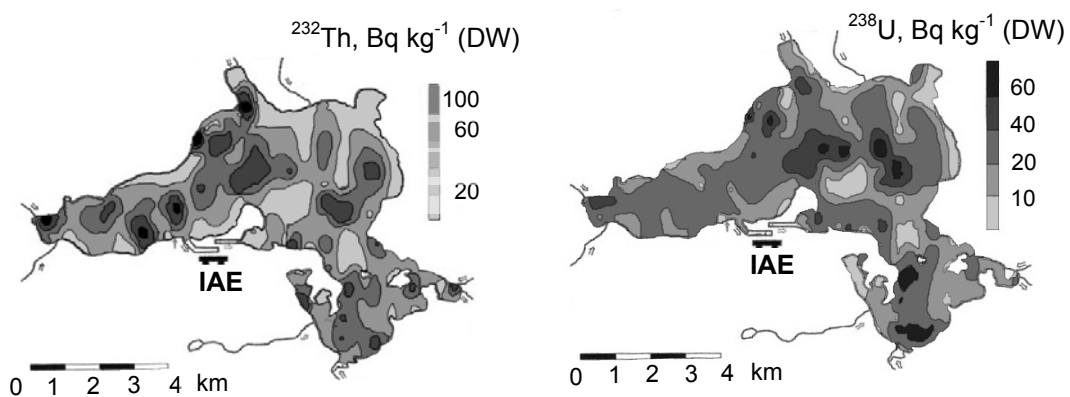
Ignalinos AE – radioekologinės saugos požiūriu yra ypatingos svarbos Lietuvos ūkio objektas. Radioekologiniai Drūkšių ežero tyrimai buvo vykdomi iki IAE veikimo pradžios ir iki jos uždarymo vykdant mokslinius projektus,

atliekant šios AE poveikio aplinkai vertinimus, ypatingai susietus su Drūkšių ežero – Ignalinos AE aušinimo baseino radioekologinių pokyčių vertinimu [22, 61-65] 2004 m. gruodžio 31 d. uždarytas I Ignalinos AE blokas, gruodžio 31 d. 2009 m. – II blokas.

Drūkšių ežeras – pats didžiausias ežeras Lietuvoje. Jo bendrasis vandens tūris yra apie $369 \times 10^6 \text{ m}^3$, esant normaliam pritekėjimo lygiui (ežero vandens paviršiaus lygis virš jūros lygio – 141,6 m). Bendrasis ežero paviršiaus plotas yra apie 49 km^2 . Maksimalus ežero gylis siekia 33,3 m, vidutinis gylis – 7,6 m. Ežero ilgis – 14,3 km, maksimalus plotis – 5,3 km ir perimetras – 60,5 km. Drūkšių ežero charakteristika pateikta [66].

Siekiant įvertinti radionuklidų sklaidos ir biotos apšvitos gėlavandenėse ekosistemose dėsningumus sudaromi matematiniai modeliai ir kompiuterinės programos. Biotos apšvitos vertinimas daugiausiai grindžiamas dugno nuosėdose sukauptų radionuklidų aktyvumo koncentracijų vertinimu.

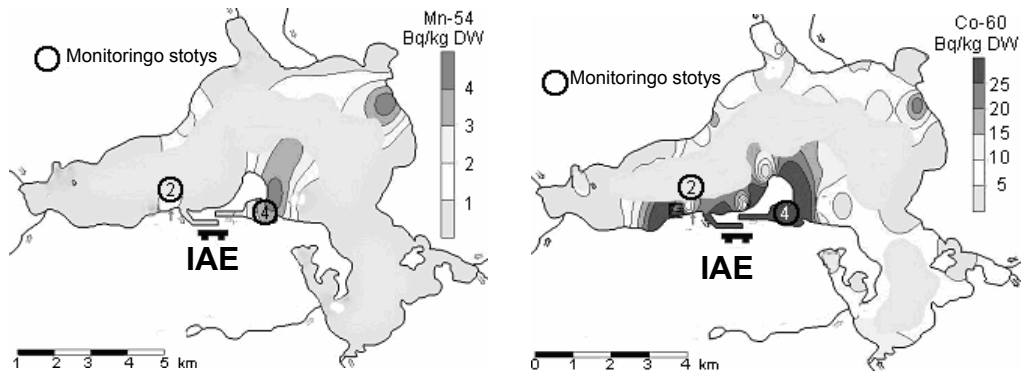
Drūkšių ežere, iki pradėdant veikti IAE, buvo atliktas detalus ^{238}U ir ^{232}Th pasiskirstymo dugno nuosėdose kartografavimas, kaip pateikta pav. 1.1.



1.1 pav. Gamtinių radionuklidų ^{232}Th - ir ^{238}U pasiskirstymas Drūkšių ežero dugno nuosėdose [23].

Daugiamečių radioekologinių tyrimų metu Valstybinės mokslo programos „Atominė energetika ir aplinka“ rėmuose buvo atliktas Drūkšių ežero dugno nuosėdų ir augalų radiogeocheminis kartografavimas. Nustatytas antropogeninių radionuklidų ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr , ^{60}Co , ^{54}Mn ir gamtinių ^{238}U ir

^{232}Th bei ^{40}K pasiskirstymo dėsningumai. Antropogeninių radionuklidų ^{54}Mn ir ^{60}Co pasiskirstymo Drūkšių ežero dugno nuosėdose pavyzdys, rodantis netolygu šių radionuklidų pasiskirstymą dugno nuosėdose, pateiktas pav. 1.2.



1.2 pav. Antropogeninių radionuklidų ^{54}Mn ir ^{60}Co pasiskirstymo Drūkšių ežero dugno nuosėdose pavyzdys [23].

Pagal aplinkos ekotoksikologinius Drūkšių ežero vandens ir dugno nuosėdų tyrimo duomenis šį ežerą galima priskirti silpnai toksiškų vandens telkinių kategorijai. Tačiau daugiamečiai (1989–1996) IAE nuotėkų ekotoksikologiniai tyrimai parodė, kad į Drūkšių ežerą patenkančios nuotėkos yra daugiau ar mažiau kenksmingos hidrobiontams [66].

Kaip nurodoma darbuose [67-71], gėlavandenėse ekosistemose radionuklidai per trumpą laiko tarpą (per 2-4 paras) pasiskirsto tarp vandens, dugno nuosėdų ir augalų. Tai sąlygoja radionuklidų kiekio sumažėjimą vandenyje, kuris tampa nepakankamai informatyvus sandas, vertinant gėlavandenės ekosistemos radioekologinę būklę. Gėlavandenės ekosistemos ilgalaikę taršą geriausiai atspindi dugno nuosėdos, kurios tampa radionuklidų deponavimo terpe, išskyrus ^3H ir ^{14}C [72].

Darbe [65], remiantis išmetų su radionuklidais į Drūkšių ežerą apskaitos duomenimis bei panaudojant kompiuterinius modelius PC CREAM 97, įvairiuose aplinkos objektuose buvo suskaičiuoti radionuklidų aktyvumai, kuriuos galėjo lemti Ignalinos AE normali veikla. Taip pat buvo įvertintos individualios efektinės dozės, kurias patiria kritinės grupės nariai (žvejai ir jų šeimos nariai) skirtingomis apšvitos trasomis. Buvo palyginta su skirtingais hidrologinės sistemos elementais susijusių kritinių grupių narių individuali

apšvita. Remiantis registruotų išmetų į Drūkšių ežerą mažiausiais ir didžiausiais aktyvumų lygiais, nustatyta, jog suaugusių žvejų, susijusių su Drūkšių ežeru, apšvita kinta nuo $1,1 \times 10^{-3}$ iki 0,02 mSv per metus.

Šiuo metu nėra priimtas tarptautinis įstatymas reglamentuojantis jonizuojančiosios spinduliuotės poveikį biotai - faunai ir florai. Lietuvos Respublikoje biotos apšvita Drūkšių ežere nagrinėta straipsnyje [73-74]. Taikant tikimybinus metodus buvo nustatyta, kad apšvitos dozės galia panirusių hidrofītų Drūkšių ežere – IAE aušintuve dėl antropogeninių radionuklidų įtakos ženkliai mažesnė palyginus su gamtinės kilmės radionuklidų (^{238}U , ^{226}Ra , ^{210}Po) jonizuojančiosios spinduliuotės poveikiu.

1.4.2. Drūkšių ežero radioekologinės būklės kaita dėl galimo Stabatiškės kapinyno poveikio

Kaip daugelyje kitų pramonės šakų, taip ir branduolinės energetikos cikle susidaro atliekų, jos nuolat kaupiasi. Ciklo pabaiga – radioaktyviųjų atliekų laikinasis saugojimas arba laidojimas specialiuose kapinynuose. Ignalinos AE uždaryta gruodžio 31 d. 2009 m. Papildomos atliekos po atominės elektrinės sustabdymo turi būti tvarkomos, atsižvelgiant į Lietuvos Respublikos reikalavimus ir reglamentus, taip pat šiuolaikinius Tarptautinės atominės energijos agentūros (IAEA) ir Europos Sąjungoje įteisintus standartus.

Lietuvoje besikaupiančių trumpaamžių mažo ir vidutinio aktyvumo radioaktyviųjų atliekų laidojimas efektyviai padidins žmonių ir aplinkos apsaugą nuo žalingo radioaktyviųjų medžiagų poveikio. Įgyvendindama radioaktyviųjų atliekų tvarkymo strategijos nuostatas, Radioaktyviųjų atliekų tvarkymo agentūra (RATA) pradėjo vietas, tinkamas trumpaamžių mažo ir vidutinio aktyvumo radioaktyviųjų atliekų kapinynui, paiešką.

Lietuvos Respublikos teisės aktai nustato daug veiksmų, kurie yra privalomi projektuojant ir statant radioaktyviųjų atliekų kapinyną. Pasitelkus Lietuvos mokslininkus 2003 m. buvo atlikta studija “Paviršiniam radioaktyviųjų atliekų kapinynui tinkamų vietų parinkimas” [75-78], pasiūlytos kelios perspektyvios Apvardų, Galilaukės ir Stabatiškių vietos [79-80].

Stabatiškės aikštelė (pav. 1.3) yra rytinėje Visagino seniūnijos dalyje, apie 1 km į pietryčius nuo IAE ir 7 km į rytus nuo Visagino. Aikštelė yra 1,52 km nuo Drūkšių ežero, apie 4 km atstumu nuo valstybinės Lietuvos – Baltarusijos sienos, iki valstybinės sienos su Latvija apie 9 km. Ekonominė teritorijos svarba nedidelė, intensyvi ūkinė veikla, išskyrus energetiką, nevykdoma.



1.3 pav. Apvardų, Galilaukės ir Stabatiškės aikštelės [77].

Paviršiniame kapinyne nebus radioaktyviųjų atliekų apdorojimo įrenginių. Į kapinyną laidoti bus atvežamos galutinai apdorotų radioaktyviųjų atliekų pakuotės. Priimtimumo kriterijų netenkinančios bei ilgaamžės radioaktyviosios atliekos turėtų būti laidojamos giluminiame radioaktyviųjų atliekų kapinyne [77]. Šiuo metu Stabatiškės aikštelėje ir jos aplinkoje gyventojų nėra. Jie buvo iškeldinti, prieš statant atominę elektrinę.

Jei paviršinis kapinynas bus įrengtas Stabatiškės aikštelėje, iš kapinyno išplauti ilgaamžiai radionuklidai drenažo kanalais patektų į Drūkšių ežerą.

Hipotetinės Stabatiškės aikštelės mažo ir vidutinio aktyvumo radioaktyviųjų atliekų paviršinio kapinyno saugos analizė buvo atlikta darbuose [47, 77, 81]. Stabatiškės aikštelės saugos analizei panaudotos

kompiuterinės programos FEFLOW 5.0, AMBER 4.5 ir kt., įvertinus vietines sąlygas atitinkančias parametrų vertes.

Darbe [47] nurodoma, kad požeminiame vandenyje ^{14}C bei ^{129}I sklaidos šleifas gali pasiekti Drūkšių ežerą, tačiau tūriniai aktyvumai ežero vandenyje bus nedideli. Taip pat Stabatiškės aikštelėje modeliuota kai kurių parametrų (pasiskirstymo koeficiento, aplinkos dispersiškumo, filtracijos koeficiento bei poringumo) kaita, lemianti nuklidų sklaidos įvertinimą. Padaryta išvada, kad didžiausią įtaką skačiavimo rezultatams turės aplinkos dispersiškumo pokyčiai, mažiau įtakos turės pasiskirstymo bei filtracijos koeficientų kaita. Straipsnyje pateikti modeliavimo rezultatai atspindi, kad radionuklidų tūriniai aktyvumai vandeningajame sluoksnyje ilgą laiką po kapinyno uždarymo bus maži, metinė efektinė dozė hipotetiniam gyventuojui bus mažesnė už apribotąją metinę dozę (0,2 mSv/metams).

Išanalizavus 19 radionuklidų sklaidą kapinyno artimojoje ir tolimojoje zonoje bei geosferoje, buvo nustatyta, kad tik 5 iš jų (^{14}C , ^{59}Ni , ^{94}Nb , ^{99}Tc ir ^{129}I) gruntiniu vandeniu pasiektų biosferos zoną, suformuodami nagrinėtinius aktyvumus aplinkos sanduose. Iki gruntinio vandens iškrovos į ežerą vietų nebūtų pernešti trumpaamžis silpnai sorbuojamas ^{90}Sr radionuklidas, trumpaamžiai stipriai sorbuojami ^{137}Cs ir ^{241}Pu radionuklidai, o iš ilgaamžių – ^{63}Ni , ^{241}Am , ^{238}Pu bei kiti radionuklidai.

Radioaktyviosios atliekos kapinyne bus laidojamos apytikriai iki 2030 m., kol bus išmontuota Ignalinos atominė elektrinė ir baigtos apdoroti susidariusios atliekos. Baigus laidoti radioaktyvias atliekas, kapinynas bus uždarytas, įrengiant reikalingus inžinerinius barjerus. Uždarytas kapinynas bus prižiūrimas ne mažiau negu 300 metų [77].

II. TYRIMŲ OBJEKTAS IR METODAI

Radionuklidų pernašos ir žmonių bei aplinkos apšvitos vertinimo matematinis modeliavimas vykdomas jau keletą dešimtmečių. Pirmame etape, nagrinėjant gamtinių radionuklidų sklaidos dėsningumus pusiausvyros (stacionariomis) sąlygomis, naudotas koncentravimo koeficientų metodas. Atsižvelgiant į dirbtinių radionuklidų sklaidos ypatumus bei galimas avarines situacijas, šis metodas vėliau buvo pakeistas sisteminės analizės metodu, kai taikomi nestacionarūs dinaminiai arba tikimybiniai metodai [82]. Šiuo metu daugelyje pasaulio valstybių yra sudaryti modeliai ir atitinkamos kompiuterinės programos radionuklidų sklaidai biosferoje ir žmonių apšvitai vertinti, branduolinio ciklo objektams veikiant normaliuoju režimu arba avarinėmis sąlygomis.

Modeliai, vertinant radiacinę saugą, dažniausiai sudaromi tiriant sistemas, kurias kartu veikia didelis skaičius aplinkos veiksnių. Modelio rezultatai priklauso nuo modelio struktūros, radiologinių ir klimatinių duomenų, t.y. įvesties duomenų. Įvesties duomenys laikomi tiksliais, tačiau realiai jie būna įvertinti su sisteminėmis ar atsitiktinėmis paklaidomis [83]. Modelis yra supaprastintas tikros tiriamos sistemos atvaizdas. Scenarijai, kuriais remiamasi modeliuojant sistemą, būna paremti reiškinių ar įvykių prognozėmis, kurios pačios negali būti labai tikslios. Visos minėtos modelių ir modeliavimo ypatybės lemia modelio rezultatų neapibrėžtumus [19, 84-86]. Pagrindinės priežastys:

- pradinės informacijos neapibrėžtys – įvesties duomenų paklaidos,
- modelio ir pasirinktųjų scenarijų neapibrėžtumas,
- skaičiavimo klaidos – paklaidos modelio algoritme.

Modelio rezultato neapibrėžtumo problema kyla dėl to, kad modelio parametrai x_1, x_2, \dots, x_N nėra tiksliai žinomi arba gali keistis realios aplinkos sąlygomis [87-89]. Todėl modelio parametrus galime laikyti atsitiktiniais dydžiais ir juos aprašyti tikimybiniais skirstiniais $p(x_1), p(x_2), \dots, p(x_N)$. Šių tikimybinių skirstinių nustatymas yra papildomas modeliuotojų uždavinys.

Paprasčiausiu atveju, kai parametras yra išmatuojamas dydis ir jo reikšmės neapibrėžtumas kyla tik dėl matavimo paklaidos, naudojamas normalusis tikimybinis skirstinys. Praktikoje dažnai taikomi tolygusis, trikampis, lognormalusis, beta ir kiti skirstiniai.

Pasirinktas tikimybinis skirstinys turi geriausiai atspindėti esamas žinias apie galimas parametro reikšmes. Modelio funkcija, siejanti modelio parametrus su galutiniu rezultatu, bendruoju atveju yra sudėtinga ir dažnai netiesinė funkcija, kurios analitinė išraiška retai įmanoma. Sudėtingų modelių atveju, kai naudojami specializuoti programų paketai, modelio funkcija galime laikyti programų paketo skaičiavimus aprašančią funkciją. Svarbus palengvinimas yra tai, kad neapibrėžtumo ir jautrio analizei atlikti nebūtina žinoti modelio analitinės funkcijos išraiškos.

Matematinio modelio parametrų jautrumo analizė skirta ištirti labiausiai modelio rezultato neapibrėžtumą sąlygojančius veiksnius. Pagal jautrio analizės rezultatus galime nustatyti, kurių modelio parametrų tikslesnis įvertinimas leistų ženkliai sumažinti modelio rezultato neapibrėžtumą ir kurių parametrų tolesnis tikslinimas nėra prasmingas dėl jų mažos įtakos rezultatui. Dažniausiai tam tikslui taikoma koreliacinė ir regresinė analizė bei dispersijos išskaidymo metodai [90-91].

Nesant galimybei atlikti neapibrėžtumo analizę, paprastai taikomos konservatyvios prielaidos apie modelio parametrų reikšmes ir priimamos papildomos konservatyvios scenarijaus sąlygos, tačiau toks metodas neleidžia užtikrinti, kad konservatyvumas išlaikomas viso skaičiavimo metu, o gauti konservatyvūs rezultatai dažnai reiškia ir neefektyvius apšvitos apribojimus.

Šiuo metu daugelyje pasaulio valstybių yra sudaryti modeliai ir atitinkamos kompiuterinės programos radionuklidų sklaidai biosferoje ir žmonių apšvitai vertinti branduoliniams objektams veikiant normaliuoju režimu arba avarinėmis sąlygomis. Darbe pasirinktos programos:

1. RESRAD-OFFSITE kompiuterinė programa, vertinanti radionuklidų sklaidą sausumos ir gėlavandenėse ekosistemose ir žmonių apšvitą [92]. Ši programa

buvo taikoma, sprendžiant žmonių radiacinės saugos problemas Maišiagalos radioaktyviųjų atliekų saugyklos artimojoje ir tolimojoje zonose.

2. ERICA kompiuterinė programa, vertinanti biotos apšvitą ir sprendžianti IAE aušintuvo – Drūkšių ežero biotos radiacinės saugos problemas [93].

Minėtų kompiuterinių programų pasirinkimas nėra atsitiktinis. Ir RESRAD-OFFSITE, ir ERICA programos suteikia galimybę naudoti tyrimui pasirinktos vietovės vietines sąlygas atitinkančias parametrų verčių išbarstymą. Biotos ir žmonių apšvitos dozės galiai įvertinti programos naudoja tikimybinę (koreliacinę, regresinę, jautrio ir kt.) analizę.

2.1. REDRAD-OFFSITE kompiuterinė programa

REDRAD-OFFSITE programa, sukurta Jungtinių Amerikos Valstijų Energetikos ministerijos ir Branduolinės Kontrolės Komisijos užsakymu Argonos Nacionalinėje laboratorijoje, skirta įvertinti radionuklidų sklaidą artimojoje ir tolimojoje radioaktyviosios taršos sklaidos zonose, įvertinti žmonių apšvitą, atsižvelgiant į vietines sąlygas [92, 94-96]. Darbe buvo naudota 2007 metų RESRAD-OFFSITE programos versija [97].

RESRAD-OFFSITE programa, vertinant radiacinę saugą radioaktyviųjų medžiagų saugyklų aplinkoje, naudojami šiais parametrais:

Fizikiniai parametrai (taršos šaltinio dydis, gylis, sklaidos aplinkos tankis, poringumas, difuzijos koeficientas ir t.t.);

Hidrologiniai parametrai (hidraulinis laidumas, hidraulinis gradientas, dispersija ir t.t.)

Geocheminiai parametrai (pasiskirstymo koeficientas, infiltracijos greitis, tirpumas ir t.t.)

Meteorologiniai parametrai (krituliai ir t.t.)

Žmonių gyvenamosios ypatumai (mityba, apšvitos vertinimo parametrai ir kt.).

RESRAD-OFFSITE programos modelio ypatumai pateikti pav 2.1.



2.1 pav. RESRAD-OFFSITE modelio ypatumai.

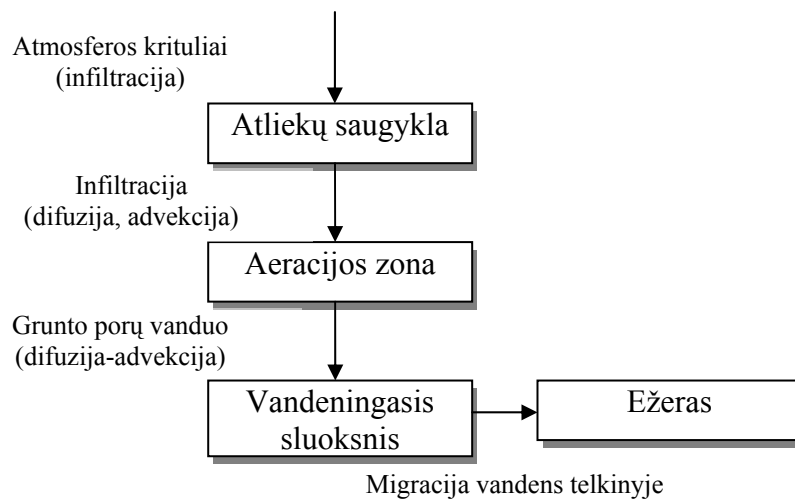
2.1.1. RESRAD-OFFSITE modelis ir parametrai, naudojami žmonių apšvitai jonizuojančiaja spinduliuote vertinti

Vertinant radionuklidų sklaidą ir prognozuojant žmonių apšvitą radioaktyviųjų atliekų saugyklų aplinkoje, modeliai gali būti sudaromi ir atrenkami keliais būdais. Šiame darbe buvo pasirinktas radionuklidų sklaidos vandens keliu RESRAD OFFSITE modelis ir kompiuterinė programa [95], kuri įvertina radionuklidų patekimą infiltracijos ir išplovimo būdu į aeracijos zoną per saugyklos inžinerinius ir natūralius barjerus ir tolesnę jų pernašą į vandeningąjį horizontą grunto porose esančiu vandeniu. Vandeningajame horizonte radionuklidai sklinda vyraujančia kryptimi dėl advekcijos-dispersijos procesų. Galiausiai radionuklidai pasiekia biosferą, kurioje, patekę į geriamojo vandens šulinį ar gręžinį, tampa potencialiu gyventojų apšvitos šaltiniu. Tuo atveju, kai aeracijos zonoje ir vandeningajame horizonte vertinama tik vienmatė (išilginė) hidrodinaminė dispersija, neatsižvelgiant į galimą radionuklidų tūrinio aktyvumo vandenyje sumažėjimą dėl skersinės ir vertikaliosios dispersijos, gyventojų apšvita vertinama konservatyviu būdu. Kompiuterinė programa RESRAD-OFFSITE suteikia galimybę įvertinti gruntinių vandenų sklaidą trimatėje erdvėje, atsižvelgiant į išilginę, skersinę ir vertikaliosią dispersiją. Šiame darbe, vertinant gyventojų metinės efektinės dozės kaitą, kai geriamojo vandens šaltinis yra 100 m, 500 m ir 2,5 km atstumu

nuo hipotetinės radioaktyviųjų atliekų saugyklos, atsižvelgiant į vietines sąlygas, buvo daroma prielaida, kad išilginės, skersinės ir vertikaliosios dispersijos parametrai yra sekantys: $\sigma_{D,x} = 1,0$ m, $\sigma_{D,y} = 0,15$ m, $\sigma_{D,z} = 0,1$ m. [94].

RESRAD-OFFSITE kompiuterinė programa suteikia galimybę pasirinktame hipotetinio ežero konceptualiaame scenarijaus modelyje, kai paviršinė saugykla yra ežero arba kito vandens telkinio aplinkoje, įvertinti radionuklidų tūrinį aktyvumą vandeningojo horizonto iškrovos taške. Ežero tarša radionuklidais vertinama atsižvelgiant į vidutinį ežero arba kito vandens telkinio vandens apykaitos laiką bei radionuklidų kaitą tarp ežero arba kito vandens telkinio vandens ir viršutinio nuosėdų sluoksnio, atsižvelgiant į pernašą iš viršutinio nuosėdų sluoksnio į gilesnius.

Radionuklidų sklaidos paviršinių požeminių radioaktyviųjų atliekų saugyklų arba kapinynų aplinkoje ypatumai pavaizduoti 2.2 pav.



2.2 pav. Radionuklidų sklaidos požeminių radioaktyviųjų atliekų saugyklų arba kapinynų aplinkoje struktūrinis modelis.

2.1.2. Matematinis modelis

RESRAD-OFFSITE programoje radionuklidų sklaida aeracijos zonoje aprašoma difuzijos-advekcijos lygtimi (1) ir kraštine sąlyga (2):

$$\frac{\partial c_m(z,t)}{\partial t} + \lambda c_m(z,t) + V_c \frac{\partial c_m(z,t)}{\partial z} - D_z^c \frac{\partial^2 c_m(z,t)}{\partial z^2} = 0 \quad (1)$$

$$V_c R_d \theta_m c_m(z,t) - D_z^c R_d \theta_m \frac{\partial c_m(z,t)}{\partial z} = \delta(z,t). \quad (2)$$

Čia $\delta(z,t)$ – delta funkcija;

c_m – nuklido aktyvumo koncentracija efektyviose porose, Bq m⁻³;

V_c – radionuklido pernašos vidutinis greitis, m metai⁻¹;

$$V_c = V_m \frac{\theta_t}{\theta_t + \rho_b K_d}. \quad (3)$$

D_z^c – radionuklido pernašos dirvožemyje vertikalusis dispersijos koeficientas, m² metai⁻¹;

$$D_z^c = D_z^m \frac{\theta_t}{\theta_t + \rho_b K_d}. \quad (4)$$

Čia V_m – vandens vidutinis greitis efektyviose porose, m metai⁻¹;

θ_t – bendrasis poringumas;

ρ_b – dirvožemio tankis, g cm⁻³;

K_d – pasiskirstymo koeficientas, cm³ g⁻¹;

$$K_d = \frac{S_m}{C_m} 10^6. \quad (5)$$

Čia S_m – radionuklido aktyvumo koncentracija dirvožemyje, Bq g⁻¹;

D_z^m – radionuklidų dispersijos koeficientas efektyviose porose, m² metai⁻¹;

$$D_z^m = R_d \cdot D_z^c. \quad (6)$$

R_d – retardacijos faktorius – santykis tarp vidutinių greičių vandens dirvožemio mobiliuose porose (V_m) ir radionuklido sklaidos dirvožemyje (V_c).

$$R_d = \frac{V_m}{V_c}. \quad (7)$$

θ_m – efektyvusis poringumas (poringumas, kuris leidžia judėti vandeniui).

Radionuklidų sklaida vandeningajame horizonte išilginės (x), skersinės (y) ir vertikaliosios (z) sudedamųjų dispersijos kryptimis aprašomos (8-9) lygtimis ir kraštine sąlyga (10):

$$\lambda c_m + \frac{\partial c_m}{\partial t} + V_c \frac{\partial c_m}{\partial x} - D_x^c \frac{\partial^2 c_m}{\partial x^2} = 0, \quad (8)$$

$$\frac{\partial c_m}{\partial t} - D_y^c \frac{\partial^2 c_m}{\partial y^2} = 0 \text{ ir } \frac{\partial c_m}{\partial t} - D_z^c \frac{\partial^2 c_m}{\partial z^2} = 0, \quad (9)$$

Čia D_y^c , D_z^c , D_x^c – radionuklidų pernašos dirvožemyje dispersijos koeficientai (y , z ir x ašimis), $\text{m}^2 \text{metai}^{-1}$

$$L_y L_z \theta_m R_d c_m(x, t=0) = \delta(x). \quad (10)$$

Čia L_y – pirminės taršos šaltinio plotis, m;

L_z – pirminės taršos šaltinio gylis, m.

$$L_z = L_x \frac{I}{V_d}. \quad (11)$$

Čia L_x – pirminės taršos šaltinio ilgis gruntinio vandens tėkmės kryptimi, m;

I – infiltracijos greitis pirminės taršos zonoje, m metai^{-1} ;

V_d – Darsi greitis, m metai^{-1} .

$$V_d = \theta_m V_m. \quad (12)$$

RESRAD-OFFSITE programoje įvertinamas dukterinių produktų aktyvumas. Radionuklido (motininio) aktyvumo koncentracija (13) ir jo dukterinių radionuklidų aktyvumo koncentracijų kaita (14) įvertinamos, sprendžiant lygčių sistemą:

$$\frac{dA_1}{dt} = -(\lambda_1 + \mu_1)A_1, \quad (13)$$

$$\frac{dA_k}{dt} = \lambda_{k-1}A_{k-1} - (\lambda_k + \mu_k)A_k, \quad 2 \leq k \leq n \quad (14)$$

$${}^{238}\text{U} \rightarrow {}^{234}\text{Th} \rightarrow {}^{234}\text{Pa} \rightarrow {}^{234}\text{U} \rightarrow {}^{230}\text{Th}$$

(1) (2) (3) (4) (5)

Čia $A_k(t)$ – k -ojo radionuklido savitasis aktyvumas, Bq g⁻¹;

t - laikas nuo radioaktyviųjų medžiagų patalpinimo į saugyklą, metai;

λ_{k-1} – k -ojo radionuklido skilimo konstanta, metai⁻¹;

μ_k – k -ojo radionuklido infiltracijos greičio konstanta, metai⁻¹.

Radiacinės saugos požiūriu tolimesnė radionuklidų sklaida aplinkoje yra vertinama visų pirma atsižvelgiant į radionuklidų akumuliaciją augmenijoje, kuri yra vertinama sekančiai:

$$p_i(t) = rtf_i s_i^o(t). \quad (15)$$

Čia $p_i(t)$ – i -ojo radionuklido aktyvumo koncentracija augaluose, Bq g⁻¹;

rtf_i – pernašos dirvožemis-augalas faktorius;

$s_i^o(t)$ – radionuklido aktyvumo koncentracija dirvožemio tolimojoje zonoje,

Bq g⁻¹.

Vietinės kilmės maisto produktų tarša vertinama sekančiai:

$$m_i(t) = imf_i [q_{ing}^p p_i(t) + q_{ing}^s s_i^o(t) + f_a f_{cd}(t) q_{ing}^s s_i(t) + q_{ing}^w w_i^{ls}(t)]. \quad (16)$$

Čia imf_i – pašarų taršos faktorius;

q_{ing}^p – pašarų dienos racionas, g diena⁻¹;

$p_i(t)$ – i -ojo radionuklido aktyvumo koncentracija augaluose, Bq g⁻¹;

q_{ing}^s – dirvožemio kiekis galvijų nuryjamas su augalinės kilmės pašarais per dieną, g diena⁻¹;

$s_i^o(t)$ – radionuklido aktyvumo koncentracija tolimojoje zonoje, Bq g⁻¹;

$s_i(t)$ – radionuklido aktyvumo koncentracija dirvožemio artimojoje zonoje, Bq g⁻¹;

q_{ing}^w – galvijų suvartojamas paros vandens kiekis, L diena⁻¹;

$w_i^{ls}(t)$ – *i*-ojo radionuklido vandens aktyvumo koncentracija galvijams girdyti, Bq L⁻¹ ;

f_a – artimosios zonos užteršto žemės ūkio ploto dalis.

2.1.3. Rezultatų neapibrėžtumo ir parametrų jautrumo analizė

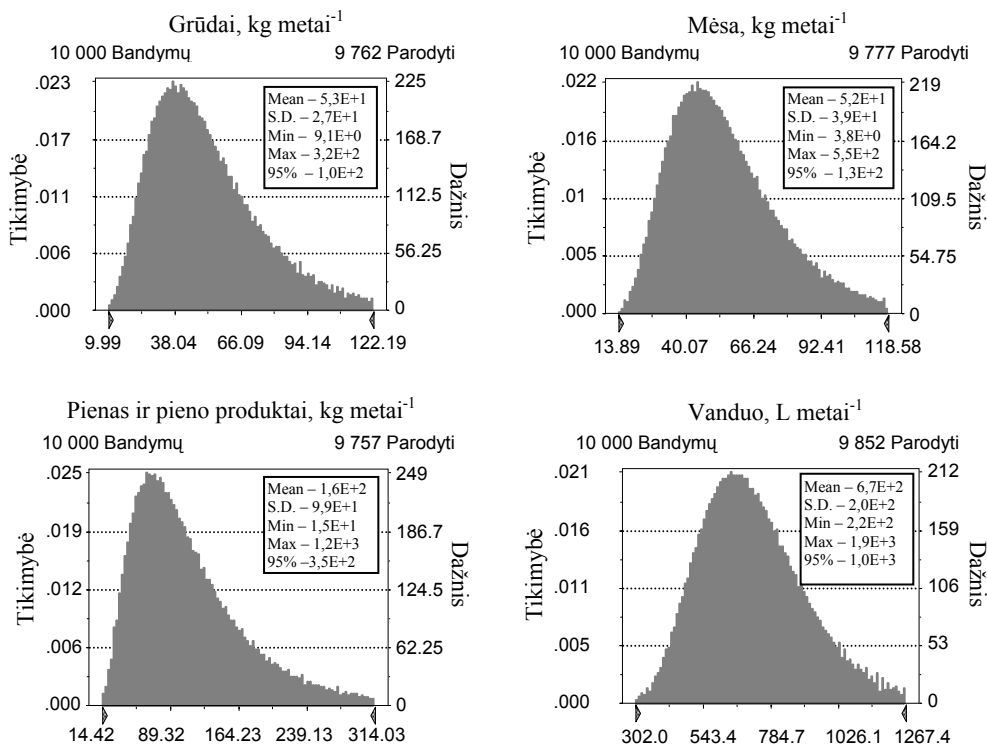
Siekiant įvertinti atskirų parametrų indėlį apšvitos dozei, kompiuterinė programa RESRAD-OFFSITE numato galimybę įvertinti modelio rezultatų neapibrėžtumą ir jautrį panaudojant koreliacinę ir regresinę analizę [94-97]. Buvo vertintas daugiau nei 100 modelio parametrų indėlis apšvitos dozės dydžiui. Kadangi žinomas ne vienas jautrio analizės vertinimo statistinis metodas, dažnai naudinga ne tik teisingai pasirinkti konkretų metodą, bet ir juo gautus rezultatus palyginti su rezultatais gautais kitais metodais. Šiuo atveju buvo nustatomi dalinis ranginis koreliacijos koeficientas, standartizuotas ranginis regresijos koeficientas, dalinis koreliacijos koeficientas ir standartizuotas regresijos koeficientas. Nustatyti svarbiausieji parametrai kartu su dalinio ranginio koreliacijos koeficiento vertėmis ³H sklaidos iš Maišiagalos saugyklos atveju nurodyti 2.1 lentelėje ir priede 1.

2.1 lentelė. Svarbiausiųjų apšvitos dydį lemiančių parametrų ir dalinio ranginio koreliacijos koeficiento vertės ³H sklaidos iš Maišiagalos saugyklos atveju (geriamojo vandens šulinio atstumas 500 m)

	Tikimybinio kintamojo aprašymas	Dalinis ranginis koreliacijos koeficientas
1.	Vandeningojo horizonto skersinė dispersija	-0,97
2.	H-3 patekimo į aplinką pastovioji	0,91
3.	Vandeningojo horizonto hidraulinis gradientas	-0,73
4.	H-3 aktyvumo koncentracija	0,72
5.	Vandeningojo horizonto hidraulinis laidumas	-0,59
6.	Vandeningojo horizonto storis	-0,56
7.	Krituliai	0,44
8.	Vandens vartojimas	0,17

Pateiktos tikimybinių kintamųjų vertės rodo, kad svarbiausieji apšvitos dydį lemiantys radionuklidų sklaidą aprašantys parametrai (radionuklidų išplovimo scenarijaus atvejis) yra sietini su vandeningojo horizonto skersine dispersija, hidrauliniu gradientu ir hidrauliniu laidumu, kritulių kiekiu, žmonių gėrimui vartojamu vandens kiekiu.

Siekiant įvertinti suaugusiųjų ir vaikų metines efektines arba apribotąsias apšvitos dozes, RESRAD-OFFSITE kompiuterinės programos pagalba, ypatingas dėmesys buvo kreipiamas vietines sąlygas atitinkančių hidrologinių [98] ir metinių gyventojų pagrindinių maisto produktų ir geriamojo vandens suvartojimo parametrus (2.3 pav.). Buvo remiamasi visuotinai aprobuotais žmonių gyvenamos ir mitybos rodikliais [99-100], taikant matematinės statistikos metodus.



2.3 pav. Vietines sąlygas atitinkantys suaugusiųjų maisto ir vandens suvartojimo skirstiniai

Maišiagalos radioaktyviųjų atliekų saugyklos pagrindinių vietines sąlygas atitinkančių parametų charakteristikos, atsižvelgiant į duomenis pateiktus [49, 101], pateiktos lentelėje 2.2.

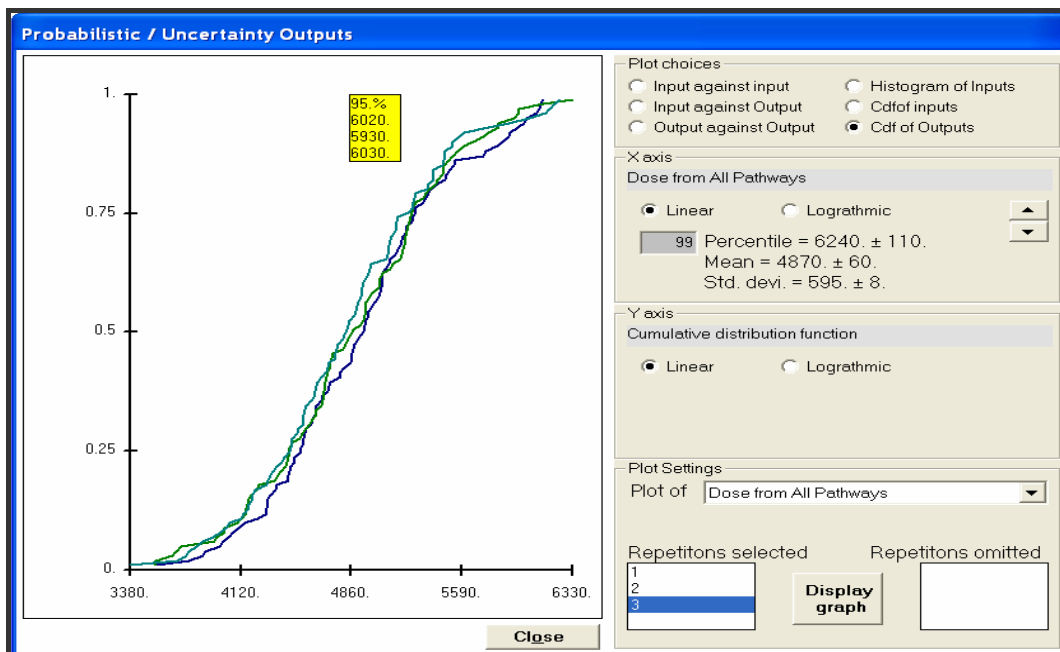
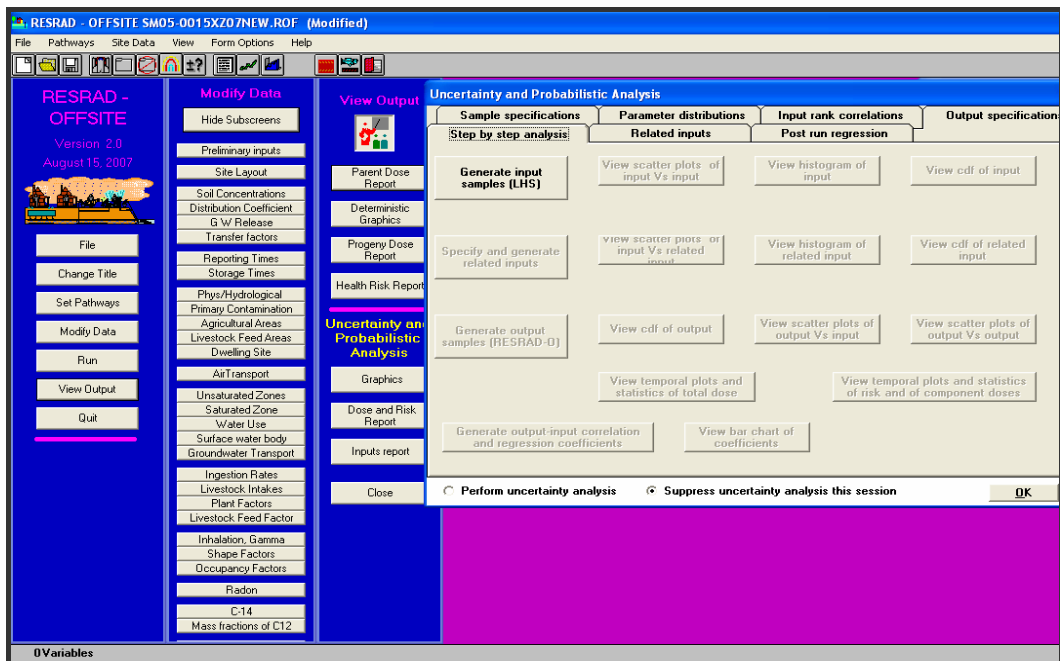
2.2 lentelė. Svarbiausiųjų apšvitos dydį lemiančių parametru tikimybinių kintamųjų vertės H-3 sklaidos iš Maišiagalos saugyklos atveju

Parametras	Matavimo vienetai	Skirstinys	Statistika
Vandeningojo sluoksnio skersinė dispersija	metrai	Tolydusis tiesinis	X (1) = 2,50E-03 Kumul. Tikimybė (1) = 0,0 X (2) = 3,00E-02 Kumul. Tikimybė (2) = 0,10 X (3) = 9,00E-02 Kumul. Tikimybė (3) = 0,25 X (4) = 0,22 Kumul. Tikimybė (4) = 0,50 X (5) = 0,84 Kumul. Tikimybė (5) = 0,75 X (6) = 1,90 Kumul. Tikimybė (6) = 0,85 X (7) = 4,89 Kumul. Tikimybė (7) = 0,95 X (8) = 8,00 Kumul. Tikimybė (8) = 1,00
³ H patekimo į aplinką pastovioji	metai ⁻¹	LN	Vidurkis = 6,51E-04 Paklaidos Faktorius = 2,0
Vandeningo sluoksnio hidraulinis gradientas	-	LN	Vidurkis = 9,0E-03 Max= 4,20E-02 μ = -3,94 σ = 0,246
³ H aktyvumo koncentr.	Bq g ⁻¹	LN	Min = 9,84E+05 Max= 3,35E+06
Taršos zonos tankis	g cm ⁻³	Nupjautinis normalusis	Min= V _{0,001} μ = 0,70 Max= V _{0,999} σ = 0,12
Vandeningo sluoksnio hidraulinis laidumas	m metai ⁻¹	LN	Min=1,51E+03 μ = 7,89 Max= 4,68E+03 σ= 0,18
Kritulių kiekis	m	Normalusis	μ = 0,720 σ = 0,220

*LN – Lognormalusis

*Kumul. Tikimybė – Kumuliacinė Tikimybė

Siekiant įvertinti pradinių duomenų poveikį apšvitos dozėms, ypatingai vertinant apribotosios dozės dydį, RESRAD programa taiko tikimybinius metodus, kaip parodyta 2.4 pav.



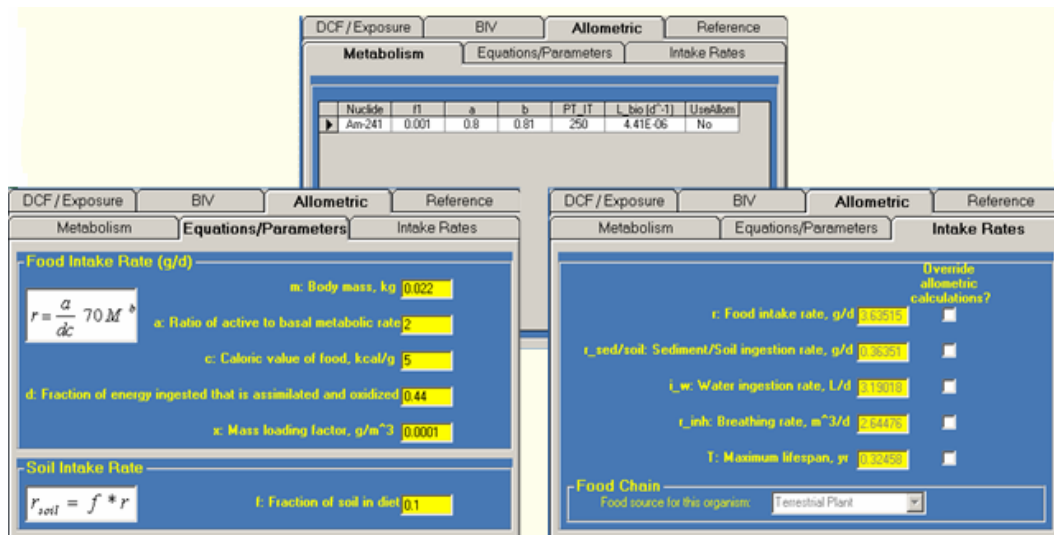
2.4 pav. RESRAD-OFFSITE duomenų ir tikimybinės analizės įvesties langai.

2.2. REDRAD-BIOTA kompiuterinė programa

REDRAD-BIOTA. programa [97], sukurta Argonos Nacionalinėje laboratorijoje sudaryta Jungtinių Amerikos Valstijų Energetikos ministerijos ir

Branduolinės Kontrolės Komisijos užsakymu, yra skirta įvertinti sausumos ir gėlavandenės ekosistemos biotos apšvita.

RESRAD-BIOTA suteikia galimybę modeliuoti skirtingos geometrijos organizmų apšvita, atsižvelgia į nurodomus alometrijos parametrus (pav. 2.5) ir nagrinėjamos aplinkos taršą radionuklidais [102]. Ji pasižymi lankstumu, galimybe keisti įvesties duomenis, atsižvelgiant į aplinkos radionuklidų pernašos ypatumus. Numatyta parametrų jautrio analizė. Gautųjų duomenų analizei programoje numatyta išvesties duomenų grafinis arba lentelių pavidalu pateikimas.

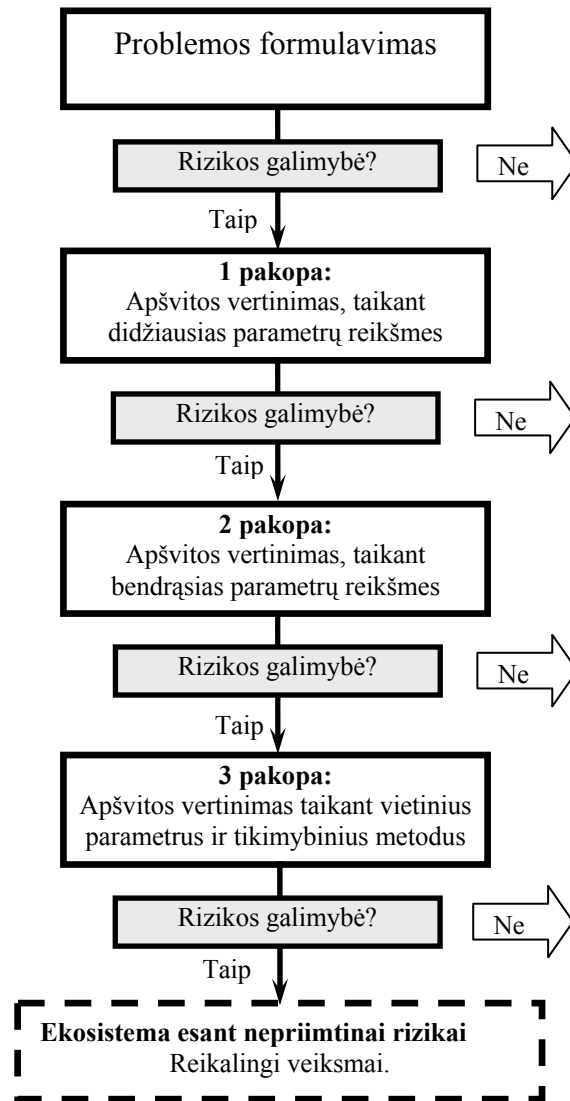


2.5 pav. RESRAD-BIOTA modelis skirtingos geometrijos organizmų apšvitai vertinti, atsižvelgiant į nurodomus alometrijos parametrus.

2.3 ERICA modelis ir programinė įranga BIOTOS apšvitosis vertinimui

Pastaruoju metu tiek Europos Sąjungos institucijos, tiek ir daugelis kitų tarptautinių ir nacionalinių organizacijų nagrinėja priemonės būtinas skirtingų ekosistemų (sausumos, gėlavandenė ir jūrinė) biotos (faunos ir floros) radiacinei saugai užtikrinti. Tam tikslui yra įvertinama standartizuotųjų organizmų vidinės, išorinės bei suminės apšvitosis jonizuojančia spinduliuote dozės galia, panaudojant trijų pakopų ERICA modelį ir programinę įrangą

[93]. Pirmoji ir antroji programos pakopos skirtos įvertinti biotos apšvitą, panaudojant bendrąsias parametrų vertes, trečioji - tikslesnes vertes nustatytas tiriamoje vietovėje [103]. ERICA modelio ir programinės įrangos struktūrinis modelis pavaizduotas 2.6 pav.



2.6 pav. ERICA modelio ir programinės įrangos struktūra.

Modelis ir kompiuterinė programa ERICA yra grindžiami standartizuotųjų organizmų artutiniu, kurie parinkti remiantis šiais kriterijais [104-107]:

- radioekologinis jautris,
- ekologinis svarbumas,
- atitikimas Europos florai ir faunai ir Europoje galiojančiomis nuostatomis ir iki pastarojo laikotarpio sukaupta informacija [108-111].

ERICA modelis ir programinė įranga leidžia įvertinti faunos ir floros apšvitą tam tikros geometrijos ir gyvensenos ypatumų standartizuotiesiems organizmams. Šiame darbe ERICA programos rėmuose taikomi gėlavandenės ekosistemos standartizuotųjų organizmų geometrijos parametrai pateikti lentelėje 2.3.

2.3 lentelė. ERICA programos gėlavandenės ekosistemos standartizuotųjų organizmų svoriai ir jiems priskirtųjų elipsoidų geometrijos parametrai.

Standartizuotieji testiniai organizmai	M(kg)	A(cm)	B(cm)	C(cm)
<i>Phytoplankton</i>	2,05E-12	7,97E-03	7,01E-04	7,01E-04
<i>Tracheophyta</i>	1,05E-03	1,00E+02	1,00E-01	2,00E-01
<i>Zooplankton</i>	2,35E-06	2,00E-01	1,40E-01	1,60E-01
<i>Insectum larvae</i>	1,77E-05	1,50E+00	1,50E-01	1,50E-01
<i>Bivalve mollusca</i>	7,07E-02	1,00E+01	4,50E+00	3,00E+00
<i>Gastropoda</i>	3,53E-03	3,00E+00	1,50E+00	1,50E+00
<i>Crustacea</i>	1,57E-05	1,00E+00	3,00E-01	1,00E-01
<i>Benthicus pisces</i>	1,47E+00	5,00E+01	8,01E+00	7,01E+00
<i>Pelagicus pisces</i>	1,26E+00	5,00E+01	8,01E+00	6,01E+00

Gėlavandenės ekosistemos standartizuotųjų organizmų apšvita priklausomai nuo jų gyvensenos ypatumų: t.y. laiko dalies, kurią organizmas praleidžia vandens paviršiuje, vandenyje, dugno nuosėdų paviršiuje arba dugno nuosėdose, ERICA antros pakopos programinėje įrangoje yra apibūdinama, kaip nurodyta 2.4 lentelėje.

2.4 lentelė. ERICA antros pakopos programinėje įrangoje gėlavandenės ekosistemos standartizuotųjų organizmų gyvensenos trukmę skirtingose terpėse apibūdinantys faktoriai

Testiniai organizmai	Gyvensena			
	Vandens paviršiuje	Vandenyje	Dugno nuosėdų paviršiuje	Dugno nuosėdose
<i>Amphibia</i>	0	1	0	0
<i>Gastropoda</i>	0	0	1	0
<i>Benthicus pisces</i>	0	0	1	0
<i>Bivalvia mollusca</i>	0	0	1	0
<i>Crustacea</i>	0	0	1	0
<i>Insectum larvae</i>	0	0	0	1
<i>Pelagicus pisces</i>	0	1	0	0
<i>Phytoplankton</i>	0	0	1	0
<i>Tracheopgyta</i>	0	1	1	0
<i>Zooplankton</i>	0	1	0	0

Darbe buvo panaudota ERICA kompiuterinė programa, kuri, taikant tikimybinis metodus, įvertina standartizuotųjų organizmų labiausiai tikėtinas apšvitos dozės galias. Tai programinė įranga sąveikaujanti su daugeliu duomenų bazių ir modulių, kurie, remiantis eksperimentiniais radionuklidų aktyvumo koncentracijų aplinkoje matavimų duomenimis, leidžia įvertinti aktyvumo koncentracijas biotoje ir biotos apšvitos dozės galias. Taikant tikimybinis metodus (Monte Carlo modeliavimą), įvertinti dozės galios pasiskirstymai kiekvienam nagrinėtam radionuklidui ir standartizuotajam organizmui, vidutinės, minimalios ir maksimalios dozės galios vertės, 5 ir 95 procentilės.

ERICA programinėje įrangoje išorinė, vidinė ir suminė biotos apšvita yra vertinami panaudojant žemiau pateiktas priklausomybes [93]:

$$\begin{aligned}\dot{D}_{int}^j &= \sum_j C_i^j \cdot DCC_{int,i}^j, \\ \dot{D}_{ext}^j &= \sum_z v_z \sum_i C_{zi}^{ref} \cdot DCC_{ext,zi}^j, \\ \dot{D}_{total}^j &= \dot{D}_{int}^j + \dot{D}_{ext}^j.\end{aligned}\tag{21}$$

Čia \dot{D}_{int}^j , \dot{D}_{ext}^j , \dot{D}_{total}^j – vidinė, išorinė ir suminė dozės galia; $DCC_{int,i}^j$, $DCC_{ext,zi}^j$ – vidinės ir išorinės apšvitos dozės faktoriai; C_i^j – organizmo savitasis aktyvumas, Bq/kg (FW); C_{zi}^{ref} – tiriamos ekosistemos terpių savitieji aktyvumai; v_z – testinių organizmų gyvensenos trukmė terpėje z.

Testinių organizmų išorinės ir vidinės apšvitos dozės faktorių vertės sausumos ir gėlavandenės ekosistemų atvejais yra vertinamos sekančiais:

$$\begin{aligned}DCC_{int} &= wf_{low\beta} \cdot DCC_{int,low\beta} + wf_{\beta+\gamma} \cdot DCC_{int,\beta+\gamma} + wf_{\alpha} \cdot DCC_{int,\alpha}, \\ DCC_{ext} &= wf_{low\beta} \cdot DCC_{ext,low\beta} + wf_{\beta+\gamma} \cdot DCC_{ext,\beta+\gamma}.\end{aligned}\tag{22}$$

Čia $wf_{low\beta}$, $wf_{\beta+\gamma}$, wf_{α} – svoriniai jonizuojančiosios spinduliuotės daugikliai; $DCC_{int,low\beta}$, $DCC_{int,\beta+\gamma}$, $DCC_{int,\alpha}$ – vidinės apšvitos dozės faktoriai mažos energijos beta, beta-gama ir alfa spinduliuotės atvejais ($\mu\text{Gy/h}$)/(Bq/L) arba

($\mu\text{Gy/h}$)/(Bq/kg); $DCC_{ext,low\beta}$, $DCC_{ext,\beta+\gamma}$, $DCC_{ext,\alpha}$ – išorinės apšvitos dozės faktoriai mažos energijos beta, beta-gama ir alfa spinduliuotės atvejais ($\mu\text{Gy/h}$)/(Bq/l) arba ($\mu\text{Gy/h}$)/(Bq/kg).

Gėlavandenės ekosistemos ERICA modelio ir programinės įrangos gėlavandenės ekosistemos standartizuotųjų organizmų vidinės ir išorinės apšvitos vertinimui šio darbo rėmuose pasirinktos dozių faktorių (DCC) vertės pateiktos 2.5-2.7 lentelėse.

2.5 lentelė. ERICA programinės įrangos gėlavandenės ekosistemos standartizuotųjų organizmų vidinės apšvitos mažos energijos beta spinduliuotės dozės faktoriai (DCC), ($\mu\text{Gy/h}$)/(Bq/kg).

Testiniai organizmai	Radionuklidai				
	^{54}Mn	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{134}Cs
<i>Amphibia</i>	$2,30 \cdot 10^{-6}$	-	-	-	-
<i>Avis</i>	$2,07 \cdot 10^{-6}$	-	-	-	-
<i>Gastropoda</i>	$2,34 \cdot 10^{-6}$	-	-	-	-
<i>Benthicus pisces</i>	$2,64 \cdot 10^{-6}$	-	-	-	-
<i>Bivalvia mollusca</i>	$2,32 \cdot 10^{-6}$	-	-	-	-
<i>Crustacea</i>	$2,31 \cdot 10^{-6}$	-	-	-	$7,10 \cdot 10^{-7}$
<i>Insectum larvae</i>	$2,30 \cdot 10^{-6}$	-	-	-	-
<i>Mammalia</i>	$2,00 \cdot 10^{-6}$	-	-	-	-
<i>Pelagicus pisces</i>	$2,44 \cdot 10^{-6}$	-	-	-	-
<i>Phytoplankton</i>	$2,32 \cdot 10^{-6}$	$4,30 \cdot 10^{-7}$	-	$6,10 \cdot 10^{-7}$	$4,60 \cdot 10^{-7}$
<i>Tracheopgyta</i>	$2,30 \cdot 10^{-6}$	-	-	-	$7,00 \cdot 10^{-7}$
<i>Zooplankton</i>	$2,32 \cdot 10^{-6}$	-	-	-	$5,70 \cdot 10^{-7}$

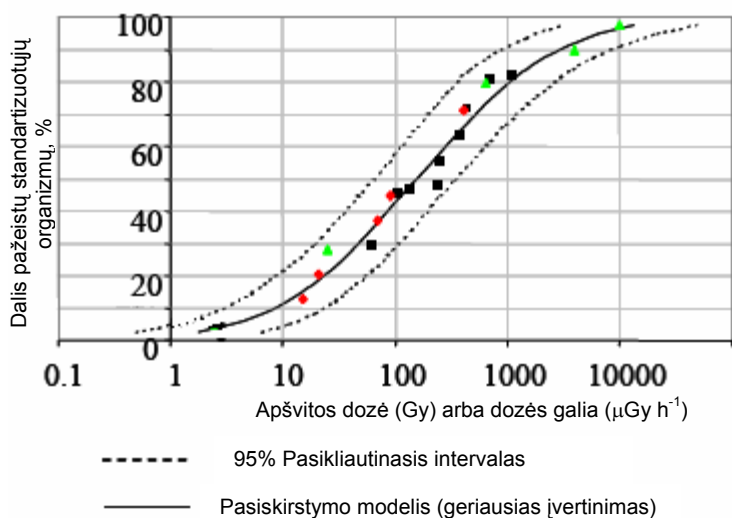
2.6 lentelė. ERICA programinės įrangos gėlavandenės ekosistemos standartizuotųjų organizmų vidinės apšvitos beta-gama spinduliuotės dozės faktoriai (DCC), ($\mu\text{Gy/h}$)/(Bq/kg).

Testiniai organizmai	Radionuklidai				
	^{54}Mn	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{134}Cs
<i>Amphibia</i>	$2,07 \cdot 10^{-5}$	$1,10 \cdot 10^{-4}$	$5,90 \cdot 10^{-4}$	$1,50 \cdot 10^{-4}$	$1,30 \cdot 10^{-4}$
<i>Aves</i>	$6,69 \cdot 10^{-5}$	$2,40 \cdot 10^{-4}$	$6,30 \cdot 10^{-4}$	$1,90 \cdot 10^{-4}$	$2,20 \cdot 10^{-4}$
<i>Gastropoda</i>	$1,07 \cdot 10^{-5}$	$7,90 \cdot 10^{-5}$	$5,30 \cdot 10^{-4}$	$1,40 \cdot 10^{-4}$	$1,10 \cdot 10^{-4}$
<i>Benthicus pisces</i>	$6,34 \cdot 10^{-5}$	$2,30 \cdot 10^{-4}$	$6,30 \cdot 10^{-4}$	$1,90 \cdot 10^{-4}$	$2,10 \cdot 10^{-4}$
<i>Bivalvia mollusca</i>	$2,67 \cdot 10^{-5}$	$1,20 \cdot 10^{-4}$	$6,00 \cdot 10^{-4}$	$1,60 \cdot 10^{-4}$	$1,40 \cdot 10^{-4}$
<i>Crustacea</i>	$1,19 \cdot 10^{-6}$	$5,10 \cdot 10^{-5}$	$2,00 \cdot 10^{-4}$	$9,60 \cdot 10^{-5}$	$7,03 \cdot 10^{-5}$
<i>Insectum larvae</i>	$1,30 \cdot 10^{-6}$	$5,20 \cdot 10^{-5}$	$2,10 \cdot 10^{-4}$	$9,80 \cdot 10^{-5}$	$7,20 \cdot 10^{-5}$
<i>Mammalia</i>	$9,80 \cdot 10^{-5}$	$3,30 \cdot 10^{-4}$	$6,40 \cdot 10^{-4}$	$2,10 \cdot 10^{-4}$	$2,80 \cdot 10^{-4}$
<i>Pelagicus pisces</i>	$5,86 \cdot 10^{-5}$	$2,00 \cdot 10^{-4}$	$6,30 \cdot 10^{-4}$	$1,80 \cdot 10^{-4}$	$2,10 \cdot 10^{-4}$
<i>Phytoplankton</i>	$5,80 \cdot 10^{-7}$	$4,26 \cdot 10^{-5}$	$1,00 \cdot 10^{-4}$	$6,04 \cdot 10^{-5}$	$4,55 \cdot 10^{-5}$
<i>Tracheopgyta</i>	$2,21 \cdot 10^{-6}$	$5,20 \cdot 10^{-5}$	$2,80 \cdot 10^{-4}$	$9,80 \cdot 10^{-5}$	$6,93 \cdot 10^{-5}$
<i>Zooplankton</i>	$7,75 \cdot 10^{-7}$	$4,80 \cdot 10^{-5}$	$1,40 \cdot 10^{-4}$	$7,60 \cdot 10^{-5}$	$5,64 \cdot 10^{-5}$

2.7 lentelė. ERICA programinės įrangos gėlavandenės ekosistemos standartizuotųjų organizmų išorinės apšvitos beta-gama spinduliuotės dozės faktoriai (DCC), ($\mu\text{Gy/h}$)/(Bq/kg).

Testiniai organizmai	Radionulidai				
	^{54}Mn	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{134}Cs
<i>Amphibia</i>	$4,60 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-4}$	$6,30 \cdot 10^{-5}$	$3,20 \cdot 10^{-4}$	$8,60 \cdot 10^{-4}$
<i>Aves</i>	$4,20 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$	$2,00 \cdot 10^{-5}$	$2,80 \cdot 10^{-4}$	$7,70 \cdot 10^{-4}$
<i>Gastropoda</i>	$4,70 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-4}$	$1,20 \cdot 10^{-4}$	$3,30 \cdot 10^{-4}$	$8,80 \cdot 10^{-4}$
<i>Benthicus pisces</i>	$4,20 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$	$2,10 \cdot 10^{-5}$	$2,80 \cdot 10^{-4}$	$7,80 \cdot 10^{-4}$
<i>Bivalvia mollusca</i>	$4,60 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-4}$	$4,90 \cdot 10^{-5}$	$3,10 \cdot 10^{-4}$	$8,50 \cdot 10^{-4}$
<i>Crustacea</i>	$4,80 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-4}$	$4,50 \cdot 10^{-4}$	$3,70 \cdot 10^{-4}$	$9,20 \cdot 10^{-4}$
<i>Insectum larvae</i>	$4,80 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-4}$	$4,40 \cdot 10^{-4}$	$3,70 \cdot 10^{-4}$	$9,20 \cdot 10^{-4}$
<i>Mammalia</i>	$3,80 \cdot 10^{-4}$	$1,2 \cdot 10^{-4}$	$1,40 \cdot 10^{-5}$	$2,60 \cdot 10^{-4}$	$7,10 \cdot 10^{-4}$
<i>Pelagicus pisces</i>	$4,20 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$	$2,40 \cdot 10^{-5}$	$2,90 \cdot 10^{-4}$	$7,90 \cdot 10^{-4}$
<i>Phytoplankton</i>	$4,80 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$6,50 \cdot 10^{-4}$	$4,70 \cdot 10^{-4}$	$9,90 \cdot 10^{-4}$
<i>Tracheopgyta</i>	$4,80 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-4}$	$3,70 \cdot 10^{-4}$	$3,70 \cdot 10^{-4}$	$9,20 \cdot 10^{-4}$
<i>Zooplankton</i>	$4,80 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$5,10 \cdot 10^{-4}$	$3,90 \cdot 10^{-4}$	$9,30 \cdot 10^{-4}$

Biotos standartizuotųjų pažeistųjų organizmų apšvitos priklausomybė nuo jonizuojančiosios spinduliuotės šaltinio aktyvumo koncentracijos pateikta pav. 2.7.



2.7 pav. Biotos standartizuotųjų organizmų apšvitos dozės ir jautrio priklausomybė nuo jonizuojančiosios spinduliuotės šaltinio aktyvumo

Testinių organizmų apšvitos radionuklido n jonizuojančiąja spinduliuote rizikos faktoriai (RQ_n) vertinami atskiroms ERICA kompiuterinės programos pakopoms sekančiai.

1 pakopa leidžia įvertinti rizikos faktorius, atsižvelgiant į aplinkos radioaktyviają taršą, taikant didžiausias galimas parametrų vertes:

$$RQ_n = \frac{M_n}{EMCL_n} \quad (23)$$

Čia M_n – išmatuota aktyvumo koncentracija radionuklido „n“ terpėje $M, Bq l^{-1}$ - vandeniui, $Bq m^{-3}$ – dugno nuosėdoms;

$EMCL_n$ – vandens (dugno nuosėdų) aktyvumo koncentracijos didžiausia leistinoji ribinė vertė $Bq l^{-1}$ ($Bq m^{-3}$) radionuklidui „n“.

Tuo atveju, kai $RQ < 1$, leidžiama rizika neviršijama. Tuo atveju, kai $RQ \geq 1$, būtina pereiti prie ERICA antrosios pakopos vertinimo.

2 pakopa reikalauja informacijos apie standartizuotojo organizmo apšvitos ypatumus, taikant bendrąsias parametrų vertes:

$$\sum RQ_i = \frac{D_{sum}}{D_{lim}} \quad (24)$$

Čia D_{sum} – suminė dozės galia, $\mu Gy/h$;

D_{lim} – nustatytoji leistinoji (PNEDR) dozės galia (ERICA programos rėmuose $10 \mu Gy/h$)

$$EMCL = \frac{PNEDR}{F}; \quad (25)$$

$PNEDR$ – ribinė dozė, $\mu Gy h^{-1}$ ($10 \mu Gy h^{-1}$);

F – dozės galia radionuklido aktyvumo koncentracijos vienetui, $\mu Gy h^{-1}/Bq l^{-1}$ arba $\mu Gy h^{-1}/Bq l^{-1} kg^{-1}$

Tuo atveju, kai rizikos faktoriai dideli ir yra pakankamai vietines sąlygas atitinkančių parametrų verčių, rekomenduotina testinių organizmų apšvitos vertinime atsižvelgti į galimus neapibrėžtumus ir neapibrėžtis ir taikyti ERICA programos 3 pakopą.

3 pakopa leidžia įvertinti testinių organizmų apšvitą, atsižvelgiant į atskirų parametrų neapibrėžtis ir viso ERICA modelio neapibrėžtumus. ERICA kompiuterinės programos 3 pakopoje yra šios galimybės:

- Vykdyti determinuotuosius skaičiavimus;
- Naudoti tikimybinis metodus ir atlikti jautrio vertinimą;
- Įvertinti galimas biotos apšvitos pasekmes.

ERICA programos 3 pakopoje numatyti šie įvesties parametrų skirstiniai: tolydusis, lognormalusis, eksponentinis, trikampis ir logaritminiai trikampis.

Tuo atveju, kai analitiniai metodai negali būti taikomi, siekiant įvertinti duomenų ir parametrų neapibrėžtumų įtaką apšvitos vertinimui, dažniausiai naudojamas Monte Carlo metodas, kai modelio lygtys pakeičiamos parametrų skirstiniais, o rezultatas pateikiamas tikimybių tankio funkcijų skirstiniais. Siekiant sutrumpinti skaičiavimo laiką, duomenys ranguojami ir taikomas Lotyniškas hiperkubo metodas.

2.4. LIETDOS-BIO modelis ir kompiuterinė programa

LIETDOS-BIO modelis ir kompiuterinė programa [114] yra suderinta su MCNPX programa [112] ir Crystal Ball programinė įranga neapibrėžties analizei [113]. Remiantis informacija apie organizmų geometrijos specifikaciją, medžiagų rūšį, šaltinio specifikaciją, norimą atsakymo tipą (sugertoji energija duotame tūryje ir t.t.) LIETDOS-BIO programa paruošia informaciją - įvedimo duomenis, kurie naudojami MCNPX skaičiavimams.

Skirtingai nuo ERICA kompiuterinės programos, kai apšvita vertinama tik standartizuotųjų organizmų atvejams, programos vartotojas pateikia laisvai parenkamą reikiamą informaciją apie modeliuojamus aplinką, biotą ir radiacijos šaltinį, taikant Monte Karlo metodą neapibrėžtumams įvertinti.

LIETDOS-BIO buvo testuotas, vykdant IAEA mokslinį projektą [115-120]. Šiame darbe LIETDOS-BIO programa naudota atskirais atvejais, vertinant biotos apšvitą.

III. TYRIMŲ REZULTATAI IR JŲ APTARIMAS

Žmonių apšvita jonizuojančiąja spinduliuote ir poveikis aplinkai, kaip reikalauja įstatymai [24], vertinami veikiančių branduolinės energetikos objektų aplinkoje, taip pat atominių elektrinių ar kitų branduolinių reaktorių įrengimo bei tokių elektrinių ar reaktorių demontavimo ar uždarymo atvejais. Lietuvos Respublikoje Ignalinos AE eksploatacijos nutraukimo proceso metu susidarys įvairių kategorijų kietosios ir skystosios radioaktyviosios atliekos. Šios atliekos bus apdorojamos atitinkamuose atliekų tvarkymo, apdorojimo ir saugojimo kompleksuose. Visais minėtais atvejais būtinas poveikio žmogui ir aplinkai vertinimas.

Poveikio žmogui ir aplinkai vertinimo tikslai yra apibrėžti ūkinės veiklos (tame tarpe ir branduolinės energetikos objektų) poveikio vertinimo įstatymo 4 straipsnyje ir yra sekantys:

- sumažinti planuojamos ūkinės veiklos neigiamą poveikį visuomenės sveikatai ir kitiems aplinkos sandams arba šio poveikio išvengti;
- nustatyti, ar planuojama ūkinė veikla, įvertinus jos pobūdį ir poveikį aplinkai, leistina pasirinktoje vietoje.

Pagal Lietuvos Respublikos Higienos normos [20] reikalavimus žmonių apšvitos apribotoji dozė neturi viršyti 0,2 mSv per metus, o Europos Sąjungos normos numato reglamentuoti ir biotos apšvitą, apsaugant ją nuo galimo jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio.

Šiame darbe, taikant tikimybinius metodus, siekiama įvertinti ir rezultatų neapibrėžtumus nagrinėjant radionuklidų sklaidą iš esamų ir hipotetinių radioaktyviųjų atliekų saugyklų ir kapinynų vandens keliu bei gyventojų ir biotos apšvitą, atsižvelgiant į Lietuvos Respublikoje arba Europos Sąjungoje nustatytus radiacinės saugos kriterijus.

Žmonių apšvita, taikant tikimybinius metodus, buvo vertinama Maišiagalos saugyklos aplinkoje. Biotos apšvitai vertinti, taikant tikimybinius metodus, buvo nagrinėtas ir galimas Stabatiškės hipotetinio kapinyno poveikis, atsižvelgiant į galimą radionuklidų pernašą į Drūkšių ežerą.

3.1 Žmonių apšvitos vertinimas radioaktyviųjų atliekų saugyklų aplinkoje, taikant tikimybinius metodus

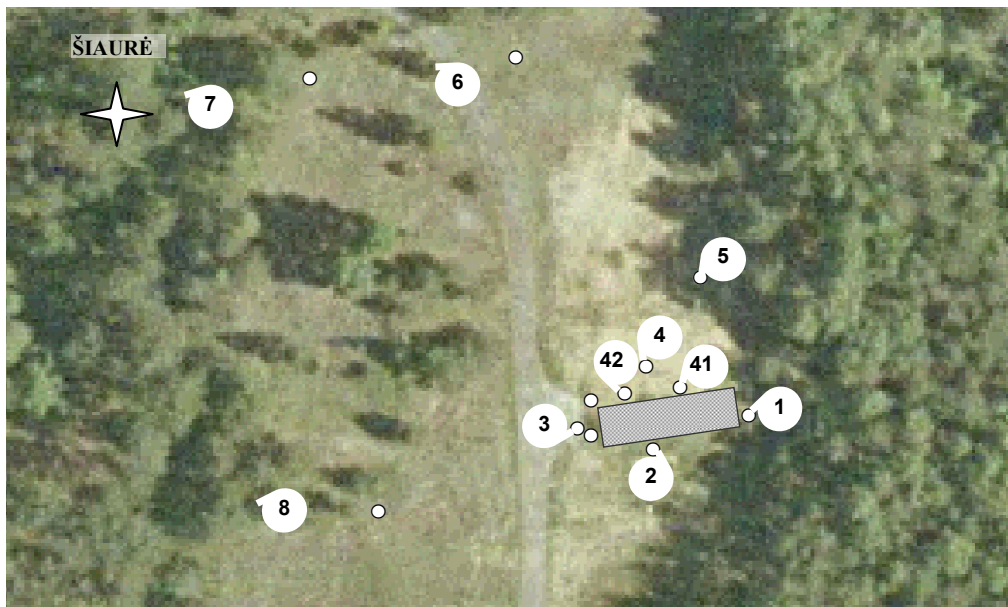
Pirminis uždavinys – užtikrinti radioaktyviųjų atliekų saugyklų aplinkoje gyvenančių žmonių sveikatos apsaugą saugyklai veikiant, taip pat tolimoje ateityje po branduolinio objekto uždarymo ir iki to laiko, kai radiologinis pavojus pasieks nereikšmingą lygį. Šiam tikslui, taikant tikimybinius metodus, nagrinėjami žmonių radiacinės saugos ypatumai veikiančios Maišiagalos saugyklos aplinkoje.

3.1.1. Žmonių apšvitos jonizuojančiąja spinduliuote vertinimas Maišiagalos saugyklos aplinkoje, taikant tikimybinius metodus

Šiame darbe, taikant determinuotąją ir stochastinę aproksimacijas, siekiama įvertinti radionuklidų sklaidos iš Maišiagalos radioaktyviųjų atliekų saugyklos vandens keliu ir gyventojų apšvitos pokyčius dėl apsauginių barjerų įrengimo, atsižvelgiant į Lietuvos Respublikoje nustatytą radiacinės saugos kriterijų – gyventojų apribotoji metinė efektinė dozė eksploatuojant ir nutraukiant branduolinės energetikos objektus, kuriems priskiriama ir ši saugykla, yra 0,2 mSv metams [20]. Tais atvejais, kai šalia tokio pobūdžio objektų nėra gyventojų, poveikio vertinimui turi būti sudaryta menama kritinė grupė, kurios nariai potencialiai galėtų gyventi toje teritorijoje [21].

Paviršinė Maišiagalos radioaktyviųjų atliekų saugykla buvo skirta pramonėje, medicinoje ir moksliniuose tyrimuose susidarančioms radioaktyviosioms atliekoms saugoti. Maišiagalos saugykloje atliekos kauptos iki 1989 metų [53]. Po to buvo nutarta saugyklą uždaryti, nes ji neatitiko radioaktyviųjų atliekų laidojimui keliamų reikalavimų. Šioje saugykloje radioaktyviųjų atliekų sukaupta palyginti nedaug, tačiau jos yra įvairių rūšių (3.1 lentelė): trumpaamžės labai mažai radioaktyvios, trumpaamžės mažai ir vidutiniškai radioaktyvios, ilgaamžės ir labai radioaktyvios atliekos [121]. Šiuo metu VI Radioaktyviųjų atliekų tvarkymo agentūra yra atsakinga už saugyklos priežiūrą ir aplinkos stebėseną, kurią vykdo Fizikos institutas [37, 39]. Remiantis šiais stebėsenos rezultatais,

buvo atliktas žmonių, gyvenančių saugyklos aplinkoje (pav. 3.1), apšvitos vertinimas.



3.1 pav. Maišiagalos uždarytoji radioaktyviųjų atliekų saugykla ir aplinkos stebėsenos vietos.

3.1 lentelė. Paviršinės saugyklos apskaičiuoti radionuklidų aktyvumai, uždarius saugyklą 01.01.1989 [121].

Radionuklidas	Pusėjimo trukmė, metai	Aktyvumas, Bq
^3H	12,3	2,77E+14
^{14}C	5,7E+3	1,77E+11
^{36}Cl	3,0E+5	1,20E+09
^{60}Co	5,3	7,33E+12
^{75}Se	0,33	2,44E+10
^{90}Sr	29	6,42E+11
^{137}Cs	30	5,57E+13
^{152}Eu	13	5,38E+10
^{170}Tm	0,35	4,39E+12
^{192}Ir	0,20	6,57E+11
^{226}Ra	1,6E+3	1,11E+11
^{239}Pu	2,4E+4	3,16E+11
^{238}U	4,5E+09	4,31E+07
^{234}U	2,5E+05	1,45E+03
^{63}Ni	1,0E+02	4,14E+10
^{207}Bi	3,2E+01	6,72E+05
^{85}Kr	1,1E+01	2,19E+09
^{133}Ba	1,1E+01	4,10E+06

Radionuklidų migracija aplinkoje ir su tuo susieta žmonių apšvita gali įvykti dėl saugyklos apsauginių radiologinių barjerų degradacijos gamtinių

procesų įtakoje. Tolimesnė radionuklidų sklaida požeminiu vandens keliu – tai pagrindinis radionuklidų patekimo iš saugyklos į aplinką kelias.

Saugyklos radiologinė būklė pagerinta 2006 metais [50-51], buvo sukurta nauja kaptazo sistema, kuri buvo sudaryta iš vandeniui nepralaidaus polimerinio dvigubo HDPE (aukšto slėgio polietileno) membraninio barjero virš saugyklos stogo. Pirma – išorinė membrana užkerta kelią bet kokiai lietaus arba tirpstančio sniego vandens infiltracijai ir daugiau nei 5 metrai pločio dirvožemio zonoje už saugyklos sienų ribų. Antra – vidinė membrana yra specialus kontrolinis barjeras, sulaukantis bet kokį pratekėjimą, kuris galėjo įvykti per išorinę membraną, jeigu per tą laiką, kuris skirtas membranos eksploatacijai, būtų įvykęs išorinės membranos gedimas. Taip pat saugykla padengta 1,20 m storio dirvožemio sluoksniu.

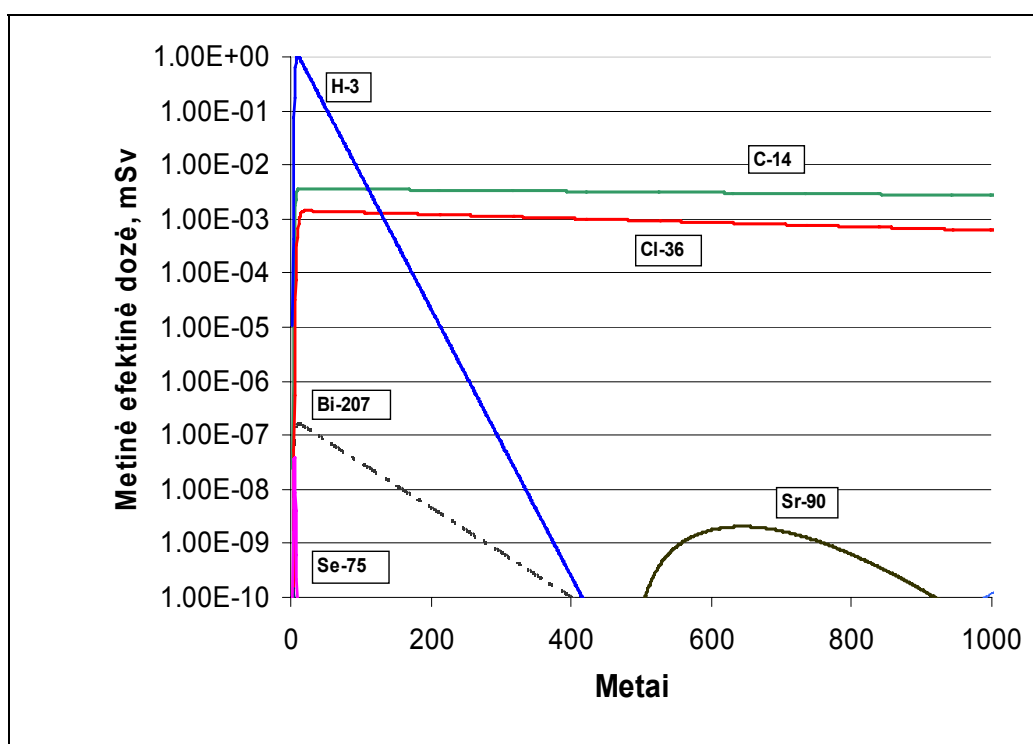
Šiame darbe žmonių apšvitos dozių ir neapibrėžtumų vertinimas buvo modeliuojamas RESRAD-OFFSITE kompiuterine programa [95]. Reikia pabrėžti – darbe nagrinėjama vietinės sąlygas atitinkanti galima radionuklidų sklaida vandens keliu ir su tuo susieta žmonių apšvita.

Prognozuojant žmonių apšvitą radioaktyviųjų medžiagų saugyklų aplinkoje, scenarijai gali būti sudaromi ir atrenkami keliais būdais. Vertinant gyventojų apšvitą iš TATENA dokumente [122-123] pateiktų scenarijų tipų šiame darbe nagrinėjamas po kapinyno eksploataavimo nutraukimo (kapinyno uždarymo) radionuklidų išplovimo iš saugyklos scenarijus, kuris kitaip dar vadinamas radionuklidų sklaidos vandens keliu scenarijumi. Dėl kritulių infiltracijos vanduo skverbiasi per kapinyno inžinerinius barjerus. Iš kapinyno radionuklidai vandens srautu pernešami į geosferą, kuri sudaryta iš aeracijos zonos ir vandeningojo horizonto. Daroma prielaida, kad geologinės ir hidrogeologinės sąlygos yra stabilios per visą analizuojamą Maišiagalos saugyklos raidos laikotarpį, apimančią aktyvų (100 metų) ir pasyvų (200 metų) institucinės priežiūros bei vėlesnį laikotarpį, kurio metu būtų galimybė ilgaamžiams radionuklidams patekti į aplinką. Radionuklidų sklaidai iš paviršinės saugyklos ir gyventojų apšvitos metinei efektinei dozei vertinti buvo parinkti žemiau išvardinti scenarijai.

Scenarijus A – natūralus inžinerinių barjerų degradavimas. Dėl natūralaus inžinerinių barjerų senėjimo, jų degradavimo ir to pasėkoje radionuklidų prasiskverbimas iš saugyklos į aplinką vandens keliu.

Scenarijus B – apsauginių inžinerinių barjerų rekonstrukcija. Pagal projektą [51], papildomi apsauginiai barjerai (grunto sistema ir 2 labai žemo skvarbumo membranos) buvo sukonstruoti 2006 metais ir ženkliai sumažino galimą radionuklidų prasiskverbimą iš saugyklos į aplinką vandens keliu.

Metinės efektinės dozės kaita dėl radionuklidų migracijos vandens keliu pateikta 3.2 paveiksle [36]. Modeliavimo rezultatai, kurie pateikti šiame paveiksle, patvirtina, kad iš visų saugoti patikėtų radionuklidų, atsižvelgiant į nustatytą metinį apribotosios dozės dydį – 0,2 mSv, pavojingais laikytini ^3H , ^{14}C , ^{36}Cl .



3.2 pav. Dėl radionuklidų sklaidos vandens keliu metinės efektinės dozės galios kaita, kai vandens šaltinis (vanduo naudojamas gėrimui ir žemės ūkio reikmėms) yra 500 m nuo saugyklos. Scenarijus A.

Maksimalios apšvitos dozės galios vertės, kai šulinio vanduo naudojamas gėrimui ir žemės ūkyje 500 m atstumu nuo saugyklos ir 50 metų po saugyklos uždarymo, scenarijaus A ir scenarijaus B atvejais, yra pateiktos 3.2 lentelėje.

3.2 lentelė. RESRAD-OFFSITE įvertinta žmonių maksimali apšvitos dozės galia, kai šaltinio vanduo naudojamas gėrimui ir žemės ūkyje 500 m atstumu nuo saugyklos ir 50 metų po saugyklos uždarymo, kai degraduoja natūralūs apsauginiai barjerai (scenarijus A) ir pagerinus saugyklos radiologinį saugumą (scenarijus B), taikant determinuotąjį metodą [38].

Nuklidas	Apsauginių barjerų rekonstrukcija, scenarijus B	Natūralus inžinerinių barjerų degradavimas, scenarijus A
	Maksimali dozės galia, mSv/metai	Maksimali dozės galia, mSv/metai
¹³³ Ba	7,53E-23	7,52E-23
²⁰⁷ Pb	1,25E-07	1,77E-07
¹⁴ C	2,75E-03	1,67E-02
³⁶ Cl	1,08E-03	5,71E-03
⁶⁰ Co	5,83E-13	5,83E-13
¹³⁷ Cs	2,97E-14	2,97E-14
¹⁵² Eu	6,43E-16	6,43E-16
³ H	7,90E-01	1,04E+00
¹⁹² Ir	1,35E-10	1,78E-10
²³⁹ Pu	5,45E-13	3,44E-12
²²⁶ Ra	2,42E-11	1,46E-10
⁷⁵ Se	3,25E-08	4,28E-08
⁹⁰ Sr	1,87E-09	2,47E-09
¹⁷⁰ Tm	1,19E-27	1,19E-27
²³⁴ U	1,12E-14	6,67E-13
²³⁸ U	3,34E-10	1,69E-09
Visų nuklidų dozės galios suma	7,93E-01	1,05E+00

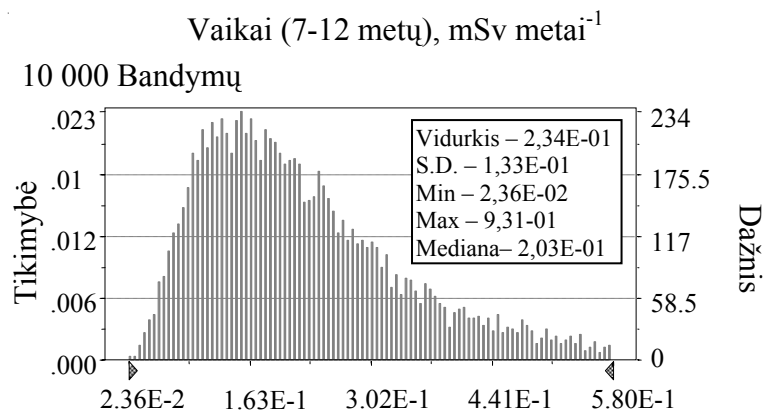
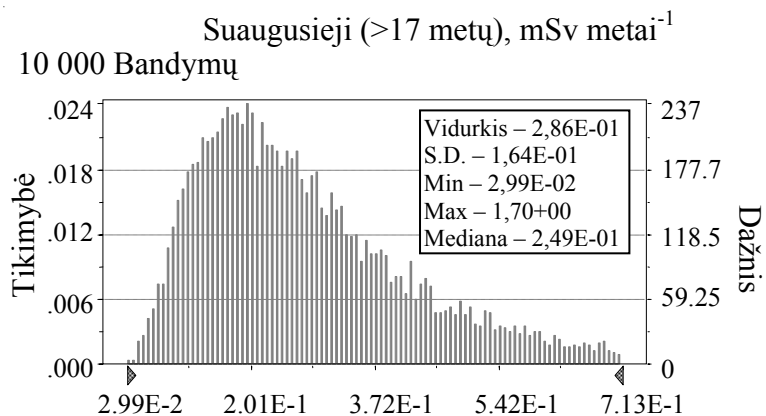
Pateiktieji duomenys rodo, kad kaupiamoji efektinė dozė visuomenės nariui, tuo atveju, kai saugyklos radiologinė sauga pagerinama [50] (nauja kaptazo sistema po atliekų saugyklos rekonstrukcijos) neviršija apribotosios dozės 0,2 mSv per metus ir maksimali galima dozės vertė neviršija nacionalinės dozės ribos visuomenės nariui nuo visų šaltinių (1 mSv per metus). 3.3 lentelėje pateikta neapibrėžtumo analizė parodo galimą radiacinės saugos kriterijų kintamumą.

3.3 lentelė. Metinių kaupiamųjų efektinių dozių vertinimas, naudojant tikimybinis metodus, kai radionuklidai patenka į aplinką per saugyklos apsauginius barjerus (radionuklidų išplovimo A ir B scenarijai), šaltinio vanduo naudojamas gėrimui ir žemės ūkyje yra 500 m ir 2,5 km atstumu nuo saugyklos [38].

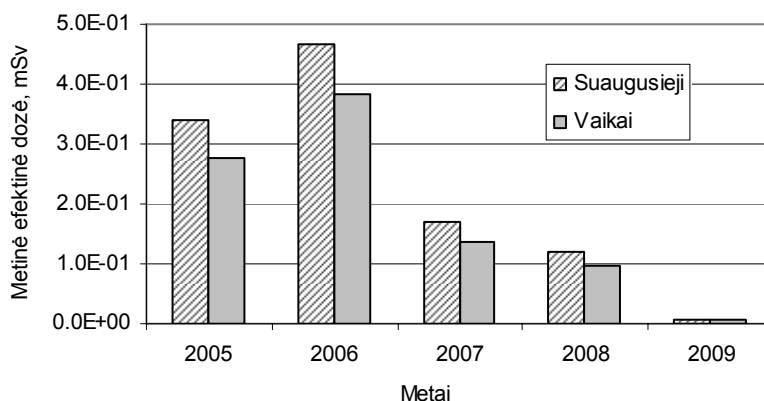
Radionuklidai Atstumas 500 m	Scenarijus A, metinė efektinė kaupiamoji dozė, mSv				Scenarijus B, metinė efektinė kaupiamoji dozė, mSv			
	Min	Max	Vidurkis	Stand. nuokrypis	Min	Max	Vidurkis	Stand. nuokrypis
50 metų po saugyklos uždarymo								
³ H	5,3E-03	2,2E+00	2,0E-01	2,2E-01	3,8E-03	9,0E-01	8,9E-02	9,5E-02
¹⁴ C	3,2E-04	5,0E-02	6,4E-03	7,0E-03	1,3E-04	2,0E-02	2,8E-03	2,8E-03
³⁶ Cl	1,2E-07	2,5E-02	2,6E-03	2,8E-03	4,6E-05	1,0E-02	1,1E-03	1,2E-03
Suma	7,6E-03	2,3E+00	2,1E-01	2,3E-01	4,7E-03	9,2E-01	9,3E-02	9,8E-02
100 metų po saugyklos uždarymo								
³ H	5,6E-04	1,2E-01	1,2E-02	1,3E-02	2,3E-04	5,1E-02	5,2E-03	5,5E-03
¹⁴ C	3,2E-04	4,9E-02	6,9E-03	6,8E-03	1,3E-04	2,0E-02	2,8E-03	2,8E-03
³⁶ Cl	1,1E-04	2,2E-02	2,4E-03	2,5E-03	4,5E-05	9,7E-03	1,0E-03	1,1E-03
Suma	1,7E-03	1,9E-01	2,7E-02	2,6E-02	5,7E-04	6,8E-02	9,0E-03	8,3E-03

Radionuklidai Atstumas 2.5 km	Scenarijus A, metinė efektinė kaupiamoji dozė, mSv				Scenarijus B, metinė efektinė kaupiamoji dozė, mSv			
	Min	Max	Vidurkis	Stand. nuokrypis	Min	Max	Vidurkis	Stand. nuokrypis
50 metų po saugyklos uždarymo								
³ H	3,7E-03	8,3E-01	9,6E-02	1,1E-01	1,7E-03	5,1E-01	4,5E-02	5,7E-02
¹⁴ C	1,5E-04	2,7E-02	3,5E-03	3,9E-03	6,0E-05	1,1E-02	1,4E-03	1,6E-03
³⁶ Cl	4,9E-05	1,7E-02	1,3E-03	1,7E-03	6,2E-06	7,1E-03	5,4E-04	6,8E-04
Suma	8,4E-01	9,9E-02	1,1E-01	5,2E-18	2,1E-03	5,2E-01	4,7E-02	5,9E-02
100 metų po saugyklos uždarymo								
³ H	2,5E-04	6,8E-02	6,3E-03	7,8E-03	1,0E-04	2,9E-02	2,6E-03	3,3E-03
¹⁴ C	1,5E-04	2,6E-02	3,4E-03	3,8E-03	5,9E-05	1,1E-02	1,4E-03	1,5E-03
³⁶ Cl	2,4E-05	1,6E-02	1,3E-03	1,5E-03	2,0E-05	6,8E-03	5,2E-04	6,5E-04
Suma	7,5E-04	1,1E-01	1,4E-02	1,5E-02	2,6E-04	3,8E-02	4,5E-03	5,0E-03

Suaugusiųjų (>17 m.) ir 7-12 m. amžiaus vaikų metinių efektinių vidinės apšvitos dozių skirstiniai dėl maisto produktų ir geriamojo vandens taršos tričiu pateikti 3.3 pav. Suaugusiųjų ir vaikų apšvitos kaita 2005-2008 m. laikotarpyje pateikta 3.4 pav. Akivaizdu, kad Maišiagalos radioaktyviųjų atliekų saugyklos inžinerinių barjerų pakeitimas 2006 m. žymiai sumažino suaugusiųjų ir vaikų apšvitą, kuri buvo vertinama, taikant ypač konservatyvų geriamojo vandens scenarijų. Remiantis 2007-2008 m. stebėsenos duomenimis galima teigti, kad pastaruoju metu efektinė apšvitos dozė yra žymiai sumažėjusi ir neviršija apribotosios dozės dydžio.

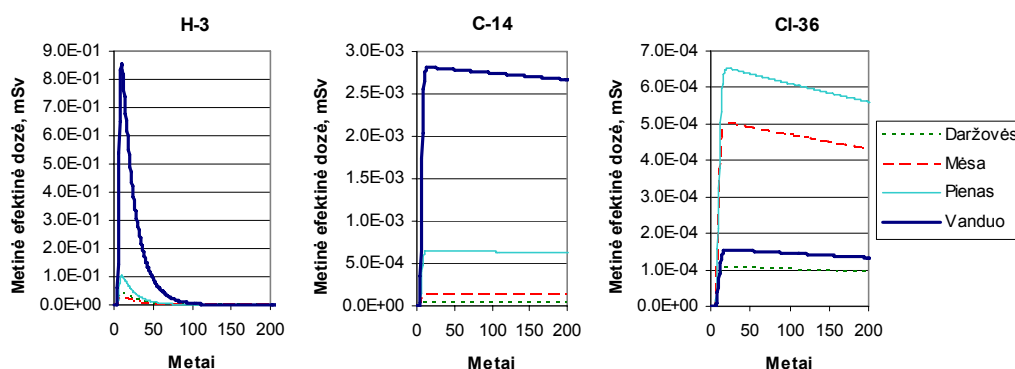


3.3 pav. Suaugusiųjų (>17 metų) ir vaikų (7-12 metų) metinės efektinės vidinės apšvitos dozės galios dėl ³H maisto produktuose ir geriamajame vandenyje skirstiniai ir jų statistiniai parametrai konservatyvaus (iki saugyklos inžinerinių barjerų rekonstrukcijos) scenarijaus A atveju, 4 gręžinio vandenį naudojant gėrimui ir žemės ūkyje [38].

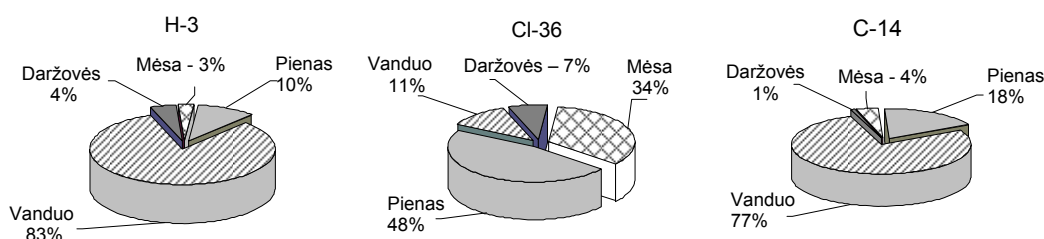


3.4 pav. Suaugusiųjų (>17 m.) ir 7-12 m. amžiaus vaikų vidinės apšvitos dėl tricio maisto produktuose ir geriamajame vandenyje metinės efektinės dozės kaita 2005-2008 metais (geriamojo vandens iš gręžinio Nr. 4 scenarijus) [38].

Atliekant apšvitės dozės vertinimus ypatingas dėmesys buvo skiriamas vietines sąlygas atitinkančių metinių gyventojų pagrindinių maisto produktų ir geriamojo vandens suvartojimo parametrams (3.5 pav.). Buvo remiamasi visuotinai aprobuotais žmonių gyvenamos ir mitybos rodikliais [100], taikant matematinės statistikos metodus. Pažymėtina, kad nagrinėjamų radionuklidų sklaidos vandens keliu scenarijų atvejais, didžiausios apšvitės kelias ^3H atveju yra geriamojo vandens, o ^{14}C ir ^{36}Cl – dar ir vietinės kilmės maisto produktų vartojimas [124]. Pateiktajame 3.6 paveiksle vaizdžiai matome procentinį santykį, nurodantį kuri mitybinė grandis vidinei apšvitai svarbiausia, atsižvelgiant į pagrindinius 3 (^3H , ^{14}C ir ^{36}Cl) radionuklidus, kurie įtakoja didžiausią apšvitą.



3.5 pav. Atskirų apšvitės kelių į metinę efektinę dozę ^3H ir ^{14}C ir ^{36}Cl atvejais indėlis .



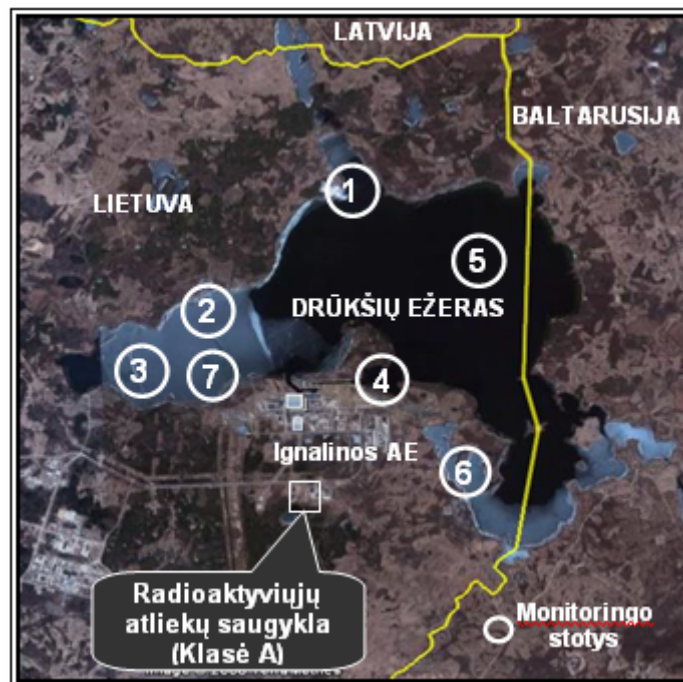
3.6 pav. Žmogaus apšvitės dėl ^3H , ^{14}C , ^{36}Cl jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio procentinis indėlis, naudojant vandenį iš didžiausios taršos grėžinio gėrimui ir žemės ūkyje.

Atsižvelgiant į vietines sąlygas, svarbiausių apšvitą lemiančių radionuklidų metinių efektinių dozių ir jų neapibrėžtumų kaita laike kartu su suaugusiųjų metinių efektinių dozių skirstiniais didžiausios apšvitės laikotarpiu pateikti 3.7 paveiksle.

Remiantis 3.3 lentelėje pateiktais apšvitos neapibrėžtumų vertinimo rezultatais galima teigti, kad 500 m nuotolyje nuo saugyklos pastaruoju metu efektinė apšvitos dozė yra ženkliai mažesnė lyginant su Lietuvos Respublikoje nustatytuoju apribotosios dozės dydžiu ir ji mažės laike.

3.2. Drūkšių ežero biotos apšvitos vertinimas taikant tikimybinus metodus

Po IAE uždarymo papildomai susidariusios mažo aktyvumo radioaktyviosios atliekos bus kaupiamos paviršiniuose radioaktyviųjų atliekų kapinynuose, tame tarpe Stabatiškės kapinyne – 1,5 atstumu nuo Drūkšių ežero (3.7 pav.). Atsižvelgiant į galimą radionuklidų pernašą į Drūkšių ežerą šios gėlavandenės ekosistemos biotos apšvita buvo vertinama radiacinės saugos požiūriu.



Pav. 3.7. Hipotetinio Stabatiškės kapinyno vieta, 1,5 km nutolusi nuo Drūkšių ežero, ir stebėsenos stotys.

Poveikio aplinkai vertinimo tikslai yra apibrėžti ūkinės veiklos (tame tarpe ir branduolinės energetikos objektų) poveikio vertinimo įstatymo 4 straipsnyje [24], kuriame nurodoma:

„...būtina nustatyti, apibūdinti ir įvertinti galimą tiesioginį ir netiesioginį planuojamos ūkinės veiklos poveikį gyvūnijai ir augalijai, dirvožemiui, žemės paviršiui ir jos gelmėms, orui, vandeniui, klimatui, kraštovaizdžiui ir biologinei įvairovei, sumažinti planuojamos ūkinės veiklos neigiamą poveikį išvardintiems aplinkos komponentams arba šio poveikio išvengti; nustatyti, ar planuojama ūkinė veikla, įvertinus jos pobūdį ir poveikį aplinkai, leistiną pasirinktoje vietoje“.

Didelė įvairovė augalų ir gyvūnų, kurie bendrai vadinami „biota“, visada yra ir buvo veikiami gamtinės apšvitos [125a-125]. Pastaruoju metu yra padidėjęs visuomenės susirūpinimas dėl keliamo radiacinio pavojaus aplinkai, todėl atsirado įvairūs nacionaliniai ir tarptautiniai juridiniai išipareigojimai aplinkos apsaugos srityje [1-3, 11]. Šiuo metu Lietuvoje nėra nustatytos reglamentuotos ribinės apšvitos dozės biotai, pradėtas biotos apšvitos vertinimas [126]. Europos Sąjungoje rekomenduojama didžiausia galima $10 \mu\text{Gy h}^{-1}$ biotos apšvitos dozės galia.

Po Ignalinos AE uždarymo 2009 m. gruodžio 31 d. papildomos planuojamos radioaktyviosios atliekos turi būti tvarkomos taip, kad biotai, taip pat ir žmogui nebūtų padaryta žala. Visi žemiau pateikti skaičiavimai ir vertinimai, atlikti ERICA kompiuterinės programos pagalba, susieti su Drūkšių ežero biotos apšvitos dozės galios vertinimu dėl IAE veiklos ir dėl hipotetinio paviršinio radioaktyviųjų atliekų laidojimo Stabatiškės kapinyno, kuris būtų įrengtas 1.5 km atstumu nuo Drūkšių ežero.

Šiame darbe buvo įvertinta:

(a) Drūkšių ežero biotos apšvita gamtinės kilmės radionuklidų jonizuojančiaja spinduliuote,

(b) Drūkšių ežero biotos apšvita antropogeninės kilmės radionuklidų jonizuojančiaja spinduliuote, daugiausiai dėl IAE nuotėkų ir planuojamo paviršinio radioaktyviųjų atliekų laidojimo Stabatiškės kapinyno.

Radionuklidų sklaidai iš hipotetinio Stabatiškės kapinyno įvertinti buvo naudojama RESRAD-OFFSITE programa ir vietines sąlygas atitinkantys fizikiniai, hidrologiniai, geocheminiai ir meteorologiniai parametrai, kurie

aptarti metodinėje dalyje. Biotos apšvitos dozės galios įvertinimui panauduota RESRAD-BIO ir ERICA programinė įranga.

Drūkšių ežero biotos standartizuotųjų organizmų apšvitos vertinti buvo pasirinktas ERICA programinis įrankis [93, 127], kuriame Monte Carlo tikimybinis modeliavimas panaudoja turimus įvedamų duomenų skirstinius, aptartus metodinėje dalyje.

Modeliavimo rezultatas – dozės galios tikimybinis skirstinys, kuris leidžia įvertinti labiausiai tikėtinas ir mažiau tikėtinas (bet galimas) apšvitos vertes. Skaičiavimams panaudoti radionuklidų aktyvumo matavimai Drūkšių ežero dugno nuosėdose ir vandenyje (vidutinės reikšmės, standartiniai nuokrypiai, minimalios ir maksimalios reikšmės), išanalizavus 1989-1996 m. paskelbtus duomenis, kurie pateikti 3.4 lentelėje.

3.4 lentelė. Gamtinių ir antropogeninių radionuklidų aktyvumo koncentracijų Drūkšių ežero dugno nuosėdose daugiamečių (1983-2006 m.) statistinių duomenų suvestinė.

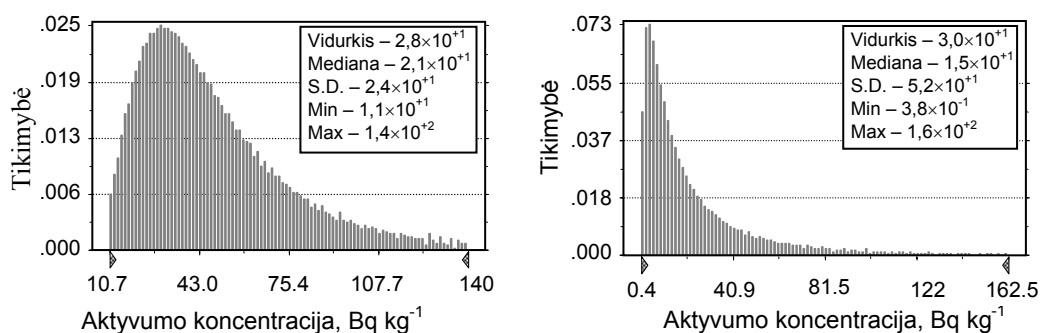
Radionuklidas	Vidurkis	Standart. nuokrypis	Skirstinys*	Min	Max	Literatūra
Gamtiniai radionuklidai						
²³⁸ U	30	22	TR	3,8	160	[22]
²³² Th	28	24	LN	11	140	
⁴⁰ K	500	210	LN	110	1100	
Antropogeniniai radionuklidai						
⁵⁴ Mn	14	28	TR	0,04	88	[23, 69]
⁶⁰ Co	46	45	LN	3,4	170	
⁹⁰ Sr	28	24	LN	2,2	88	
¹³⁴ Cs	1,7	1.0	TR	0,26	7,8	
¹³⁷ Cs	150	120	LN	13	440	
²³⁹ Pu	0,012	0,012	LN	0,008	0,014	

*LN- Lognormalusis skirstinys; TR- Trikampis skirstinys

3.2.1 Biotos apšvitos gamtinių radionuklidų jonizuojančiąja spinduliuote vertinimas, taikant tikimybinius metodus

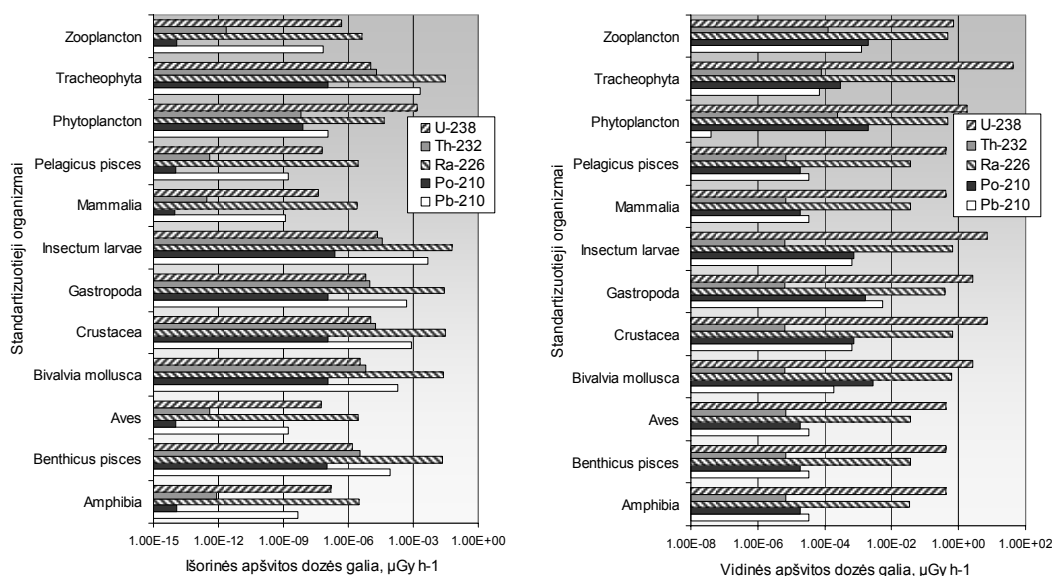
Drūkšių ežero biotos standartizuotųjų organizmų apšvitos jonizuojančiąja spinduliuote dozės galios vertinimui buvo panaudoti gamtinių radionuklidų ²³⁸U ir ²³²Th radionuklidų aktyvumo matavimai Drūkšių ežero dugno nuosėdose [23]. Išanalizavus 1989-1996 m. paskelbtus duomenis šių radionuklidų savitųjų aktyvumų dugno nuosėdose skirstiniai, vidutinės

reikšmės, standartiniai nuokrypiai, minimalios ir maksimalios reikšmės pateiktos 3.9 pav.

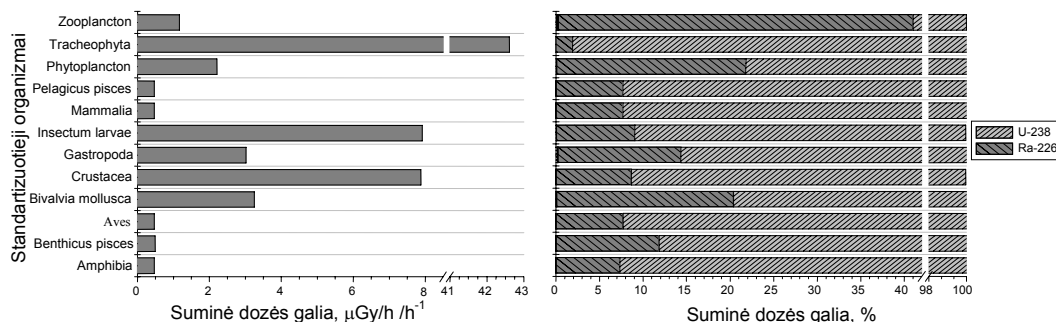


3.8 pav. ^{232}Th (kairėje) ir ^{238}U (dešinėje) Drūkšių ežero dugno nuosėdose skirstiniai [23].

Drūkšių ežero gėlavandenės ekosistemos standartizuotųjų organizmų išorinė, vidinė (3.10 pav.) ir suminė apšvitos dozės galia (3.11 pav.) buvo vertinamos, panaudojant ERICA 2 ir 3 pakopos programinę įrangą.

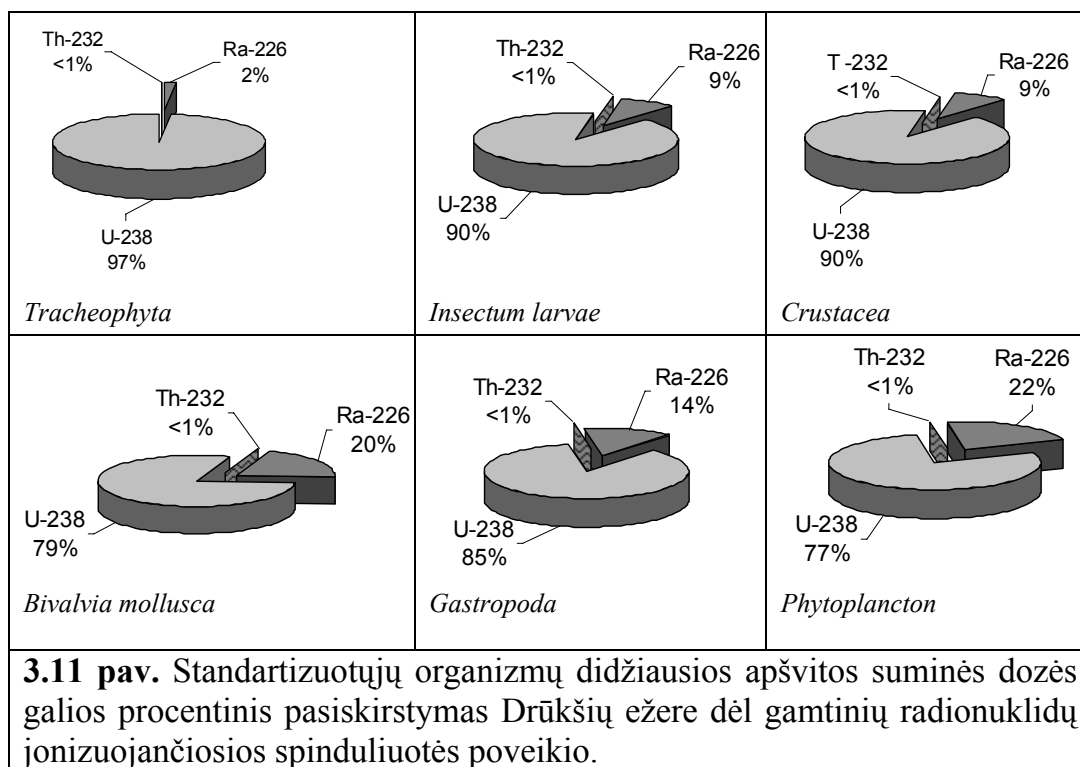


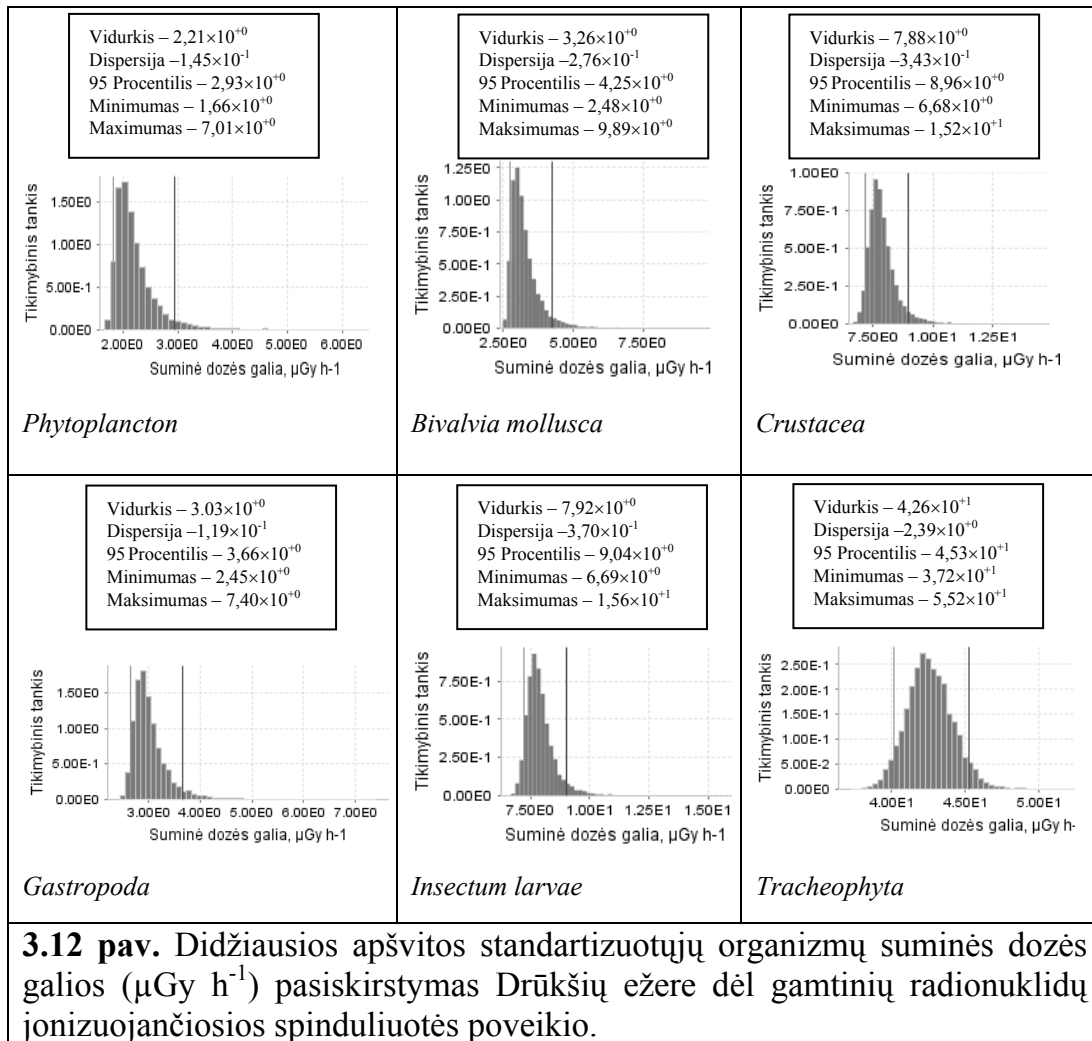
3.9 pav. Drūkšių ežero standartizuotųjų organizmų išorinė ir vidinė apšvita gamtinių radionuklidų jonizuojančiaja spinduliute.



3.10 pav. Standartizuotųjų organizmų suminės apšvitos dozės galia dėl ^{238}U ir ^{226}Ra jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio Drūkšių ežere.

Iš visų gamtinių radionuklidų (^{210}Pb , ^{210}Po , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{238}U) didžiausią suminę dozės galią standartizuotieji organizmai gauna dėl ^{238}U ir jo dukterinių produktų jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio. Pažymėtina, kad, lyginant su kitų standartizuotųjų organizmų apšvita, gyslinių augalų (*Tracheophyta*) suminės dozės galios reikšmė yra didžiausia – siekia $4,18 \times 10^{+1} \mu\text{Gy h}^{-1}$ (3.10 pav.), 98% dozės galios sietini su ^{238}U ir jo dukterinių produktų jonizuojančiąja spinduliuote. Standartizuotųjų organizmų, gavusių didžiausią apšvitą dėl gamtinių radionuklidų, bendroji apšvitos dozės galia Drūkšių ežere pateikta 3.11 pav., o atitinkami skirstiniai – 3.12 pav.





Darbuose [61,67, 70-71, 73, 128] nurodoma, kad gysliniai augalai yra gėlavandenių ekosistemų biotos apšvitos indikatoriai. Apšvitos gamtinių radionuklidų jonizuojančiąja spinduliuote ypatumai pateikti 3.5 lentelėje.

3.5 lentelė. Hidrofītų vidinės ir išorinės apšvitos dozės galios kaita dėl gamtinių radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio [73].

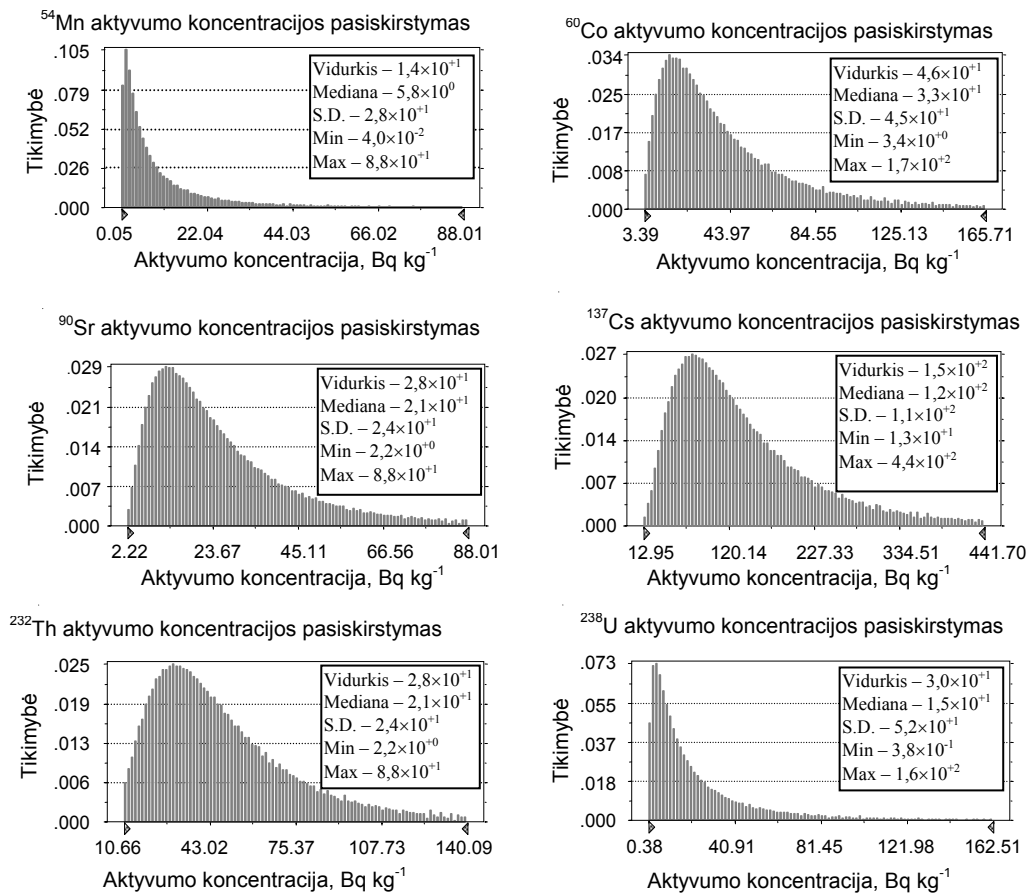
Parametrai	Dozės galia, $\mu\text{Gy/h}$					
	^{40}K	$^{210}\text{Pb}^*$	^{210}Po	^{238}U	$^{226}\text{Ra}^{**}$	^{232}Th
Vidinės apšvitos dozės galia						
Vidurkis	$4,3 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$3,1 \cdot 10^{-1}$	0,8	$1,3 \cdot 10^{-1}$	$2,9 \cdot 10^{-2}$
St. nuokrypis	$3,0 \cdot 10^{-3}$	$0,7 \cdot 10^{-3}$	$2,6 \cdot 10^{-1}$	1,3	$9,6 \cdot 10^{-2}$	$2,3 \cdot 10^{-2}$
Min	$2,0 \cdot 10^{-3}$	$0,4 \cdot 10^{-3}$	$1,9 \cdot 10^{-1}$	$6,0 \cdot 10^{-3}$	$1,5 \cdot 10^{-2}$	$4,9 \cdot 10^{-3}$
Max	$6,7 \cdot 10^{-3}$	$7,8 \cdot 10^{-3}$	$4,9 \cdot 10^{-1}$	24	$2,6 \cdot 10^{-1}$	$6,7 \cdot 10^{-2}$
Išorinės apšvitos dozės galia						
Vidurkis	$3,7 \cdot 10^{-2}$	$9,5 \cdot 10^{-3}$	0	$6,1 \cdot 10^{-3}$	$1,6 \cdot 10^{-2}$	$1,8 \cdot 10^{-5}$
St. nuokrypis	$1,7 \cdot 10^{-2}$	$7,1 \cdot 10^{-3}$	-	$3,1 \cdot 10^{-3}$	$0,8 \cdot 10^{-2}$	$7,0 \cdot 10^{-6}$
Min	$6,4 \cdot 10^{-3}$	$5,1 \cdot 10^{-3}$	-	$8,0 \cdot 10^{-4}$	$2,6 \cdot 10^{-2}$	$3,0 \cdot 10^{-6}$
Max	$2,0 \cdot 10^{-1}$	$1,5 \cdot 10^{-2}$	-	$1,8 \cdot 10^{-2}$	$0,8 \cdot 10^{-2}$	$4,2 \cdot 10^{-5}$

*Dozės galia įvertinta esant pusiausvyrai tarp ^{210}Pb ir ^{210}Po koncentracijų.

**Dozės galia įvertinta esant pusiausvyrai tarp ^{238}U ir ^{226}Ra koncentracijų.

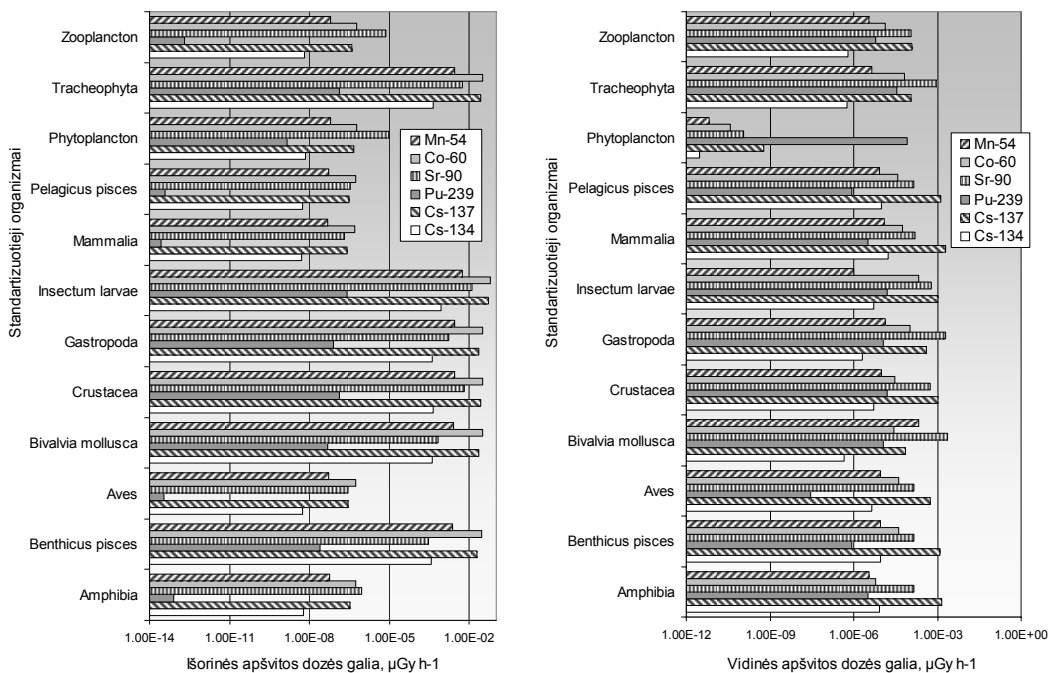
3.2.2. Biotos apšvitos antropogeninių radionuklidų jonizuojančiąja spinduliuote vertinimas taikant tikimybinus metodus

Drūkšių ežero biotos standartizuotųjų organizmų apšvitos jonizuojančiąja spinduliuote dozės galios vertinimui buvo panaudoti 1989-1996 m. antropogeninių radionuklidų (^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{54}Mn , ^{60}Co) aktyvumo koncentracijų matavimai Drūkšių ežero dugno nuosėdose duomenys, sudaryti šių radionuklidų savitųjų aktyvumų skirstiniai, (3.13 pav.).

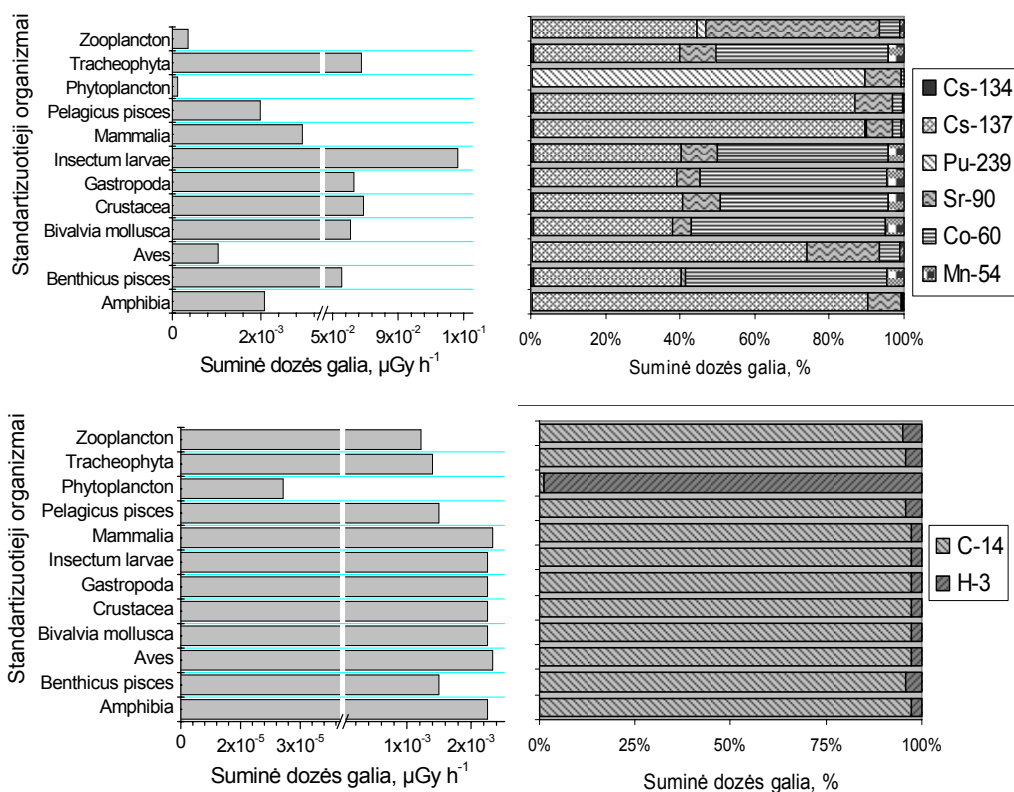


3.13 pav. Nagrinėtųjų antropogeninių ir gamtinių radionuklidų aktyvumų koncentracijų Drūkšių ežero dugno nuosėdose skirstiniai [73].

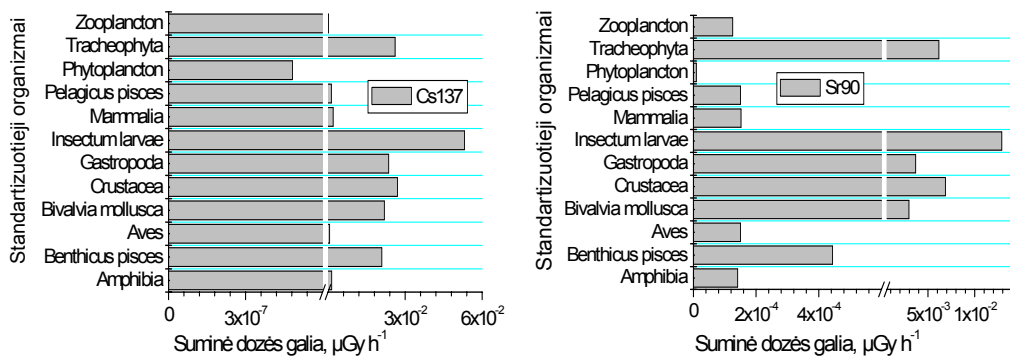
Drūkšių ežero gėlavandenės ekosistemos standartizuotųjų organizmų išorinės, vidinės (3.14 pav.) ir suminės (3.15 pav.) apšvitos dozės galia buvo vertinamos, panaudojant ERICA 2 ir 3 pakopų programinę įrangą. Iš visų matuotų technogeninių radionuklidų (^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^3H , ^{239}Pu , ^{14}C , ^{54}Mn , ^{60}Co) didžiausios aktyvumo koncentracijos Drūkšių ežere yra ^{90}Sr ir ^{137}Cs , kurių suminės dozės galios kaita skirtingiems standartizuotiems organizmams pateikta 3.16 pav.



3.14 pav. Drūkšių ežero gėlavandenės ekosistemos standartizuotųjų organizmų išorinės ir vidinės apšvitos dozės galia dėl antropogeninių radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio.

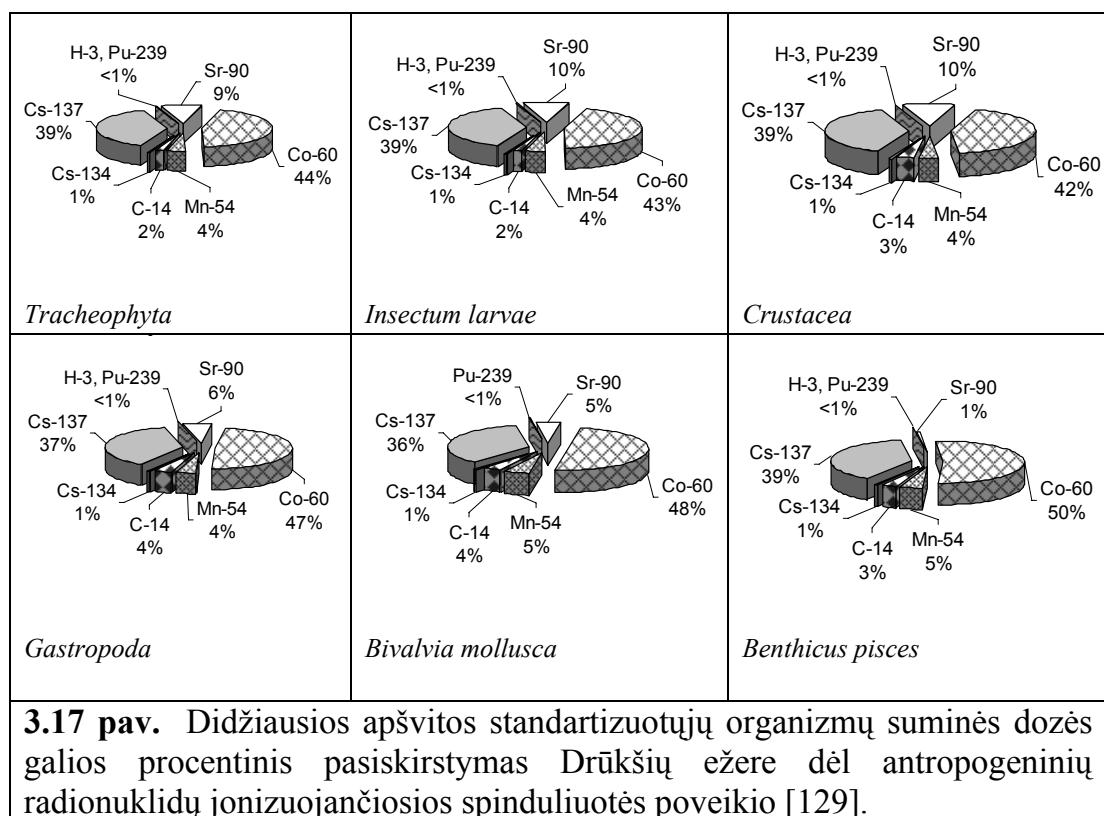


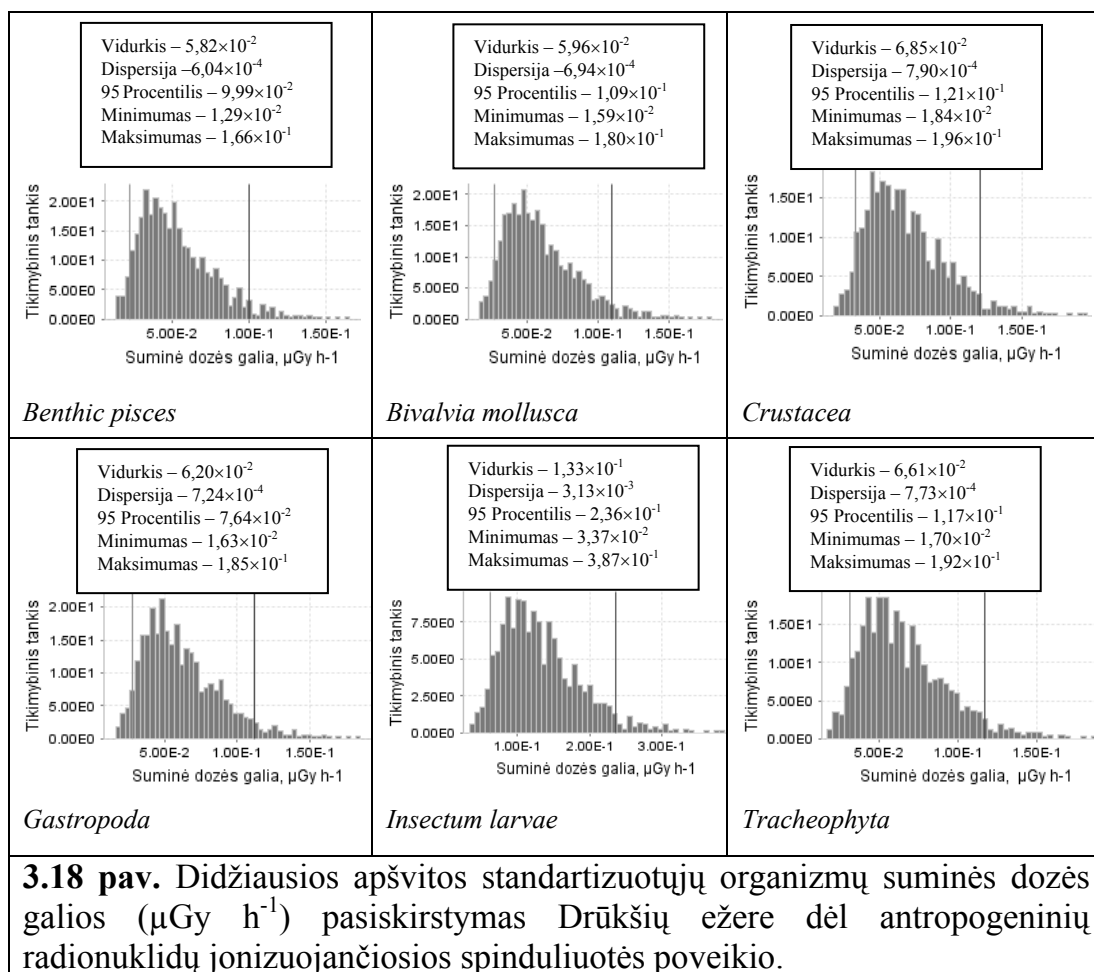
3.15 pav. Drūkšių ežero standartizuotųjų organizmų suminės apšvitos antropogeninių radionuklidų jonizuojančiąja spinduliuote dozės galia.



3.16 pav. Drūkšių ežero standartizuotųjų organizmų apšvitos ^{137}Cs ir ^{90}Sr jonizuojančiąja spinduliuote suminė dozės galia.

Dėl antropogeninių radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio didžiausią apšvitą patiriančių standartizuotųjų organizmų suminės dozės galios vertinimo rezultatai pateikti (3.17 –3.18 pav.).





Kadangi hidrofیتai Drūkšių ežere sudaro didžiausią biomasės dalį, jų apšvitos dozės galios įvertinimas dėl antropogeninių radionuklidų poveikio atskirai pateiktas 3.6 ir 3.7 lentelėse.

3.6 lentelė. Drūkšių ežero panirusių hidrofیتų apšvitos dėl galimos radionuklidų emisijos iš hipotetinio Stabatiškės paviršinio kapinyno vertinimas.

Parametrai	Dozės galia, $\mu\text{Gy/h}$					
	^{14}C	^{36}Cl	^3H	^{129}I	^{99}Tc	^{237}Np
Vidinė apšvitos dozės galia						
Vidurkis	$2,34 \cdot 10^{-5}$	$2,59 \cdot 10^{-5}$	$6,59 \cdot 10^{-7}$	$2,57 \cdot 10^{-7}$	$1,20 \cdot 10^{-3}$	$9,99 \cdot 10^{-3}$
Mediana	$2,31 \cdot 10^{-5}$	$2,56 \cdot 10^{-5}$	$6,54 \cdot 10^{-7}$	$2,54 \cdot 10^{-7}$	$1,19 \cdot 10^{-3}$	$9,78 \cdot 10^{-3}$
Standartinis nuokrypis	$3,51 \cdot 10^{-6}$	$3,65 \cdot 10^{-6}$	$6,70 \cdot 10^{-8}$	$3,67 \cdot 10^{-8}$	$1,69 \cdot 10^{-4}$	$1,44 \cdot 10^{-3}$
Min	$1,44 \cdot 10^{-5}$	$1,69 \cdot 10^{-5}$	$4,69 \cdot 10^{-7}$	$1,54 \cdot 10^{-7}$	$7,36 \cdot 10^{-4}$	$6,47 \cdot 10^{-3}$
Max	$3,64 \cdot 10^{-5}$	$4,03 \cdot 10^{-5}$	$1,02 \cdot 10^{-6}$	$3,91 \cdot 10^{-7}$	$1,78 \cdot 10^{-3}$	$1,64 \cdot 10^{-2}$
Išorinės apšvitos dozės galia						
Vidurkis	$6,08 \cdot 10^{-10}$	$3,70 \cdot 10^{-8}$	$3,00 \cdot 10^{-10}$	$4,17 \cdot 10^{-8}$	$4,20 \cdot 10^{-7}$	$9,08 \cdot 10^{-9}$
Mediana	$6,03 \cdot 10^{-10}$	$3,09 \cdot 10^{-8}$	$2,51 \cdot 10^{-10}$	$2,82 \cdot 10^{-8}$	$3,05 \cdot 10^{-7}$	$6,54 \cdot 10^{-9}$
Standartinis nuokrypis	$8,14 \cdot 10^{-11}$	$1,94 \cdot 10^{-8}$	$1,50 \cdot 10^{-10}$	$4,09 \cdot 10^{-8}$	$3,61 \cdot 10^{-7}$	$8,06 \cdot 10^{-9}$
Min	$3,46 \cdot 10^{-10}$	$1,42 \cdot 10^{-8}$	$1,12 \cdot 10^{-10}$	$1,49 \cdot 10^{-10}$	$5,78 \cdot 10^{-8}$	$8,17 \cdot 10^{-10}$
Max	$1,06 \cdot 10^{-9}$	$1,37 \cdot 10^{-7}$	$1,09 \cdot 10^{-9}$	$2,61 \cdot 10^{-7}$	$2,66 \cdot 10^{-6}$	$6,58 \cdot 10^{-8}$

3.7 lentelė. Drūkšių ežero hidrofity apšvitos dėl IAE nuotekų dozės galia dėl antropogeninių radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio [73].

	Parametrai	Dozės galia, $\mu\text{Gy}/\text{h}$			
		^{54}Mn	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs
Dalis virš dugno nuosėdų	Vidinės apšvitos dozės galia				
	Vidurkis	$4,1 \cdot 10^{-5}$	$4,1 \cdot 10^{-4}$	$2,2 \cdot 10^{-3}$	$8,0 \cdot 10^{-4}$
	Mediana	$3,1 \cdot 10^{-5}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$	$1,9 \cdot 10^{-3}$	$5,0 \cdot 10^{-4}$
	Standartinis nuokrypis	$5,4 \cdot 10^{-5}$	$3,9 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$
	Min	$2,6 \cdot 10^{-7}$	$1,4 \cdot 10^{-5}$	$1,9 \cdot 10^{-4}$	$2,0 \cdot 10^{-5}$
	Max	$1,2 \cdot 10^{-3}$	$1,1 \cdot 10^{-2}$	$1,5 \cdot 10^{-2}$	$2,2 \cdot 10^{-2}$
	Išorinės apšvitos dozės galia				
	Vidurkis	$4,2 \cdot 10^{-5}$	$2,8 \cdot 10^{-4}$	$3,3 \cdot 10^{-6}$	$3,2 \cdot 10^{-4}$
	Mediana	$1,8 \cdot 10^{-6}$	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$2,2 \cdot 10^{-6}$	$2,5 \cdot 10^{-4}$
	Standartinis nuokrypis	$8,8 \cdot 10^{-5}$	$2,7 \cdot 10^{-4}$	$3,6 \cdot 10^{-6}$	$2,4 \cdot 10^{-4}$
	Min	$7,6 \cdot 10^{-8}$	$7,5 \cdot 10^{-6}$	$6,6 \cdot 10^{-8}$	$9,3 \cdot 10^{-6}$
	Max	$3,1 \cdot 10^{-3}$	$4,8 \cdot 10^{-3}$	$6,8 \cdot 10^{-5}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
	Dalis, kurioje yra augalo šaknys	Vidinės apšvitos dozės galia			
Vidurkis		$3,9 \cdot 10^{-5}$	$4,4 \cdot 10^{-3}$	$2,3 \cdot 10^{-3}$	$8,4 \cdot 10^{-4}$
Mediana		$2,3 \cdot 10^{-5}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-3}$	$5,3 \cdot 10^{-4}$
Standartinis nuokrypis		$5,6 \cdot 10^{-5}$	$4,1 \cdot 10^{-3}$	$1,4 \cdot 10^{-3}$	$1,1 \cdot 10^{-3}$
Min		$2,7 \cdot 10^{-7}$	$1,8 \cdot 10^{-4}$	$2,4 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$
Max		$1,3 \cdot 10^{-3}$	$7,9 \cdot 10^{-2}$	$1,5 \cdot 10^{-2}$	$3,3 \cdot 10^{-2}$
Išorinės apšvitos dozės galia					
Vidurkis		$1,3 \cdot 10^{-3}$	$1,4 \cdot 10^{-2}$	$5,3 \cdot 10^{-3}$	$1,6 \cdot 10^{-2}$
Mediana		$5,3 \cdot 10^{-4}$	$9,9 \cdot 10^{-3}$	$4,0 \cdot 10^{-3}$	$1,3 \cdot 10^{-2}$
Standartinis nuokrypis		$4,7 \cdot 10^{-3}$	$1,4 \cdot 10^{-2}$	$4,7 \cdot 10^{-3}$	$1,3 \cdot 10^{-2}$
Min		$2,2 \cdot 10^{-6}$	$4,2 \cdot 10^{-4}$	$2,3 \cdot 10^{-4}$	$9,9 \cdot 10^{-4}$
Max		$5,5 \cdot 10^{-1}$	$3,4 \cdot 10^{-1}$	$6,5 \cdot 10^{-2}$	$2,4 \cdot 10^{-1}$

Remiantis 1989-1996 m. Drūkšių ežero radioekologinių tyrimų duomenimis nustatyta, kad standartizuotųjų organizmų apšvitos antropogeninių radionuklidų jonizuojančiąja spinduliuote dozės galios vertės neviršija $10 \mu\text{Gy h}^{-1}$ šiuo metu Europos Sąjungoje rekomenduojamo didžiausio dozės galios leidžiamojo lygio.

Drūkšių ežero standartizuotųjų organizmų apšvitos suminė dozės galia dėl gamtinių radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio sietina su ^{238}U ir ^{226}Ra (Priedas 2A). Iš visų Drūkšių ežero standartizuotųjų organizmų didžiausią apšvitą nuo antropogeninių radionuklidų patiria prieduginės ežero dalies bentosiniai organizmai (Priedas 2B).

Standartizuotųjų testinių organizmų apšvita dėl gamtinių radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio ženkliai viršija apšvitą dėl antropogeninės kilmės radionuklidų.

3.2.3. Atskirų antropogeninių radionuklidų indėlio Drūkšių ežero IAE aušintuvo biotos apšvitai ir rizikos faktorių analizė

ERICA kompiuterinėje programoje įdiegta įvesties parametrų ir gautųjų rezultatų jautrio analizė leidžia įvertinti atskirų radionuklidų Drūkšių ežero dugno nuosėdose indėlį šios gėlavandenės ekosistemos biotos apšvitos dozės galios dydžiui.

Pasirinkimas tinkamos vertinimo metodikos priklauso nuo keleto faktorių: skaičiavimo laiko, modelio parametrų skaičiaus ir neapibrėžtumo, priklausomybės pobūdžio tarp įvesties ir gautųjų rezultatų. Šioje ERICA programos versijoje yra taikoma koreliacinė analizė, vertinami Pirsono koreliacijos koeficientas (PCC) ir Spirmeno ranginis koreliacijos koeficientas (SRCC). Pažymėtina, kad PCC koeficientas vertinamas, darant prielaidą dėl linijinės priklausomybės tarp įvesties parametrų ir skaičiavimo rezultatų, SRCC koeficientas šios prielaidos nedaro.

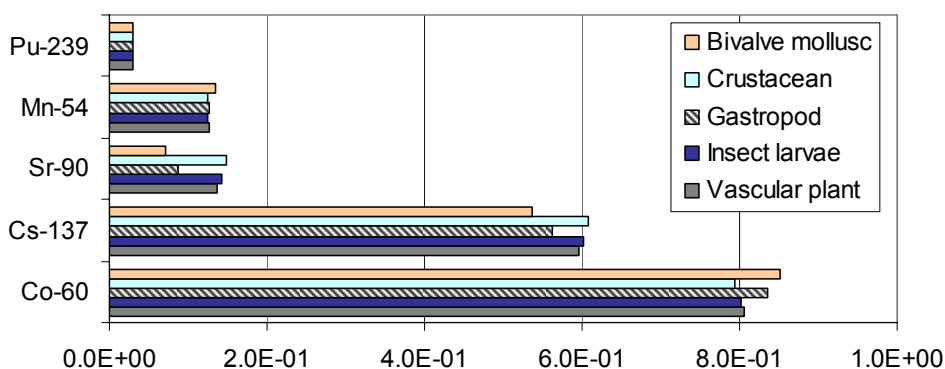
Remiantis antropogeninių radionuklidų aktyvumo koncentracijų Drūkšių ežero dugno nuosėdose daugiamečio (1983 – 2006 m.) stebėjimo duomenimis [22-23, 69] buvo nagrinėtas dugno nuosėdų antropogeninių radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės poveikis ežero bentosiniams organizmams ir gysliniams hidrofitams, patiriantiems ženkliai didesnę apšvitą, lyginant su kitų standartizuotųjų organizmų apšvita. Buvo vertinami didžiausią apšvitą patiriančių bentosinių organizmų apšvitos ypatumai. Skaičiavimo rezultatai pateikti lentelėje 3.8 ir pav. 3.19.

Koreliacijos koeficientų analizė rodo, kad PCC ir SRCC koreliacijos koeficientų skirtumai nežymūs.

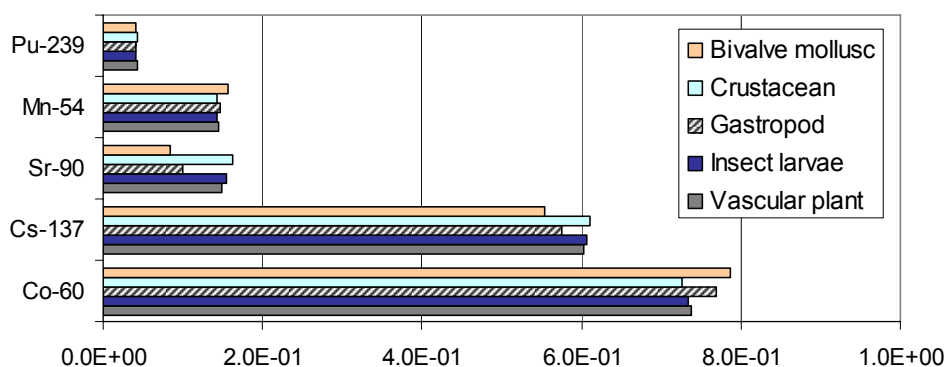
3.8 lentelė. Drūkšių ežero IAE aušintuvo dugno nuosėdų atskirų radionuklidų aktyvumo koncentracijų (1983 – 2006 m. stebėjimų duomenys) ir didžiausią apšvitą patiriančių standartizuotųjų organizmų apšvitos dozės galios koreliacinės analizės rezultatai.

	⁶⁰ Co	¹³⁷ Cs	⁵⁴ Mn-	⁹⁰ Sr-	²³⁹ Pu-
PCC					
<i>Tracheophyta</i>	8,06E-01	5,96E-01	1,90E-01	1,36E-01	3,05E-02
<i>Insectum larvae</i>	8,02E-01	6,01E-01	2,24E-01	1,42E-01	2,97E-02
<i>Gastropoda</i>	8,36E-01	5,62E-01	2,33E-01	8,62E-02	3,03E-02
<i>Crustacea</i>	7,95E-01	6,08E-01	2,23E-01	1,49E-01	2,99E-02
<i>Bivalvia mollusca</i>	8,52E-01	5,36E-01	2,50E-01	7,15E-02	2,97E-02
SRCC					
<i>Tracheophyta</i>	7,37E-01	6,02E-01	2,26E-01	1,49E-01	4,28E-02
<i>Insectum larvae</i>	7,33E-01	6,06E-01	2,24E-01	1,54E-01	4,20E-02
<i>Gastropoda</i>	7,69E-01	5,75E-01	2,33E-01	9,93E-02	4,18E-02
<i>Crustacea</i>	7,26E-01	6,11E-01	2,23E-01	1,62E-01	4,23E-02
<i>Bivalvia mollusca</i>	7,87E-01	5,53E-01	2,50E-01	8,35E-02	4,07E-02

PCC

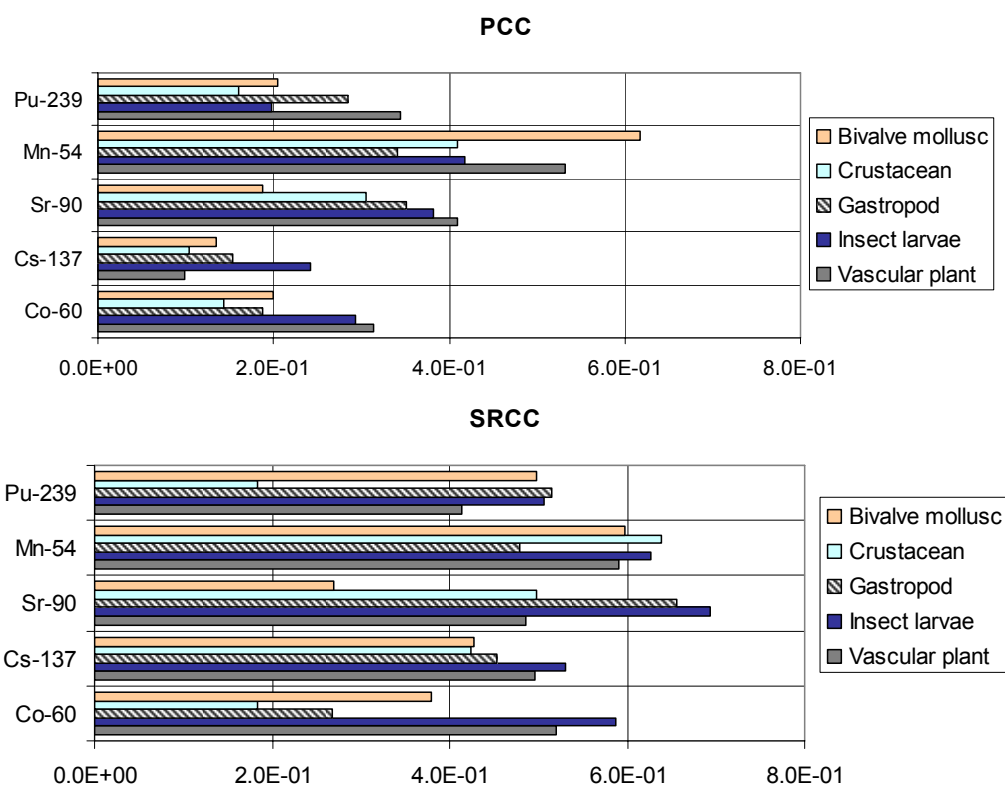


SRCC



3.19 pav. Drūkšių ežero IAE aušintuvo dugno nuosėdų atskirų antropogeninių radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio bentosinių organizmų ir gyslinių hidrofītų suminės apšvitos dozės galios jautrio analizės rezultatai.

Gautieji skaičiavimo rezultatai rodo, kad iš antropogeninių radionuklidų bentosiniai organizmai ir gysliniai hidrofitai didžiausią poveikį patiria dėl ^{60}Co ir ^{137}Cs jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio. Pažymėtina, kad vidinės apšvitos dozės galios dydį lemia ir ^{90}Sr ir ^{54}Mn aktyvumo koncentracija dugno nuosėdose (pav. 3.20).



3.20 pav. Drūkšių ežero IAE aušintuvo dugno nuosėdų atskirų antropogeninių radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio bentosinių organizmų ir gyslinių hidrofitų vidinės apšvitos dozės galiai jautrio analizės rezultatai.

Rizikos faktorius (RQ), t.y. santykis tarp standartizuotojo organizmo laukiamosios dozės galios ir ribinės dozės galios, leidžia įvertinti rizikos mastą, atsižvelgiant į aplinkos radioaktyviąją taršą. Vertinant konservatyvųjį RQ dydį, yra taikomos didžiausios nustatytosios radionuklidų aktyvumo koncentracijos ir parametrų vertės. Remiantis antropogeninių radionuklidų aktyvumo koncentracijų Drūkšių ežero dugno nuosėdose daugiamečių (1983 – 2006 m.) stebėjimų duomenimis [22-23, 69], buvo įvertintos bentosinių organizmų ir gyslinių hidrofitų apšvitos rizikos faktorių vertės (lentelė 3.9).

3.9 lentelė. Drūkšių ežero bentosinių organizmų ir gyslinių hidrofītų apšvitos antropogeninių radionuklidų jonizuojančiąja spinduliuote rizikos faktorių vertės.

Organizmas	Suminė dozės galia, $\mu\text{Gy h}^{-1}$	Ribinė dozės galios vertė, $\mu\text{Gy h}^{-1}$	Rizikos faktorius (laikiamasis dydis)	Rizikos faktorius (konservatyvusis dydis)
<i>Bivalvia mollusca</i>	0,062724	10	0,006272	0,018817
<i>Crustacea</i>	0,072106	10	0,007211	0,021632
<i>Gastropoda</i>	0,065233	10	0,006523	0,019571
<i>Insectum larvae</i>	0,142446	10	0,014245	0,042734
<i>Traheophyta</i>	0,070464	10	0,007046	0,021139

Pateiktieji duomenys rodo, kad Ignalinos AE aušintuvo Drūkšių ežero gėlavandenės ekosistemos didžiausią apšvitą patiriančių biotos standartizuotųjų organizmų apšvitos konservatyvieji rizikos faktoriai sudaro apie 10 procentų Europos Sąjungoje siūlomos reglamentuojamos 10 $\mu\text{Gy/val.}$ ribinės dozės galios vertės.

3.2.4. Drūkšių ežero standartizuotųjų organizmų galimos apšvitos vertinimas dėl hipotetinio Stabatiškės kapinyno radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio.

Paviršinio hipotetinio Stabatiškės *Landfil* tipo kapinyno (pav. 3.7) numatomos pradinės radionuklidų aktyvumo koncentracijos [76, 81] nurodytos 3.10 lentelėje.

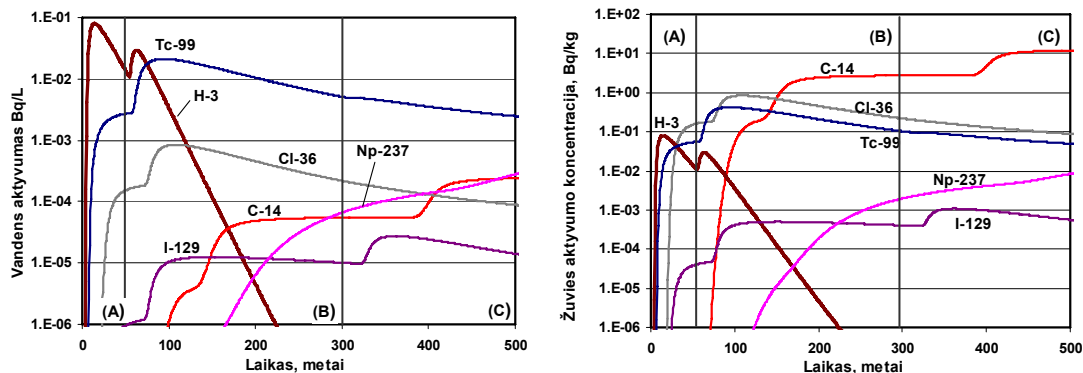
Atsižvelgiant į infiltracijos srauto greitį per saugyklą ir saugyklos inžinerinių barjerų kaitą laike, pasirinkti scenarijai:

- Scenarijus A – iki 50 metų kontrolės laikas, infiltracijos greitis 5 mm/metai;
- Scenarijus B - pastovus degradacijos koeficientas, laiko tarpas nuo 50 iki 300 metų, infiltracijos greitis 50 mm/metai;
- Scenarijus C - visiškasis degradavimas, laiko tarpas – daugiau negu 300 metų, infiltracijos greitis 200 mm/metai.

3.10 lentelė. Paviršinio hipotetinio Stabatiškės radioaktyviųjų atliekų kapinyno pradinės ir numatomos radionuklidų aktyvumo koncentracijos trijų skirtingų infiltracijos greičių scenarijų atvejais.

Nuklidai	Pradinė aktyvumo koncentracija, Bq	Pradinė aktyvumo koncentracija, Bq g ⁻¹	Infiltracijos greitis, mm metai ⁻¹		
			5	50	200
¹⁴ C	4,29E+11	4,60E+00	2,78E-06	2,77E-05	1,11E-04
³⁶ Cl	2,14E+10	2,30E-01	2,51E-03	2,30E-02	8,76E-02
¹³⁵ Cs	2,89E+12	3,10E+01	1,03E-06	1,03E-05	4,11E-05
³ H	2,24E+13	2,40E+02	2,51E-03	2,30E-02	8,76E-02
¹²⁹ I	1,31E+09	1,40E-02	2,50E-04	2,48E-03	9,86E-03
⁹⁴ Nb	6,06E+12	6,50E+01	1,74E-06	1,73E-05	6,94E-05
⁵⁹ Ni	5,59E+13	6,00E+02	6,95E-07	6,94E-06	2,78E-05
²³⁷ Np	2,05E+11	2,20E+00	6,60E-05	6,58E-04	2,63E-03
²³⁹ Pu	6,71E+12	7,20E+01	5,15E-07	5,14E-06	2,06E-05
²⁴⁰ Pu	5,22E+15	5,60E+04	5,15E-07	5,14E-06	2,06E-05
²⁴² Pu	2,70E+11	2,90E+00	5,15E-07	5,14E-06	2,06E-05
²²⁶ Ra	1,21E+20	1,30E+09	5,67E-07	5,67E-06	2,27E-05
⁹⁰ Sr	5,41E+23	5,80E+12	2,12E-05	2,12E-04	8,46E-04
⁹⁹ Tc	6,06E+11	6,50E+00	1,32E-03	1,26E-02	4,90E-02
²³⁴ U	4,94E+11	5,30E+00	8,40E-06	8,39E-05	3,35E-04
²³⁵ U	4,57E+11	4,90E+00	8,40E-06	8,39E-05	3,35E-04
²³⁸ U	4,76E+11	5,10E+00	8,40E-06	8,39E-05	3,35E-04
⁹³ Zr	2,70E+12	2,90E+01	4,63E-07	4,63E-06	1,85E-05

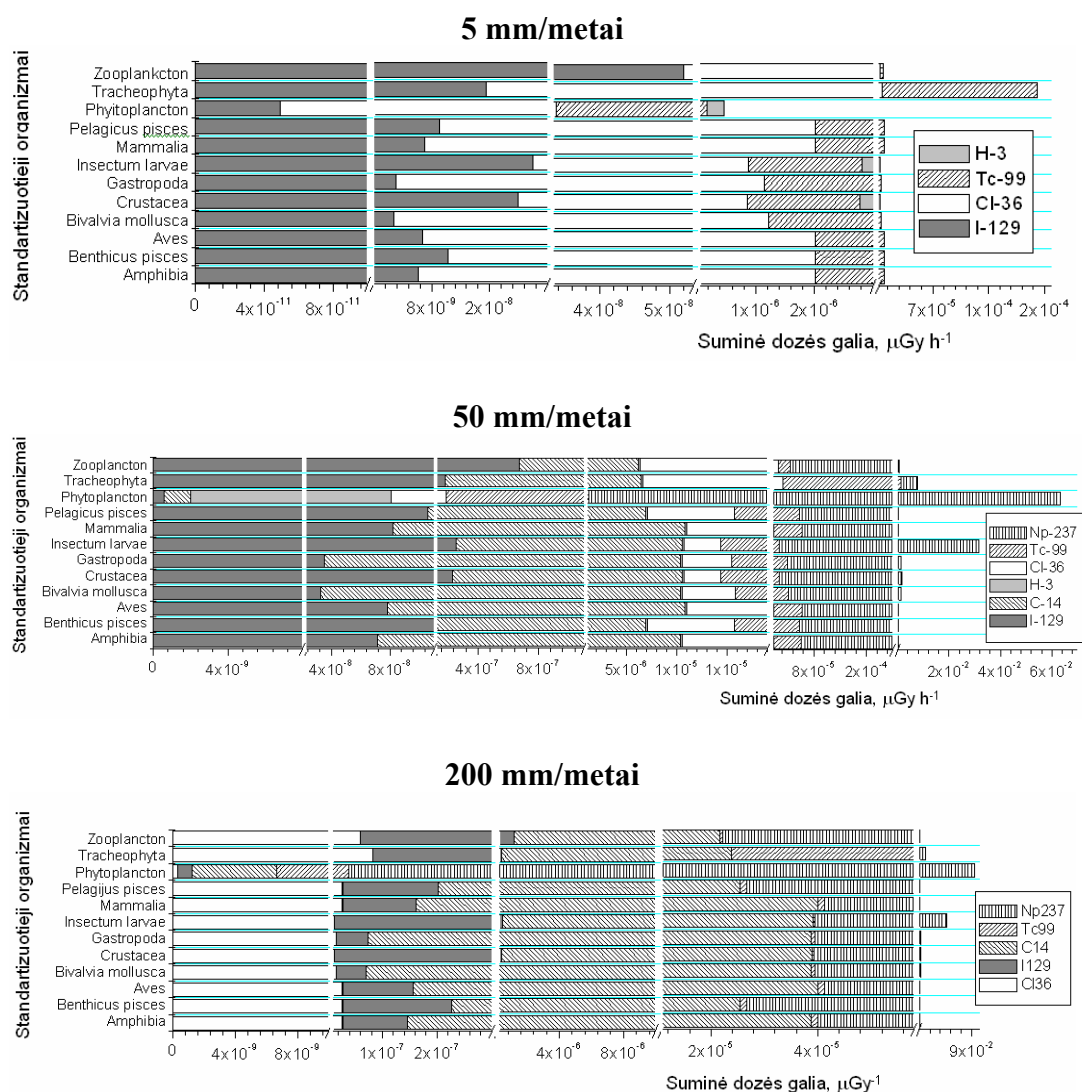
Atsižvelgiant į šio kapinyno inžinerinių barjerų kaitą laike (scenarijai A, B, C) Drūkšių ežero vandenyje ir žuvyje aktyvumo koncentracijų kaita laike, modeliuota RESRAD-OFFSITE programa, pateikta 3.21 paveiksle.



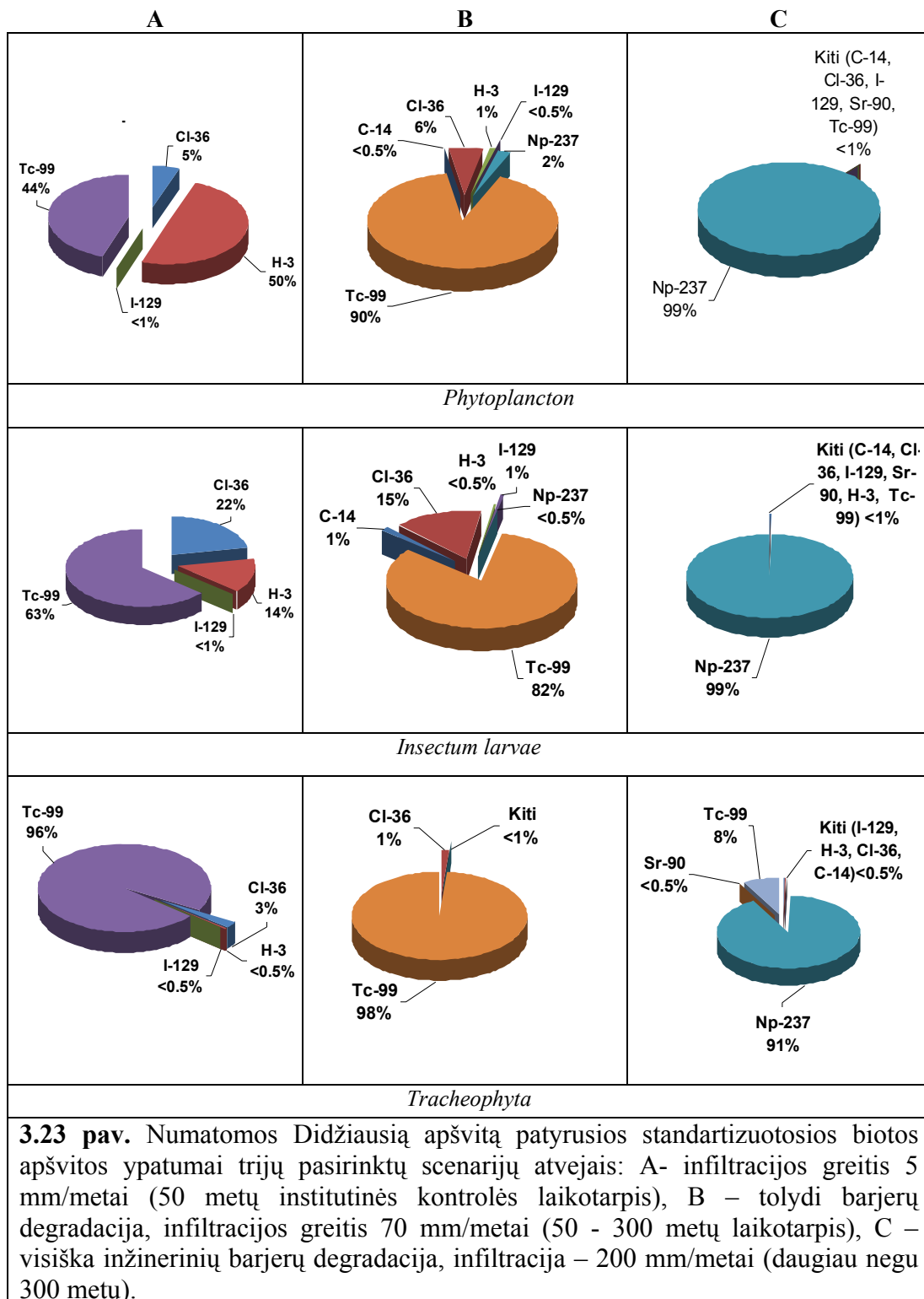
3.21 pav. Dėl hipotetinio Stabatiškės radioaktyviųjų atliekų kapinyno galimo poveikio radionuklidų aktyvumo koncentracijų kaita laike Drūkšių ežero vandenyje (kairėje) ir žuvyje (dešinėje) scenarijų A, B ir C atvejais 3-ju hipotetinių infiltracijos scenarijų atvejais: (A) – infiltracijos greitis 5 mm/meai, (B) – infiltracijos greitis 50 mm/metai, (C) – infiltracijos greitis 200 mm/metai).

Drūkšių ežero standartizuotosios biotos apšvitos dozės galios ir vyraujančių radionuklidų kaita laike, atsižvelgiant į infiltracijos srauto greitį per hipotetinį Stabatiškės kapinyną ir inžinerinių barjerų būklę (3 infiltracijos scenarijai), pateikti 3.22 pav., galimai, didžiausios apšvitos standartizuotosios biotos apšvitos ypatumai – 3.23 pav.

Remiantis pateiktais apšvitos dozės galios vertinimo duomenimis nustatyta, kad didžiausių standartizuotųjų organizmų apšvitos galią lemiantys nuklidai, įvertinti, atsižvelgiant į galimą radionuklidų migraciją ir emisiją į Drūkšių ežerą, 100 metų nustatytam kontrolės periodui, yra ^3H , ^{99}Tc , ^{36}Cl ir ^{237}Np po kelių dešimčių tūkstančių metų.

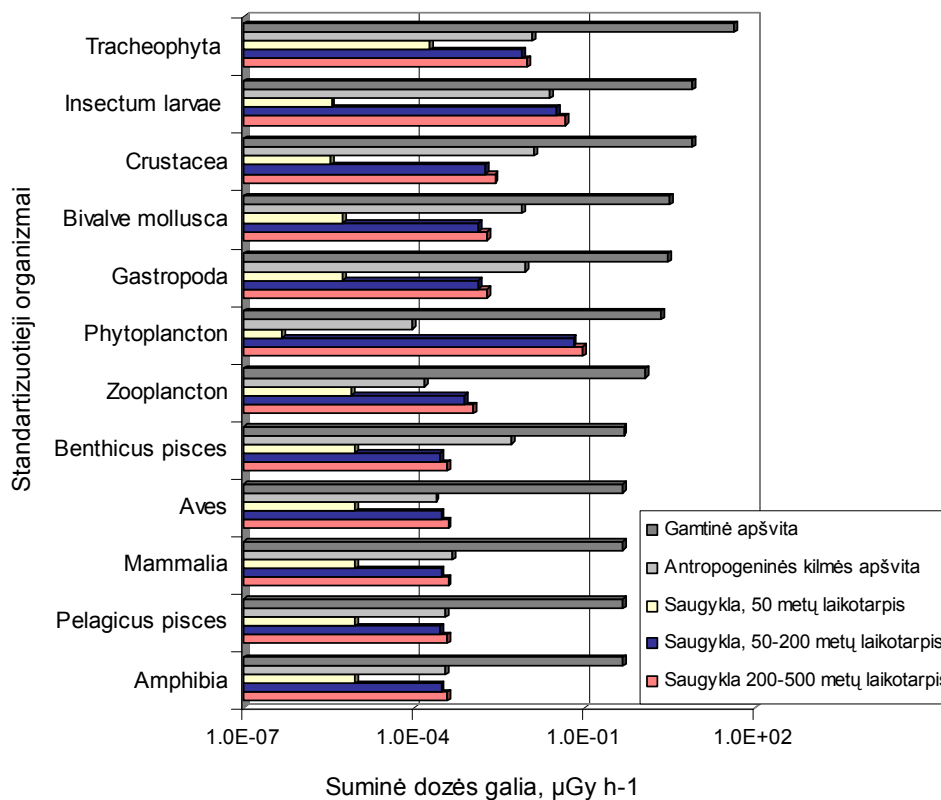


3.22 pav. Numatomų svarbiausiųjų antropogeninės kilmės radionuklidų standartizuotosios biotos apšvitos dozės galios vertės, atsižvelgiant į infiltracijos srauto greitį per saugyklą ir saugyklos inžinerinių barjerų būklę.



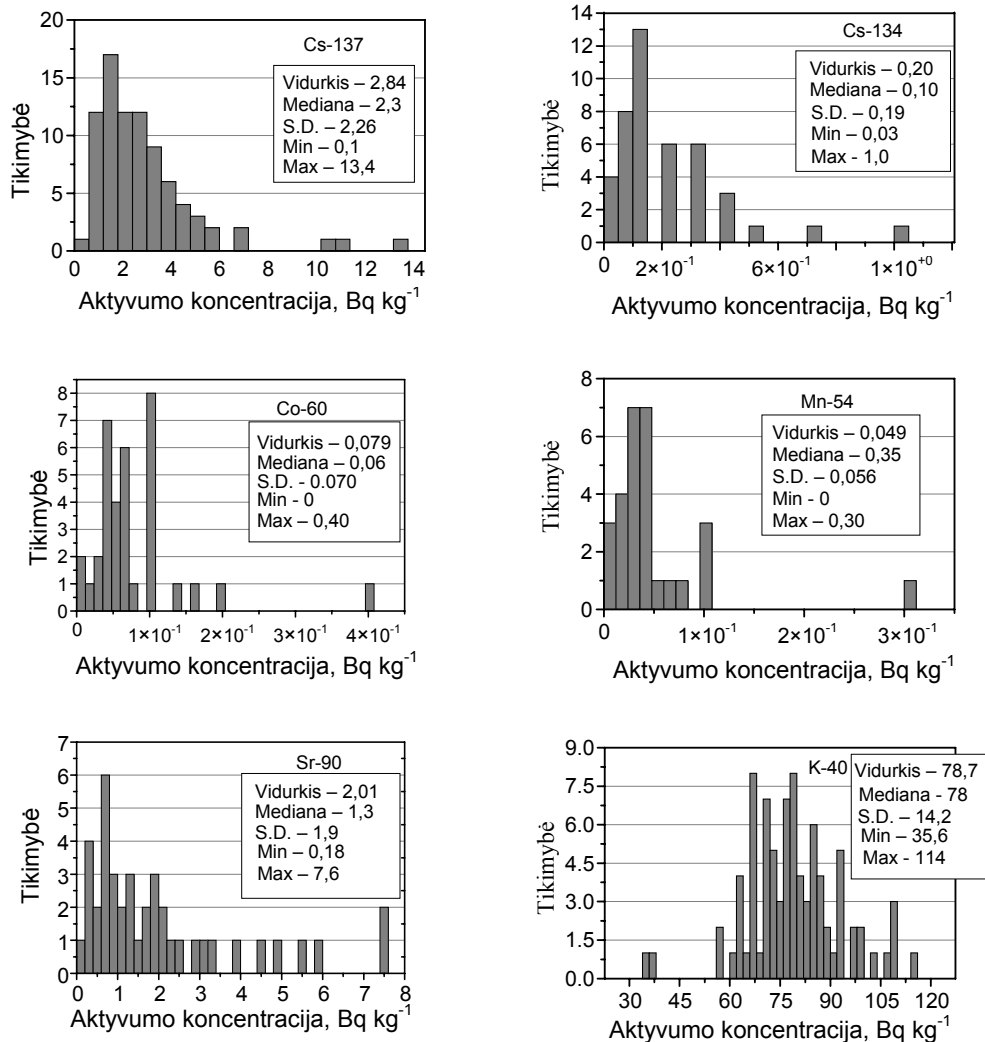
3.2.5. Drūkšių ežero – IAE aušintuvo standartizuotųjų organizmų apšvitos gamtinės ir antropogeninės kilmės jonizuojančiąja spinduliuote dozės galios analizė

Įvertinta standartizuotųjų organizmų apšvitos dozės galia dėl gamtinių radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio, palyginus su antropogeninių radionuklidų indėliu dėl iš Ignalinos AE ir hipotetinio Stabatiškės paviršinio radioaktyviųjų atliekų kapinyno, pateikta 3.24 pav. Šie duomenys parodė, kad Drūkšių ežero standartizuotųjų organizmų apšvita Ignalinos AE ir hipotetinio paviršinio radioaktyviųjų atliekų kapinyno kilmės radionuklidų jonizuojančiąja spinduliuote yra ženkliai mažesnė, lyginant su gamtinių radionuklidų poveikiu [74].



3.22 pav. Gėlavandenės ekosistemos – Drūkšių ežero biotos standartizuotųjų organizmų apšvitos dozės galios dėl gamtinių ir antropogeninių (IAE ir hipotetinio paviršinio radioaktyviųjų atliekų Stabatiškės kapinyno kilmės) radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio palyginimas.

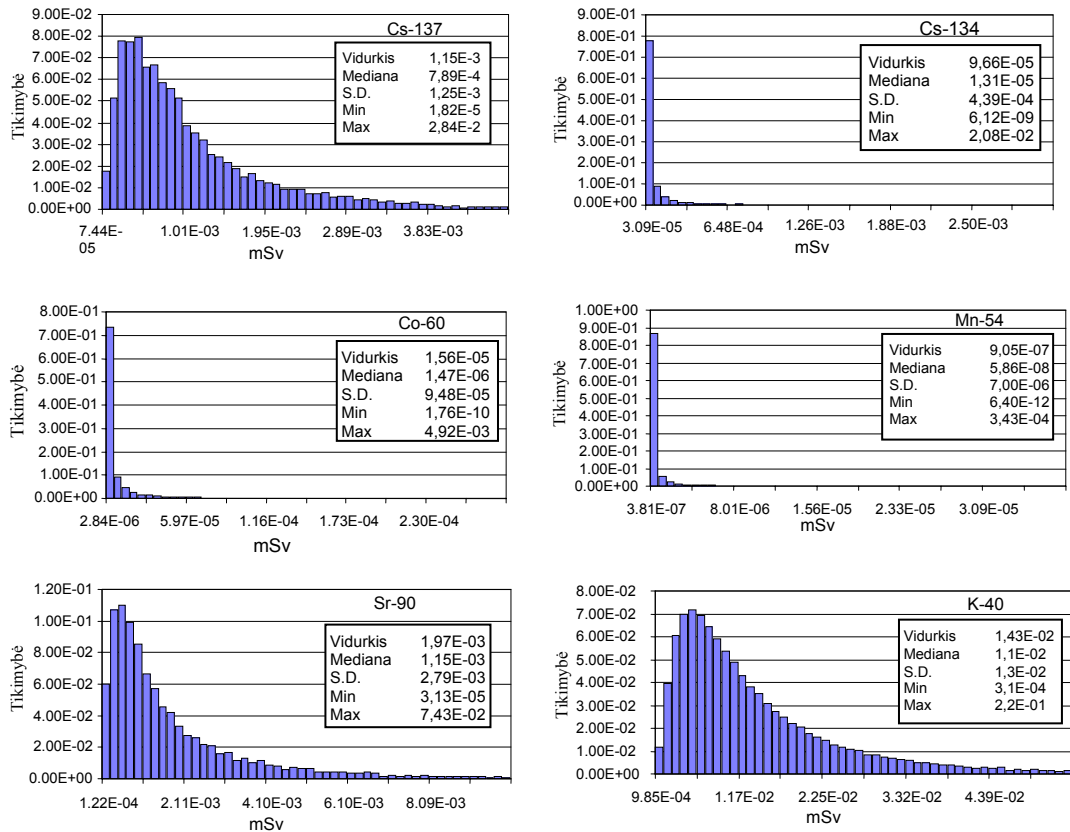
Kadangi Drūkšių ežeras naudojamas mėgėjiškai žuvininkystei, darbuose [23, 61, 68-69, 131] buvo nagrinėta antropogeninių radionuklidų aktyvumo koncentracija pelaginėse žuvyse (matavimo duomenys pateikti 3.23 pav.).



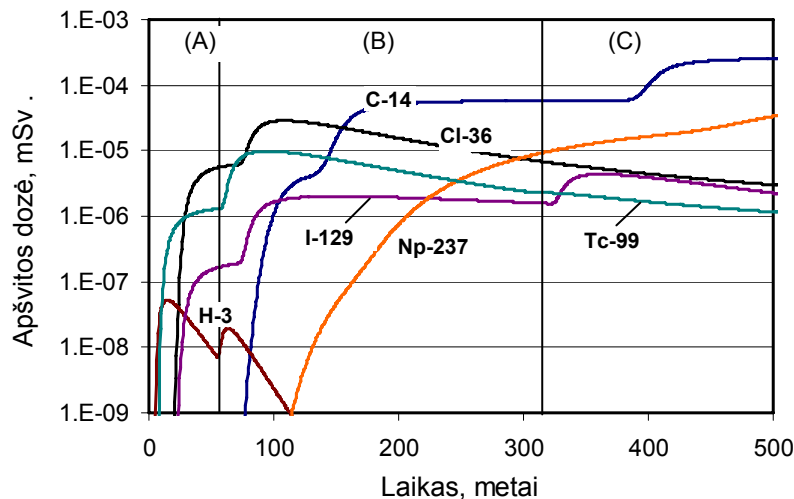
3.23 pav. 1996-2006 m. žuvyse sukauptų antropogeninių radionuklidų aktyvumas [131].

Žmonių vidinės apšvitos dozių skirstiniai dėl maistui suvartotų Drūkšių ežero žuvų pateikti pav. 3.24. Buvo nagrinėta ir galima suaugusiųjų žmonių efektinės sukauptos dozės kaitos priklausomybė nuo laiko dėl galimo Stabatiškės paviršinio kapinyno poveikio trijų anksčiau minėtų scenarijų atvejais (pav. 3.25). Žmonių apšvitos vertinimas, panaudojant LIETDOS

kompiuterinį kodą, parodo, kad metinė apšvitos dozė gali sudaryti tik kelis μSv ir labiausiai priklauso nuo radionuklido ^{40}K .



3.24 pav. Suaugusių žmonių metinių sukauptųjų efektyvių dozių skirstiniai dėl antropogeninių radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio, maistui vartojant Drūkšių ežere pagautas pelagines žuvis.



3.25 pav. Suaugusiųjų žmonių efektyvės sukauptos dozės kaitos priklausomybė nuo laiko dėl suvartotos Drūkšių ežero žuvies 3-ims hipotetinio Stabatiškės kapinyno scenarijams: (A) – infiltracijos greitis 5 mm/metai, (B) – infiltracijos greitis 50 mm/metai, (C) – 200 mm/metai.

IŠVADOS

1. Remiantis žmonių apšvitos vertinimo rezultatais, taikant RESRAD-OFFSITE programoje įdiegtus tikimybinės analizės metodus, atsižvelgiant į pasirinktus scenarijus ir parametrų neapibrėžtumus, galima teigti, kad Maišiagalos saugyklos aplinkoje, įrengus papildomus apsauginius barjerus, gyventojų metinė efektinė apšvitos dozė yra ženkliai mažesnė lyginant su branduolinių objektų aplinkoje nustatytoju metiniu 0,2 μSv apribotosios dozės dydžiu, 95 procentilis neviršija Lietuvos Respublikoje pagrindinėse radiacinės saugos normose gyventojams reglamentuotos 1 mSv metams apšvitos.
2. Paviršinės Maišiagalos radioaktyviųjų atliekų saugyklos atveju, įvertinus radionuklidų sklaidos vandens keliu ir žmonių apšvitos neapibrėžtumus, taikant RESRAD-OFFSITE programoje įdiegtą koreliacinę ir regresinę analizę, nustatyta, kad didžiausią įtaką gyventojų metinių efektyvių apšvitos dozių vertinimui turi vandeningojo horizonto skersinė dispersija, vandeningojo horizonto hidraulinis gradientas ir hidraulinis laaidumas, kritulių kiekis ir vandens vartojimas.
3. Gautųjų duomenų analizė parodė, kad iš visų saugojimui patikėtų radionuklidų Maišiagalos saugyklos aplinkoje pavojingais laikytini ^3H ir ^{14}C (didžiausia apšvita sietina su geriamuoju vandeniu) ir ^{36}Cl (didžiausia apšvita – dėl vietinės kilmės maisto produktų vartojimo).
4. Ignalinos AE aušintuvo Drūkšių ežero gėlavandenės ekosistemos biotos standartizuotųjų organizmų apšvitos dozės galia dėl IAE nuotekų ir radionuklidų sklaidos vandens keliu iš hipotetinio Stabatiškės radioaktyviųjų atliekų kapinyno, įvertinta taikant ERICA programą, rodo, kad apšvitos dozės galia dėl antropogeninės kilmės radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio neviršija Europos Sąjungoje siūlomo reglamentuojamo 10 $\mu\text{Gy/val.}$ dozės galios lygio.
5. Standartizuotųjų biotos organizmų tarpe didžiausią apšvitą patiria Drūkšių ežero priedugnės zonos bentosiniai organizmai (*Insectum larvae*, *Crustacea*, *Bivalvia mollusca*, *Gastropoda*) ir gysliniai hidrofیتai (*Tracheophytes*).

6. Gautųjų duomenų analizė parodė, kad iš visų Drūkšių ežero dugno nuosėdų radionuklidų, nutraukus IAE darbą, biotos suminės apšvitos požiūriu pavojingais laikytini ^{60}Co ir ^{137}Cs , vidinės apšvitos dozės galios dydį lemia ir ^{90}Sr aktyvumo koncentracija dugno nuosėdose.

7. Suaugusiųjų žmonių vidinės apšvitos metinė efektinė dozė dėl suvartotos maistui IAE aušintuvo Drūkšių ežero pelaginės žuvies yra kelių μSv eilės ir yra labiausiai priklausanti nuo gamtinio radionuklido ^{40}K . Remiantis šiais duomenimis galima teigti, kad žmonių radiacinės saugos požiūriu Drūkšių ežere mėgėjiška žuvininkystė yra galima.

8. Nustatyta, kad IAE aušintuvas – Drūkšių ežeras biotos radiacinės saugos požiūriu (gamtinė apšvita ženkliai viršija antropogeninę, konservatyvieji rizikos faktoriai sudaro apie 10 procentų Europos Sąjungoje siūlomos reglamentuojamosios ribinės rizikos faktorių vertės) galėtų būti naudotinas tolimesniam branduolinės energetikos vystymui, atsižvelgiant į temperatūros, cheminės taršos ir kitų faktorių galimą poveikį.

Literatūra

1. EC - European Commission. Council Directive 92/43/EEC. The EC Habitats Directive on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. 1992.
2. EC - European Commission. Commission Directive 93/67/EEC laying down the principles for assessment of risks to man and the environment of substances notified in accordance with Council directive 67/548/EEC. 1993.
3. EC - European Commission. Commission Regulation (EC) No 1488/94 laying down the principles for the assessment of risks to man and the environment of existing substances in accordance with Council Regulation (EEC) No 793/93. 1994.
4. IAEA. Effects of ionising radiation on aquatic organisms and ecosystems. Technical Report Series No. 172. International Atomic Energy Agency. *Vienna*. 1976.
5. IAEA. A Methodology for Assessing Impacts of Radioactivity on Aquatic Organisms. Technical Reports Series No. 190. International Atomic Energy Agency. *Vienna*. 1979.
6. IAEA. Evaluating the reliability of predictions made using environmental transfer models. IAEA Safety Series No. 100. International Atomic Energy Agency. *Vienna*. 1989.
7. IAEA, Effects of ionising radiation on plants and animals at levels implied by current radiation protection standards. Technical Report No. 332. International Atomic Energy Agency. *Vienna*. 1992.
8. IAEA. Protection of the Environment from the effects of ionizing radiation: A Report for Discussion. IAEA-TECDOC-1091. International Atomic Energy Agency. *Vienna*. 1999.

9. IAEA. Ethical Considerations in Protection the Environment from the Effects of Ionizing Radition. IAEA-TECDOC-1270. International Atomic Energy Agency. *Vienna*. 2002.
10. IAEA. A Practical Approach for Protection of the Environment from the Effects of Ionizing Radiation: A Report for Discussion. Working Material. International Atomic Energy Agency. *Vienna*. 2003
11. IAEA. Protection of the Environment from the effects of ionizing radiation. Proceedings of an International Conference. Stockholm, 6-10 October 2003. International Atomic Energy Agency. *Vienna*. 2005.
12. ICRP publ. 60. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. *Annals of the ICRP*. *Oxford: Pergamo Press*. 1991; 21(1-3).
13. ICRP publ. 91. A Framework for Assessing the Impact of Ionizing Radiation on Non-Human Species. *Annals of the ICRP*. *Oxford: Pergamon Press*. 1993; 33(3).
14. ICRP. Protection of non-human species. A draft for consultation. 2002. Available from internet: <[www.icrp.org/draft nonhuman.htm](http://www.icrp.org/draft_nonhuman.htm)>
15. UNSCEAR. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Effects of radiation on the environment. Scientific Annex to Sources and Effects of Ionising Radiation. A/AC.82/R.549. Report to the general assembly, with scientific annex. United Nations, Vienna. 1996.
16. Canadian Environmental Protection Act, 1999. Priority substances list assessment report. Releases of radionuclides from nuclear facilities. Impact on non-human biota. Draft for public comments. 2000.
17. USDOE - United States Department of Energy 2000. A graded approach for evaluating radiation doses to aquatic and terrestrial biota. DOE Standard, USDOE, Office of Environmental Policy and Guidance (EH), Biota Dose Assessment Committee (BDAC).

18. Larsson C-M. An overview of the ERICA Integrated Approach to the assessment and management of environmental risks from ionizing contaminants. *J. Environ. Radioactiv.* 2008; 99: 1364-1370.
19. Kopustinskas V, Alzbutas R, Augutis J. Matematinų modelių parametru jautrumo ir rezultatų neapibrėžtumo statistiniai tyrimo metodai. *Energetika.* 2007; 3: 10-15.
20. Lietuvos higienos norma HN 87:2002. Radiacinė sauga branduolinės energetikos objektuose. Valstybės žinios. 2003; 15-624.
21. Lietuvos Respublikos aplinkos apsaugos normatyvinis dokumentas LAND 42 – 2001. Radionuklidų išmetimo į aplinką iš branduolinės energetikos objektų ribojimo ir radionuklidų išmetimo leidimų išdavimo bei radiologinio monitoringo tvarka. Valstybės žinios. 2001; 13-415.
22. Žukauskas A, Jankevičius K, Lasinskas M, Tamošaitis J, Virbickas J. (red.), Šiluminė energetika ir aplinka. Drūkšių ežero bazinė hidrofizinė būklė. Vilnius: Mokslas. 8; 1989.
23. Paškauskas R, Mažeika J. (red.). Lietuvos valstybinė mokslo programa „Atominė energetika ir aplinka“. Mokslinių ataskaitų rinkinys (1993-1997). *Vilnius.* 1997.
24. Lietuvos Respublikos planuojamos ūkinės veiklos poveikio aplinkai vertinimo įstatymas, Valstybės žinios, 2005, Nr. 84-3105.
25. Lietuvos Respublikos radiacinės saugos įstatymas. Valstybės žinios. 1999; 11-239.
26. Mastauskas A. Gyventojų radiacinė sauga ir valstybės garantija. Sveikata. 2001; 1: 2-4.
27. Morkūnas G. Radiacinė sauga: žmogui, visuomenei ar aplinkai? Sveikatos aplinka. 2000; 3 priedas: 1-4.
28. Lietuvos higienos norma HN 73:2001. Pagrindinės radiacinės saugos normos. Valstybės žinios. 2002; 11-388.
29. ICRP publ. 56. Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides. Part 1. *Annals of the ICRP. Oxford: Pergamon Press.* 1990; 20(2).

30. ICRP publ. 67. Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides. Part 2. Ingestion Dose Coefficient. Annals of the ICRP. *Oxford: Pergamon Press: Elsevier Science*. 1994; 23(3-4).
31. ICRP publ. 69. Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides. Part 3. A Report of a Task Group of Committee 2 of the ICRP. *Oxford: Pergamon Press*. 1995; 25(1).
32. ICRP publ. 72. Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides. Part 5. Compilation of Ingestion and Inhalation Coefficients. *Oxford: Elsevier Science*. 1996; 26(1).
33. ICRP publ. 88 Doses to Embryo and Fetus from Intakes of Radionuclides by Mother. Annals of the ICRP. *Oxford: Elsevier Science*. 2001; 31(1-3).
34. Maisiagala radioactive waste repository, Lithuania. IAEA DRCS. Prieiga per internetą: <<http://www-drsc.iaea.org/location.asp?siteid=8>>.
35. Derivation of quantitative acceptance criteria for disposal of radioactive waste to near surface facilities: development and implementation of an approach. IAEA, Vienna, 2004.
36. Gudelis A., Nedveckaitė T., Prokopčiuk N., Filistovič V., Gvozdaitė R., Remeikis V., Motiejūnas S.. Radionuklidų sklaidos iš uždarytos paviršinės radioaktyviųjų atliekų saugyklos ir žmonių apšvitos vertinimas. 38-oji Lietuvos nacionalinė fizikos konferencija. 2009 m. birželio 8-10 d. Vilnius. Tezės konferencijos rinkinyje (ISBN 978-9955-33-447-7).
37. Gudelis A., Gvozdaitė R., Kubarevičienė V., Druteikienė R., Lukoševičius Š., Šutas A. On radiocarbon and plutonium leakage to groundwater in the vicinity of a shallow-land radioactive waste repository. *J. Environ. Radioactiv.* 2010; 101(6): 443-445.
38. Gudelis A, Nedveckaitė T, Prokopčiuk N, Filistovič V, Remeikis V, Motiejūnas S. Assessment of radionuclide migration and radiological human exposure at the closed near-surface radioactive waste repository. *Nukleonika*. 2010; 55(2): 251-259.

39. RATA. Aplinkos monitoringo ataskaitos. Maišiagalos radioaktyviųjų atliekų saugyklos aplinkos monitoringo 2005 - 2010 metų ataskaitos. [interaktyvus]. Žiūrėta 2008 m. vasario 13 d. Prieiga per internetą: < <http://www.rata.lt/lt.php/maisiagala/monitoringas?year=2011> >.
40. Grigaliūnienė D, Ragaišis V, Poškas P. Radionuklidų migracija iš Maišiagalos radioaktyviųjų atliekų saugyklos į gruntinius vandenis. *Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba*. 1999; 3(10): 3-8 .
41. Grigaliūnienė D, Poškas P. Radionuklidų migracijos iš RADON tipo radioaktyviųjų atliekų kapinyno geosferoje ir biosferoje įvertinimas. *Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba*. 2001; 3(17): 27-34.
42. Baltrūnas D, Butkus D. and Remeikis V. Radionuklidų migracija iš Maišiagalos radioaktyviųjų atliekų specialaus punkto, eksperimentiniai ir modeliniai vertinimai. *Sveikatos aplinka*, Priedas 3. 2001; 21-27.
43. Baltrunas D. On processes and parameters governing radionuclide transfer in hydrogeological systems. *Environmental and Chemical Physics*. 2003; 25: 191-201.
44. Konstantinova M, Butkus D, Maceika E, Gudelis A. (2005) Studies of leakage of radionuclides from the radioactive waste reservoir and evaluation of possible internal irradiation. Environmental Engineering, the 6-th International Conference. May 26-27, 2005. Lithuania: Vilnius. 2005; 1: 122-128.
45. Konstantinova M, Gudelis A, Butkus D. On leakage from the near-surface radioactive waste storage facility. *Global NEST Journal*. 2007; 9(1): 63-70.
46. Jakimavičiūtė-Maseliene V, Mažeika J, Petrošius R, Motiejūnas S, Maišiagalos radioaktyviųjų atliekų saugyklos stebėjimai ir saugos vertinimas. *Sveikatos mokslai*. 2004; 2: 28-33.
47. Jakimaviciute-Maseliene V, Mazeika J, Baltrunas D. Safety assessment of the low and intermediate level radioactive waste near-surface repository for Stabatiskes site. *Lithuanian Journal of Physics*. 2007; 47(4): 503-512.

48. Mažeika J, Petrošius V, Jakimavičiūtė-Maselienė V, Butkus D, Konstantinova M, Remeikis R, Baltrūnas D. Evaluation of processes and parameters governing radionuclide transfer in hydrogeological systems. *Environmental and Chemical Physics*. 2003; 25(4): 191-201.
49. Mazeika J, Petrošius R, Jakimavičiūtė-Maselienė V, Baltrūnas V, Mažeika K, Remeikis V, Sullivan T. Long-term Safety assessment of a (near-surface) short-lived radioactive waste repository in Lithuania. *Nuclear technology*. 2008; 161: 156-168.
50. Improvement of Radiological Monitoring of the Maisiagala Radioactive Waste Repository. September 2005 on site Mission and Final Recommendations. Survey made by the CRIIRAD laboratory for THALES EC / PHARE project 632.06.01. CRIIRAD Draft Rep. No. 06.
51. Maisiagala radioactive waste repository cover's engineering barriers reconstruction. Technical project 1146-01. Vilnius, 2006.
52. Specialiojo radioaktyviųjų atliekų laidojimo punkto radioaktyviųjų atliekų rezervuaro žemės kaupo rekonstrukcija Bartkuškio kaime, Širvintų raj. Techninis projektas 1146-01. Vilnius, 2006.
53. RATA. Maišiagalos radioaktyviųjų atliekų saugykla. 2007. Prieiga per internetą: <<http://www.rata.lt/lt.php/maisiagala>>.
54. ICRP. The Concept and Use of Reference Animals and Plants for the purposes of Environmental Protection. Draft. (*Information contained in this document is preliminary*). 2005.
55. Copplestone D, Bielby S, Jones S R, Patton D, Daniel P and Gize I. Impact assessment of ionising radiation on wildlife. R and D Publication 128. Environment Agency. Bristol. 2001.
56. USDOE – United States Department of Energy 2002. A graded approach for evaluating radiation doses to aquatic and terrestrial biota. Technical Standard DOE-STD-1153-2002. Washington D.C., U.S.A.
57. Canadian Environmental Protection Act, 1999. Priority Substances List PSL2 Assessment Report. Releases of Radionuclides from Nuclear Facilities (Impact on Non-Human Biota). Revised Draft, Ottawa.

58. ERICA. 2006. Deliverable 5. Derivation of predicted-no-effect-dose-rate values for ecosystems (and their sub-organisational levels) exposed to radioactive substances. European Commission, 6th Framework. Contract No. FI6R-CT-2003-508847. Available from internet: <www.ERICA-project.org>.
59. Canadian Environment Protection Act, 2003. Releases of Radionuclides from Nuclear Facilities (Impact on Non-human Biota). Priority Substances List Report. Canada.
60. ICRP. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 103. JAICRP 37(2-4).
61. Marčiulionienė D, Dušauskienė-Duž R, Motiejūnienė E, Švobienė R. Drūkšių ežero – Ignalinos AE aušintuvo radiochemoekologinė situacija. Vilnius: Akademija. 215 p (1992).
62. Mažeika J. Technogeninių radionuklidų Drūkšių ežero vandenyje šaltinių balanso analizė, *Ekologija*. 1998; 3: 18-24.
63. Mažeika J. Radionuclides in geoenvironment of Lithuania, Vilnius, Indra, 2002, ISBN 9986-615-32-1.
64. Mažeika J. and Motiejūnas S. Modelling the transfer of Ignalina NPP radionuclide discharges into aquatic system. *Environmental and Chemical Physics*. 2002; 24(2): 67-72.
65. Mažeika J, Motiejūnas S. Evaluation of aquatic routine radioactive releases from the Ignalina Nuclear Power Plant. *Ekologija*. 2003; 4: 36-42.
66. Poveikio aplinkai vertinimo ataskaita. Panaudoto RBMK branduolinio kuro iš Ignalinos AE 1 ir 2 blokų laikinas saugojimas. 2006. GNS - RWE NUKEM GmbH konsorciumas (Vokietija), Lietuvos energetikos institutas, Branduolinės inžinerijos problemų laboratorija. Prieiga per internetą: <http://www.iae.lt/decommission/temp_fuel/EIAR_LT.pdf>.
67. Marčiulionienė D, Montvydienė D. 2009: Impact of Ignalina NPP discharges on macrophytes of Lake Druksiai. Radioactivity and radioactive elements in environment (Proceedings of III international conference). Tomsk: 721-725.

68. Marčiulionienė D. Ignalinos AE aplinkos radioekologinės būklės įvertinimas prieš uždarant elektrinę (2007–2008 m.) *Visuomenės sveikata*. 2009; 47(4): 39-45.
69. Marčiulionienė, D. Drūkšių ežero radioekologinė būklė veikiant abiem Ignalinos AE blokams Botanikos institutas [interaktyvus]. 2009. Žiūrėta 2010 m. vasario 13 d. Prieiga per internetą:
< <http://lrsd.rsc.lt/Marciulioniene.pdf>>.
70. Marčiulionienė D, Paškauskas R, Montvydienė D, 2010. Plants as Ecological tool for Water Pollution Decrease and Assessment: Radionuclides and Genotoxicity. Managing Risks in Aquatic Systems. Research Workshop (Niagara Falls, Canada, October 5-7, 2010) ISTC (CD): 17.
71. Marčiulionienė D, Montvydienė D, Paškauskas R. 2011: Impact of waste water of the Ignalina Nuclear Power Plant on Lake Drūkšiai before plant Decommissioning (2007–2009). In: P. Hlavivinek et al. (eds.). Advanced Water Supply and Wastewater. Treatment: A road to Safer Society and Environment. Springer. Science+Business Media B.V.: 277-286.
72. Mažeika J. Carbon-14 in terrestrial and aquatic environment of Ignalina nuclear power plant: sources of production, releases and dose estimates. Nuclear power. *Croatia: Sciyo*. 2010; 293-310.
73. Nedveckaitė T, Filistovič V, Marčiulionienė D, Kiponas D, Remeikis V, Beresford N.-A. Exposure of biota in the cooling pond of Ignalina NPP: hydrophytes. *J. Envir. Radioactiv.* 2007; 132: 137-147.
74. Nedveckaitė T, Filistovič V, Marčiulionienė D, Prokopčiuk N, Plukiene R, Gudelis A, Remeikis V, Yankovich T, Beresford N.-A. Background and anthropogenic radionuclides derived dose rates to freshwater ecosystem – nuclear power plant cooling pond-reference organisms. *J. Envir. Radioactiv.* (DOI:10.1016/j.jenvrad). 2011; 102(8): 788-795
75. Identification of Candidate Sites for a Near Surface Repository for Radioactive Waste. RATA, LGT, GGI, LEI. Report. 2004.

76. RATA. Selection of a site for a near surface disposal facility in Lithuania: A Joint report on characterization of sites. RATA. Report. 2005.
77. RATA. VĮ Radioaktyviųjų Atliekų Tvarkymo Agentūra. Paviršinio radioaktyviųjų atliekų kapinyno įrengimo poveikio aplinkai vertinimo papildyta ataskaita. 3-2 VERSIJA. Vilnius 2007-05-02: 278.
78. IAEA. An International Peer Review of the Programme for Evaluating Sites for Near Surface Disposal of Radioactive Waste in Lithuania. Radioactive Waste Safety Appraisal. Report of the IAEA International Review Team. International Atomic Energy Agency. Vienna. 2006.
79. Kilda R, Poškas P, Ragaišis V. Radionuklidų sklaidos iš numatomo Lietuvoje paviršinio radioaktyviųjų atliekų kapinyno vertinimas. 1. Galilaukės aikštelė. *Energetika*. 2007; 2: (1-7).
80. Kilda R., Poškas P., Ragaišis V. Grigaliūnienė D. Radionuklidų sklaidos iš numatomo Lietuvoje paviršinio radioaktyviųjų atliekų kapinyno vertinimas. 2. Apvardų aikštelė. *Energetika*, 2008, T. 54, Nr. 2. P. 41-48.
81. LEI Lietuvos energetikos institutas. *Landfil* tipo kapinyno preliminarinių atliekų priimtimumo kriterijų parengimas. S/14-724.5.6, T. 1-2. *Kaunas*. 2006.
82. Gusev N.G., Beliajev V.A. Radioaktyviosios išmetos biosferoje. Maskva, Energoatomizdat, 1986, 224 p. (rusų kl.).
83. Hamby D M. A review of techniques for parameter sensitivity analysis of environmental models. *Environmental Monitoring and assessment*. 1994; 32: 135-154.
84. Higley K A, Domotor S L, and Antonio E J. A Probabilistic Approach to Obtaining Limiting Estimates of Radionuclide Concentrations in Biota. *J. Envir. Radioactiv*. 2003c; 66(1):75–87.
85. Rajagopalan S. Statistical tolerance limits for process capability. *Defence Science Journal*. 2004; 54(3): 303-307.
86. Gomez-Ros J M, Prohl G, Ulanovsky A, Lis M. Uncertainties of internal dose assessment for animals and plants due to non-homogeneously distributed radionuclides. *J. Envir. Radioactiv*. 2008; 99: 1449-1455.

87. Martišius S A, Kėdaitis V. Statistika 1. Statistinės analizės teorija ir metodai. *Vilniaus Universiteto leidykla*. 2003.
88. Bakštis A. Statistika ir tikimybė. *Vilnius*. 2006.
89. Williams F, Monge P. Statistika. Kaip suprasti kiekybinius tyrimus. *Vilnius: Žara*. 2006.
90. Kaminskienė B. Matematinės statistikos elementai II dalis. Koreliacinė-regresinė analizė. Mokomoji priemonė. LTSR MA Fizikos ir matematikos institutas. *Vilnius*. 1976.
91. Valkauskas R. Statistika. Mokomoji knyga. Vilniaus vadybos aukštoji mokykla. *Vilnius*. 2007.
92. Development of probabilistic RESRAD 6.0 and RESRAD-BUILD 3.0 computer codes. U. S. Nuclear Regulatory Research Radiation Protection, Environmental risk and Waste Management Branch [online] 2000. [cited 5 January 2009]. Available from internet: <http://web.ead.anl.gov/resrad/documents/NUREG_6697.pdf>.
93. ERICA Assessment Tool. Available from internet: <<http://project.facilia.se/erica/>>.
94. Yu C, LePoire D, Gnanapragasam E, Arnish J, Biwer B M, Kamboj S, Cheng J-J, Zielen A, Chen S Y. Development of probabilistic RESRAD 6,0 and RESRAD-BUILD 3,0 computer codes. NUREG/CR-6697. 2000.
95. Modeling Radionuclide Transport in the Environment and Assessing Doses to Humans, Flora and Fauna: The RESRAD Family Codes. University of Cincinnati/Ohio State University Joint Nuclear & Radiological Engineering Graduate Seminar. Series May 9, 2006, Argonne National Laboratory. Available from internet: <<http://www.orau.org/PTP/PTP%20Library/library/Subject/Pathways/CW-PPT-060508.ppt#373,2>>.
96. Yu C, Ganapragasam E, Biwer B, Cheng J-J, Kamboj S, Klett T, Zielen A, Williams W A, Domotor S, Wallo A. RERAD-OFFSITE – A new member of the RESRAD family of codes. *Radioprotection*. 2009; 44 (5): 659-664.

97. RESRAD Family of Codes. Available from internet: <http://www.ead.anl.gov/resrad>.
98. Juodkasis V. Pabaltijo hidrogeologijos pagrindai. *Vilnius*. 2001.
99. User`s Manual for RESRAD-OFFSITE, Version 2. Ganapragasam C. Yu. E., Biwer B. M., Kamboj S., Cheng J.-J., Klett T., et al. Argonne National Laboratory, June 2007. Available from Internet: <http://web.ead.anl.gov/resrad/documents>.
100. Kadziauskiene K. Rekomenduojamos paros maistinių medžiagų ir energijos normos. Respublikinis mitybos centras, *Vilnius*, *SOLIDARITY*, 2000.
101. Meyer P D, Gee G W. Information on Hydrologic Conceptual Models, Parameters, Uncertainty Analysis, and Data Sources for Dose Assessment. NUREG/CR-6656. 1999.
102. Higley K A, Domotor S L, and Antonio E J. A Kinetic-Allometric Approach to Predicting Tissue Concentrations for Biota. *J. Environ. Radioactivity*. 2003; 66(1-2): 61–74.
103. Brown J E, Alfonso B, Avila R, Beresford N A, Copplestone D, Prohl G, Ulanovsky A. The ERICA Tool. *J. Environ. Radioactiv.* 2008; 99: 1371-1383.
104. FASSET. 2003a. Deliverable 3. Dosimetric models and data for assessing radiation exposure to biota. European Commission, 5th Framework, Contract No. FIGE-CT-2000-00102. Available from internet: www.fasset.org.
105. FASSET. 2003b. Deliverable 5. Handbook for Assessment of the exposure of Biota to Ionising Radiation from Radionuclides in the Environment. Appendix 1: transfer factors and dose coefficient look-up tables. European Commission, 5th Framework. Contract No. FIGE-CT-2000-00102. Available from internet: www.fasset.org.
106. FASSET. 2004. Deliverable 6. Framework for assessment of environmental impact of ionising radiation in major European

- ecosystems. European Commission, 5th Framework. Contract No. FIGE-CT-2000-00102. Available from internet: <www.fasset.org>.
107. Coplestone D, Hingston J, Real A. The development and purpose of the FREDERICA radiation effects database. *J. Environ. Radioactiv.* 2008; 99: 1456-1463.
 108. Jones D J, Domotor S L, Higley K A, Kocher D C, and Bilyard G. Principles and Issues in Radiological Ecological Risk Assessment. *J. Environ. Radioactiv.* 2003; 66: 1939-1945.
 109. Alonzo F, Hertel-Aas T, Gilek M, Gilbin R, Oughton D H , Garnier-Laplace J. Modelling the propagation of effects of chronic exposure to ionizing radiation from individuals to populations. *J. Environ. Radioactiv.* 2008; 99: 1464-1473.
 110. Garnier-Laplace J, Coplestone D, Gilbin R, Alonzo F, Ciffroy P, Gilek M, Agüero A, Björk M, Oughton DH , Jaworska A, Larsson C M, Hingston J L. Issues and practices in the use of effects data from FREDERICA in the Erica Integrated Approach. *J. Environ. Radioactiv.* 2008; 99: 1474- 1483.
 111. Zinger I, Oughton D H, Jones S R. Stakeholder interaction within ERICA Integrated Approach. *J. Environ. Radioactiv.* 2008; 99: 1503-1518.
 112. MCNPX User's Manual Version 2.4.0. L. S. Waters (Ed.) Los Alamos National Laboratory Report, LA-CP-02-408 (2002).
 113. Crystall-Ball User's Manual Version 2. ORACLE.
 114. Vives i Batlle J, Balonov M, Beaugelin-Seiller K, Beresford N A, Brown J, Cheng, J-J, Coplestone D, Doi M, Filistovic V, Golikov S, Horyna J, Hosseini A, Howard B J, Jones S R, Kamboj S, Kryshev A, Nedveckaite T, Olyslaegers G, Prohl G, Sazykina T, Ulanovsky A, Vives-Lynch S, Yankovich T, Yu C. Inter-comparison of absorbed dose rates for non-human biota. *Radiation and Environmental Biophysics.* 2007; 46: 349-373.
 115. Beresford N A, Barnett C L, Brown J E, Cheng J J, Coplestone D, Filistovic V, Hosseini A, Howard B J, Jones S R, Kamboj S, Kryshev A,

- Nedveckaite T, Olyslaegers G, Saxe'n R, Sazykina T, Vives i Batlle J, Vives-Lynch S, Yankovich T, Yu C. Inter-comparison of models to estimate radionuclide activity concentrations in non-human biota. *Radiation and Environmental Biophysics*. 2008; 47: 491-514.
116. Beresford N A, Balonov M, Beaugelin-Seiller K, Brown J, Coplestone D, Hingston J L, Horyna J, Hosseini A, Howard B J, Kamboj S, Nedveckaite T, Olyslaegers G, Sazykina T, Vives i Batlle J, Yankovich T L, Yu Ch. An international comparison of models and approaches for the estimation of the radiological exposure of non-human biota. *Applied radiation and Isotopes*. 2008; 66: 1745-1749.
117. Beresford N A, Barnett C L, Beaugelin-Seiller K, Brown J E, Cheng J-J, Coplestone D, Gaschak S, Hingston J L, Horyna J, Hosseini A, Howard B J, Kamboj S, Kryshev A, Nedveckaite T, Olyslaegers G, Sazykina T, Smith J T, Telleria1 D, Vives i Batlle J, Yankovich T L, Heling R, Wood M D and Yu C. Findings and recommendations from an international comparison of models and approaches for the estimation of radiological exposure to non-human biota. *Radioprotection*. 2009; 44: 565-570.
118. Beresford A, Barnett C L, Brown J E, Cheng J-J, Coplestone D, Gaschak S, Hosseini A, Howard B J, Kamboj S, Nedveckaite T, Olyslaegers G, Smith J T, Vives i Batlle J and Yu C. An international comparison of approaches to assess the radiation exposure of wildlife to radioactivity: terrestrial species in the Chernobyl exclusion zone. *J. Radiological Protection*. 2010; 30(2): 341-367.
119. Yankovich T L, Vives i Batlle J, Vives-Lynch S, Beresford N A, Barnett C L, Beaugelin K, Brown J E, Cheng J-J, Coplestone D, Heling R, Hosseini A, Howard B J, .Kryshev A I, Nedveckaite T, Smith J T, Wood M D. International model validation exercise on radionuclide transfer and doses to freshwater biota. *J. Radiological Protection*. 2010; 30(2): 299-341.
120. Nedveckaite T, Filistovic V, Marciulioniene D, Prokoptchuk N, Gudelis A, Plukiene R, Remeikis V, Vives i Batlle J. LIETDOS-BIO assessment

- approach to the environment non-human biota exposure by ionizing radiation. *Lithuanian Journal of Physics*. 2010; 50(1): 151-160.
121. Radionuclide inventory at Maisiagala repository. Report Series No14 625.4.6-G-V:01. Lithuanian Energy Institute. Kaunas. (2004).
 122. Safety Assessment Methodologies for Near Surface Disposal Facilities Results of a coordinated research project. Vol. 1: Review and enhancement of safety assessment approaches and tools. IAEA, 2004.
 123. Safety Assessment Methodologies for Near Surface Disposal Facilities Results of a coordinated research project. Vol. 2. Test cases. IAEA, Vienna, 2004.
 124. Nedveckaitė, T.; Gudelis, A., Filistovič, V.; Prokopčiuk, N. Data uncertainty in decision making relevant to the post-closure phase of near-surface radioactive waste disposal facility. *Visuomenės sveikata* 2009; 3(46):73-77.
 - 125a. Nedveckaitė T. Radiacinė sauga Lietuvoje. *Vilnius: Kriventa*. 2004; 240p. ISBN 9955-526-16-5.
 125. Nedveckaite T, Mastauskas A., Prokoptchuk N, Filistovic V. The application of national monitoring programme for radiological protection of the environment. Strengthening Radiation Protection Worldwide. 12-th International Congress of the International Radiation Protection Association. Strengthening Radiation Protection Worldwide. Buenos-Aires, Argentina. 19-24 October 2008. www.IRPA12.org.ar. TOPIC.II.2.2. Protection of the public and environment, p. 2480.
 126. Hosseini A, Beresford N A, Brown J E, Jones D G, Phaneuf M, Thorrying H, Yankovich T. Background dose-rates to reference animals and plants arising from exposure to naturally occurring radionuclides in aquatic environments. *J. Radiol. Prot.* 2010; 30: 235-264.
 127. Paškauskas R, Marčiulionienė D., Mažeika J., Kasperovičienė J., Karosienė J., 2010: Lake Drūkšiai after and before exploitation for Ignalina NPP cooling purpose: effects and consequences. *Managing Risks*

- in Aquatic Systems. Research Workshop (Niagara Falls, Canada, October 5-7, 2010) ISTC (CD): 17.
128. Prokopciuk N, Marciulioniene D, Nedveckaite T, Filistovic V. Evaluation of exposure of lake Drūkšiai biota reference organisms using probabilistic methods. *J. of Environmental Engineering and Landscape Management* (in press).
129. Ignalinos AE naujojo kietųjų atliekų tvarkymo ir saugojimo komplekso PAV programa. RWE NUKEM GmbH/ LEI, Branduolinės inžinerijos problemų laboratorija. [interaktyvus]. 2006. Žiūrėta 2009 m. rugsėjo 20 d. Prieiga per internetą: <<http://www.iae.lt/decommission/B234-EIAP-l-3.pdf>>
130. Lukauskas D, Plukiene R, Plukis A, Gudelis A, Duškesas G, Juodis L, Dručiukienė R, Lujanienė G, Lukšienė B, Remeikis V. Method to determine the nuclide inventory of low-level waste of the RBMK-1500 reactor. *Lithuanian Journal of Physics*. 2006; 46(4): 497-503.
131. Marčiulionienė D., Montvydienė D., Kazlauskienė N., Kesminas V. 2011. Changes in Macrophytes and Fish communities Lake Drūkšiai – cooler of the Ignalina Nuclear Power Plant (1988–2008). *J. of Environmental Engineering and Landscape Management*. 19(1): (in press).

1 PRIEDAS

1a. Žmonių apšvitos dydį lemiančių parametru jautrio analizės vertės suminio ^3H , ^{36}Cl , ^{14}C jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio atvejais (geriamojo vandens šulinys nutolęs 500 m nuo Maišiagalos radioaktyviųjų atliekų saugyklos)

Tikimybinio kintamojo aprašymas	Dalinis ranginis koreliacijos koeficientas
Vandeningojo sluoksnio horizontali skersinė dispersija, m	-0,97
^3H patekimo į aplinką pastovioji, metai ⁻¹	0,92
Vandeningojo sluoksnio zonos hidraulinis gradientas	-0,73
^3H aktyvumo koncentracija, Bq g ⁻¹	0,72
Taršos zonos tankis, g cm ⁻³	0,60
Vandeningojo sluoksnio hidraulinis laidumas, m metai ⁻¹	-0,60
Taršos zonos storis, m	0,56
Vandeningojo sluoksnio storis, m	-0,56
Kritulių kiekis, m metai ⁻¹	0,43
Evapotranspiracijos koeficientas pirminės taršos zonoje	-0,28
^{36}Cl koncentracija, Bq g ⁻¹	0,19
Šulinio nuotolis iki taršos zonos, esant hidrauliniam nuolydžiui, m	-0,18
Vandeningojo sluoksnio efektyvusis poringumas	0,16
Vanduo, suvartojamas žmonių, L metai ⁻¹	0,16
^{14}C patekimo į aplinką pastovioji, metai ⁻¹	-0,16
Aeracijos zonos bendrasis poringumas	0,12
Pieno suvartojimas, L metai ⁻¹	0,13
Dangos virš taršos zonos tankis, g cm ⁻³	-0,11
^{36}Cl patekimo į aplinką pastovioji, metai ⁻¹	-0,12
Lapinių daržovių laukų evapotranspiracijos koeficientas	-0,10
Aeracijos zonos efektyvusis poringumas	-0,11
Taršos zonos dangos storis, m	-0,10
Ganyklos žolės ir silosinių kultūrų (kg diena) suvartojimas galvijais	-0,09
Mėsos suvartojimas, kg metai ⁻¹	0,07
Galvijų girdymui suvartojamas vanduo, L diena ⁻¹	-0,08
Gama spinduliuotės išorinės apšvitos siekis	-0,07
Pašarinių kultūrų laistymas, m metai ⁻¹	0,07
^{14}C koncentracija, Bq g ⁻¹	-0,05
Nuotėkio koeficientas pirminės taršos zonoje	0,03
Aeracijos zonos storis, m	-0,02

1b. Maksimalų žmonių apšvitos dydį lemiančių parametų jautrio analizės vertės ^3H jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio atveju (geriamojo vandens šulinys nutolęs 500 m nuo Maišiagalos radioaktyviųjų atliekų saugyklos)

Tikimybinio kintamojo aprašymas	Dalinis ranginis koreliacijos koeficientas
Vandeningojo sluoksnio horizontalioji skersinė dispersija, m	-0,97
^3H patekimo į aplinką pastovioji, metai ⁻¹	0,92
Vandeningojo sluoksnio hidraulinis gradientas	-0,73
^3H koncentracija, Bq g ⁻¹	0,72
Taršos zonos tankis, g cm ⁻³	0,60
Vandeningojo sluoksnio hidraulinis laidumas, m metai ⁻¹	-0,60
Taršos zonos storis, m	0,56
Vandeningojo sluoksnio storis, m	-0,56
Kritulių kiekis, m metai ⁻¹	0,43
Evapotranspiracijos koeficientas pirminės taršos zonoje	-0,28
Vandeningojo sluoksnio platuminė dispersija, m	-0,25
Aeracijos zonos drėgmės talpa	-0,21
^{36}Cl koncentracija, Bq g ⁻¹	0,18
Šulinio nuotolis iki taršos zonos, esant hidrauliniam nuolydžiui, m	-0,18
Vandeningojo sluoksnio efektyvusis poringumas	0,16
Žmonių suvartojamas vanduo, L metai ⁻¹	0,16
C^{14} patekimo į aplinką pastovioji, metai ⁻¹	-0,16
Aeracijos zonos bendrasis poringumas	0,12
Dangos virš taršos zonos sauso tūrio tankis, g cm ⁻³	-0,11
Pieno suvartojimas, L metai ⁻¹	0,13
^{36}Cl patekimo į aplinką pastovioji, metai ⁻¹	-0,12
Aeracijos zonos efektyvusis poringumas	-0,11
Lapinių daržovių laukų evapotranspiracijos koeficientas	-0,10
Dangos storis virš taršos zonos, m	-0,10
Galvijų ganyklos žolės ir silosinių kultūrų (kg diena ⁻¹) suvartojimas	-0,09
Nuotėkio koeficientas vaismedžių, grūdinių kultūrų ir nelapinių daržovių laukuose	0,07
Mėsos suvartojimas, kg metai ⁻¹	0,07
Vandens kiekis galvijų girdymui, L diena ⁻¹	-0,08
Gama spinduliuotės išorinės apšvitos siekis	-0,07
^{14}C koncentracija, Bq g ⁻¹	-0,05
Nuotėkio koeficientas pirminės taršos zonoje	0,03
Intercepcijos faktorius laistant ganyklas, silosines kultūras	0,03
Aeracijos zonos storis, m	-0,02

1c. Žmonių apšvitos dydį lemiančių parametru jautrio analizės vertės ^{36}Cl , jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio atvejais (geriamojo vandens šulinys nutolęs 500 m nuo Maišiagalos radioaktyviųjų atliekų saugyklos).

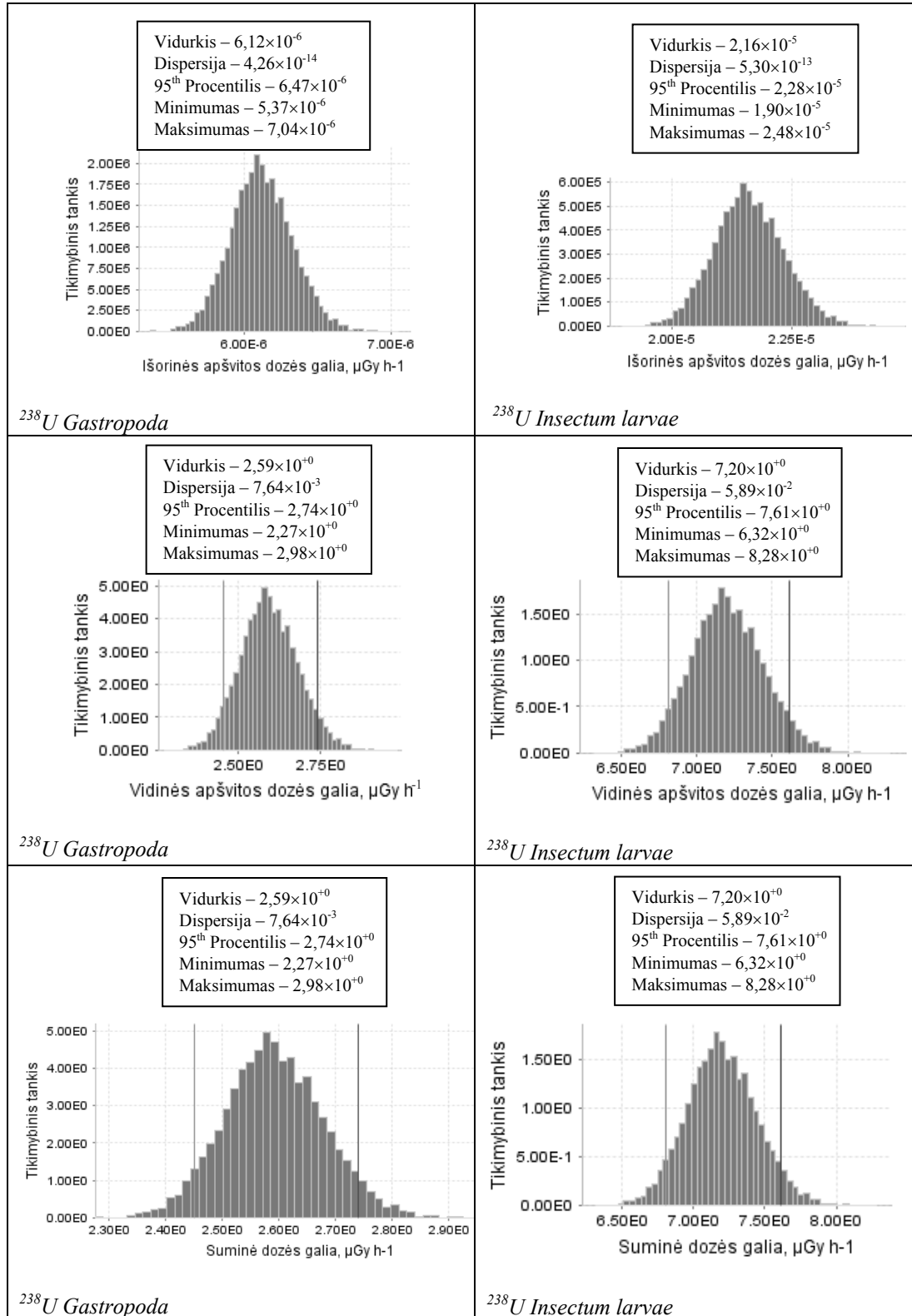
Tikimybinio kintamojo aprašymas	Dalinis ranginis koreliacijos koeficientas
Vandeningojo sluoksnio skersinė dispersija, m	-0,97
^{36}Cl patekimo į aplinką pastovioji, metai^{-1}	0,90
Vandeningojo sluoksnio hidraulinis gradientas	-0,73
^{36}Cl koncentracija, Bq g^{-1}	0,68
Vandeningojo sluoksnio hidraulinis laidumas, m metai^{-1}	-0,62
Taršos zonos storis, m	0,56
Taršos zonos tankis, g cm^{-3}	0,55
Cl pernašos faktorius, vartojant gyvulinės kilmės produktus, $(\text{Bq kg}^{-1})/(\text{Bq d}^{-1})$	0,51
Cl pernašos faktorius, vartojant pieno produktus, $(\text{Bq L}^{-1})/(\text{Bq d}^{-1})$	0,48
Vandeningojo sluoksnio storis, m	-0,43
Pieno suvartojimas, L metai^{-1}	0,35
Kritulių kiekis, m metai^{-1}	-0,19
Lapinių daržovių laukų evapotranspiracijos koeficientas	0,14
Šulinio nuotolis iki taršos zonos, esant hidrauliniam nuolydžiui, m	-0,14
Vaismedžių, grūdinių kultūrų ir nelapinių daržovių laukų laistymas (metrai metai^{-1})	0,12
Mėsos suvartojimas, kg metai^{-1}	0,11
Horizontalioji dispersija aeracijos zonoje, m	0,10
Vanduo galvijų girdymui, L diena^{-1}	0,09
Aeracijos zonos efektyvusis poringumas	0,09
Vandeningojo sluoksnio efektyvusis poringumas	0,08
Taršos zonos dangos sluoksnio storis, m	-0,08
Nuotėkio koeficientas pirminės taršos zonoje	-0,06
Aeracijos zonos bendrasis poringumas	-0,05
Gama spinduliuotės išorinės apšvitos siekis	0,02

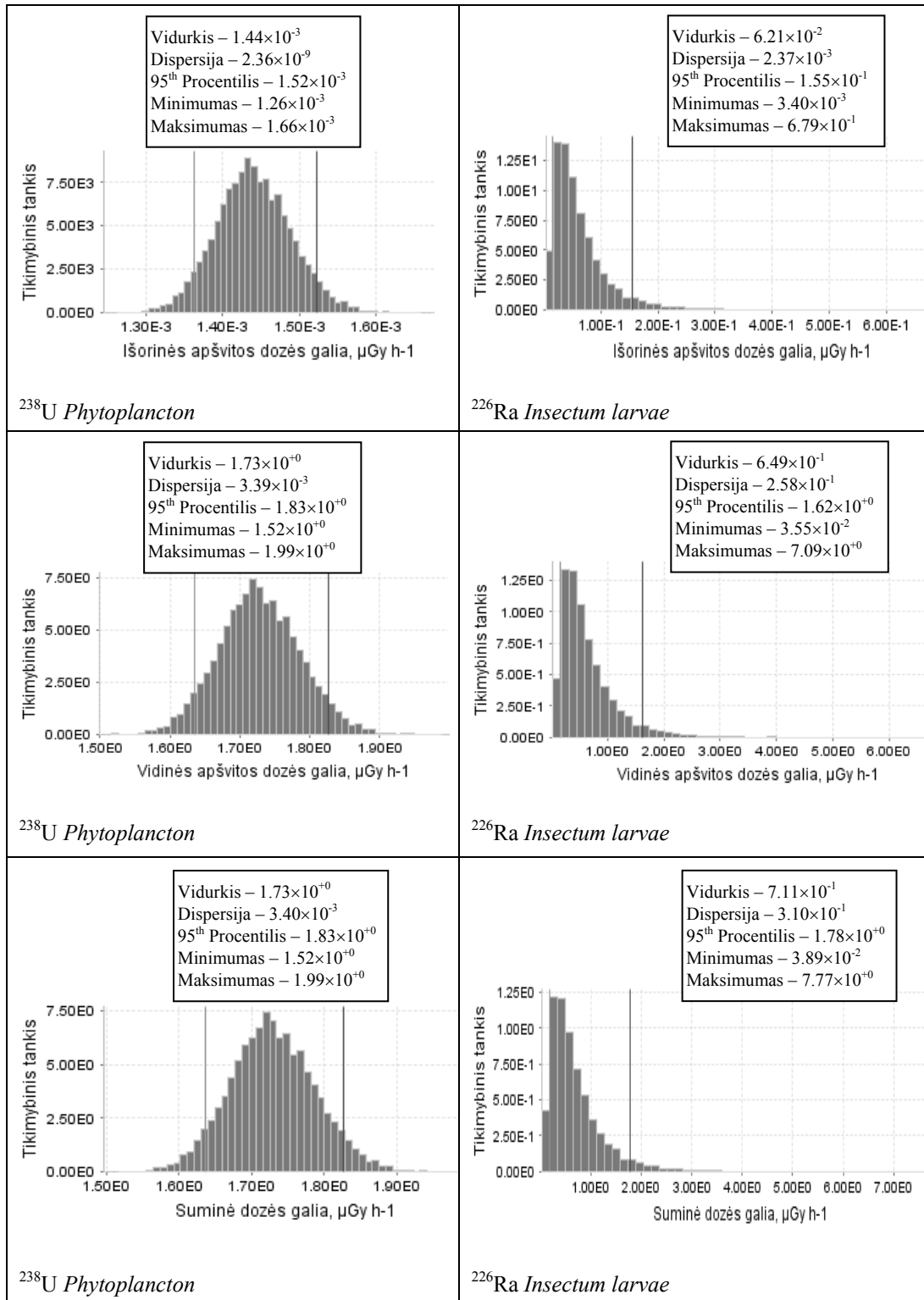
1d. Žmonių apšvitos dydį lemiančių parametų jautrio analizės vertės ^{14}C jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio atvejais (geriamojo vandens šulinys nutolęs 500 m nuo Maišiagalos radioaktyviųjų atliekų saugyklos).

Tikimybinio kintamojo aprašymas	Dalinis ranginis koreliacijos koeficientas
Vandeningojo sluoksnio horizontali skersinė dispersija, m	-0,98
C^{14} patekimo į aplinką pastovioji, metai ⁻¹	0,92
Vandeningojo sluoksnio hidraulinis gradientas	-0,81
^{14}C koncentracija, Bq g ⁻¹	0,77
Taršos zonos tankis, g cm ⁻³	0,67
Vandeningojo sluoksnio hidraulinis laidumas, m metai ⁻¹	-0,65
Vandeningojo sluoksnio storis, m	-0,53
Taršos zonos storis, m	0,54
Pieno suvartojimas, L metai ⁻¹	0,32
Galvijų girdymui suvartojamas vanduo, L diena ⁻¹	0,28
Žmonių suvartojamas vanduo, L metai ⁻¹	0,14
^{36}Cl patekimo į aplinką pastovioji, metai ⁻¹	0,13
Taršos zonos dangos sluoksnio storis, m	-0,10
Šulinio nuotolis iki taršos zonos, esant hidrauliniam nuolydžiui, m	-0,09
^3H koncentracija, Bq g ⁻¹	-0,09
Kritulių kiekis, m metai ⁻¹	-0,09
Aeracijos zonos drėgmės talpa	0,08
Aeracijos zonos efektyvusis poringumas	0,09
Nuotėkio koeficientas pirminės taršos zonoje	0,05
Aeracijos zonos storis, m	0,05
^{36}Cl koncentracija, Bq g ⁻¹	0,06
Vandeningojo sluoksnio efektyvusis poringumas	0,05
Gama spinduliuotės išorinės apšvitos siekis	-0,04
Aeracijos zonos platuminė dispersija, m	0,03
Evapotranspiracijos koeficientas pirminės taršos zonoje	-0,02

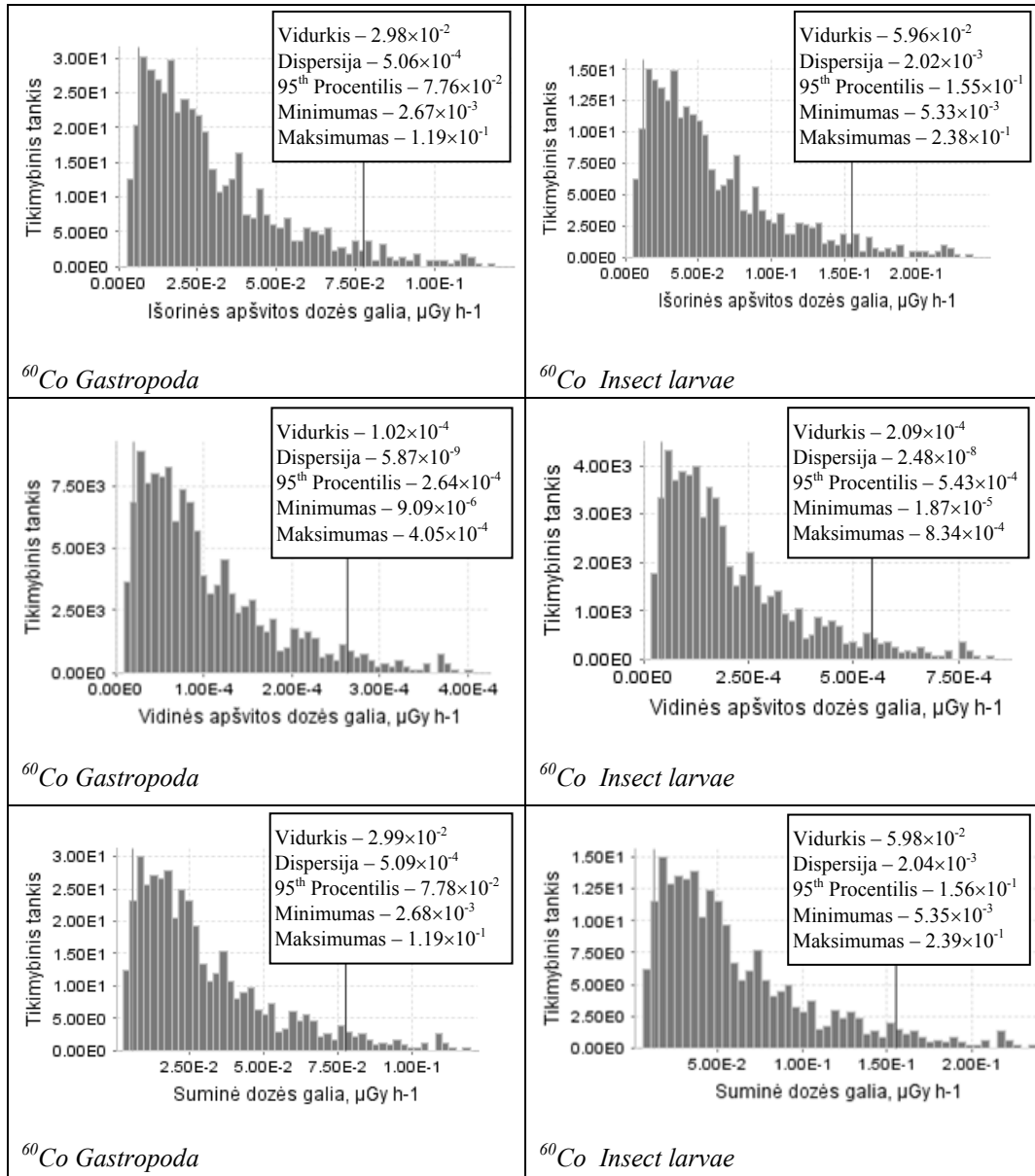
2 PRIEDAS

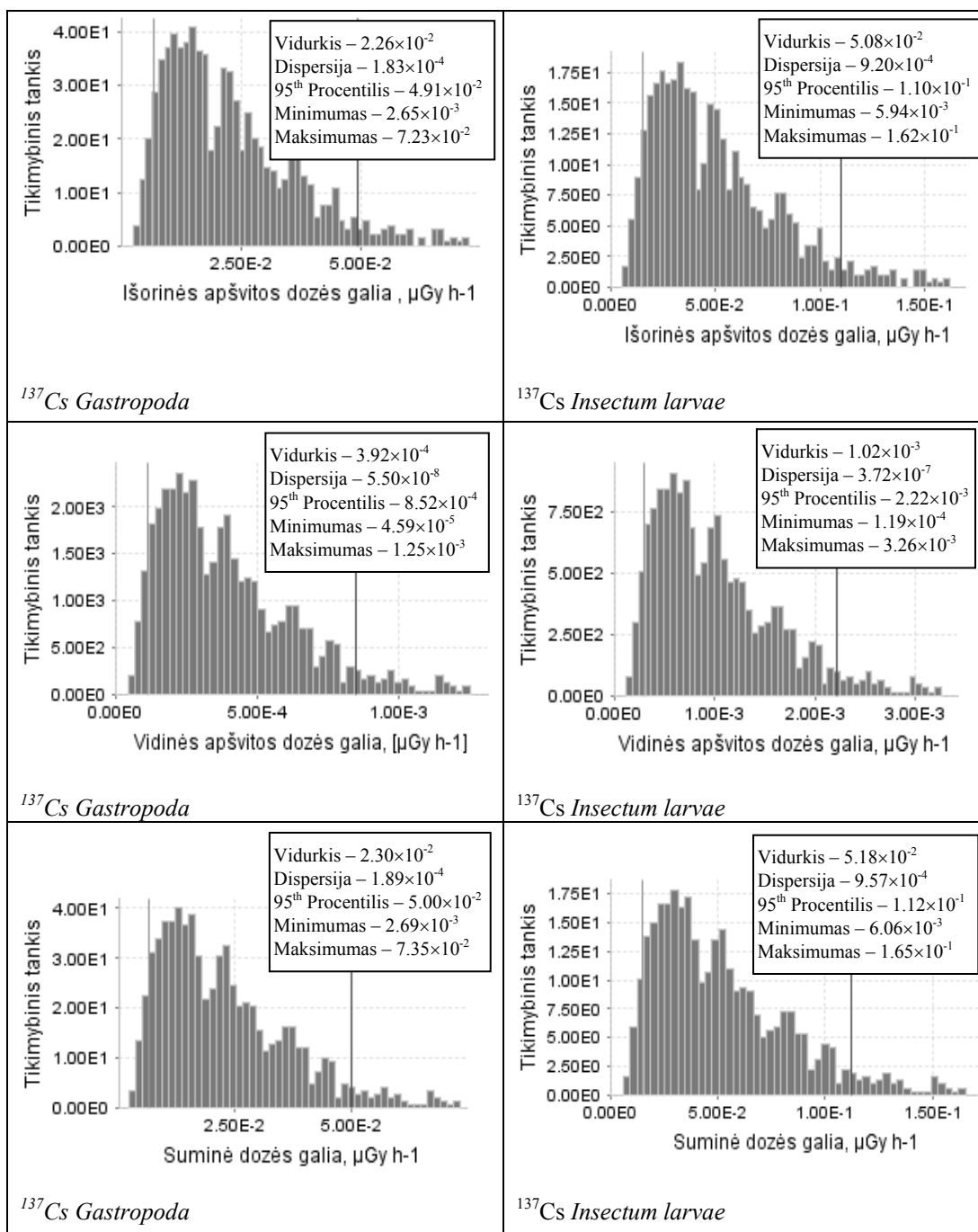
PRIEDAS 2A. Drūkšių ežero didžiausią apšvitą patiriančios biotos vidinės, išorinės ir suminės dozės galių skirstiniai dėl gamtinių radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio.

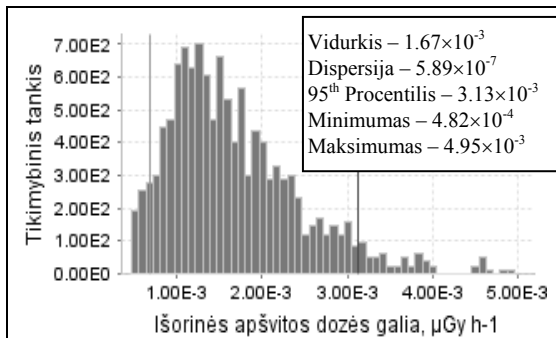




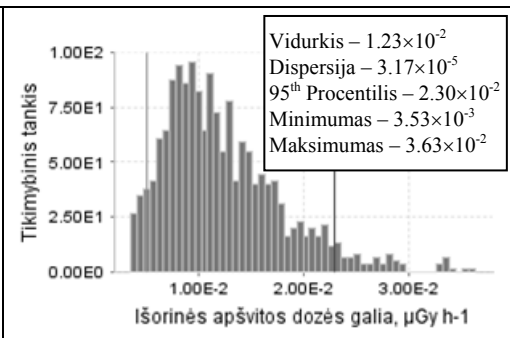
PRIEDAS 2B. Drūkšių ežero didžiausią apšvitą patiriančios biotos vidinės, išorinės ir suminės dozės galių skirstiniai dėl antropogeninės kilmės radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės poveikio.



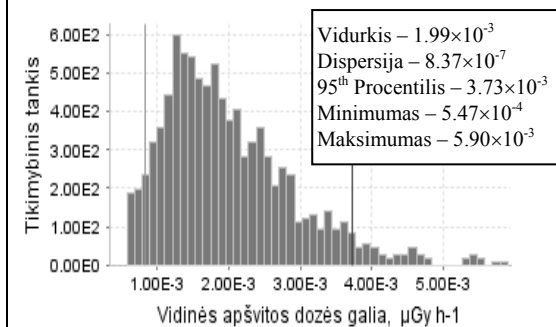




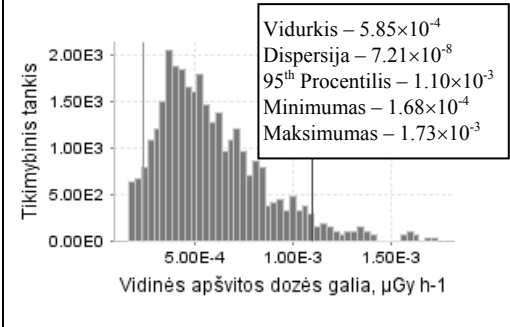
⁹⁰Sr Gastropoda



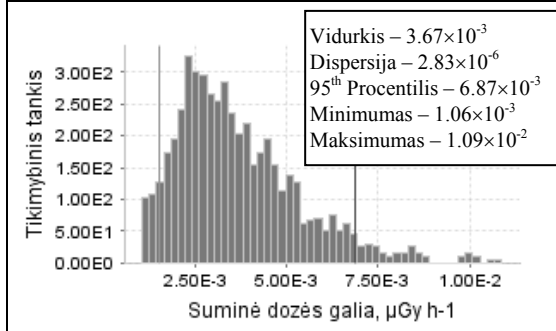
⁹⁰Sr Insectum larvae



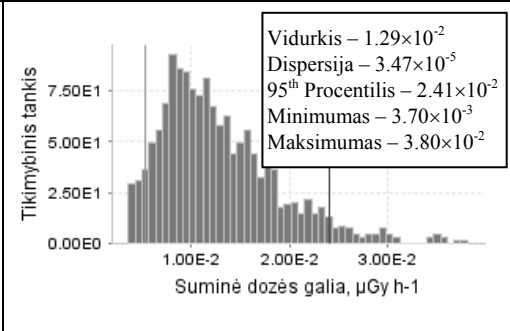
⁹⁰Sr Gastropoda



⁹⁰Sr Insectum larvae



⁹⁰Sr Gastropoda



⁹⁰Sr Insectum larvae